

UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

CONTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES NATIVAS Y EXÓTICAS DEL ARBOLADO URBANO A LA DIVERSIDAD DE ESPECIES Y PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA CIUDAD DE RANCAGUA

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

RAÚL RUBIO FLORES

Licenciado en Ciencias Forestales

SANTIAGO – CHILE.

2022

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

Profesor(a) Guía

Nombre Nélida Villaseñor Rossi

Nota _____

Firma _____

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre Cynnamon Dobbs

Nota _____

Firma _____

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre H. Jaime Hernández

Nota _____

Firma _____

Agradecimientos

Quiero agradecer a Nélida Villaseñor por haberme guiado en este trabajo. Agradezco su muy buena disposición y dedicación, así como su ayuda, consejos y retroalimentación con los cuales pude terminar este largo proceso. A su vez, agradezco a mis profesores consejeros por sus aportes a este trabajo en sus diferentes etapas.

Agradezco a la Ilustre Municipalidad de Rancagua por haberme permitido desarrollar este trabajo, y en especial, a todos los integrantes del Departamento de Áreas Verdes, Jardines y Arbolado por su apoyo, risas y motivación, generando un ambiente muy ameno y de constante superación.

Agradezco a los distintos profesores y profesoras del magíster y del pregrado por todos los conocimientos entregados para mi desarrollo. En especial, quiero agradecer al profesor Eduardo Martínez por su confianza, ayuda y guía durante toda mi formación profesional, aportando no solo a mis saberes académicos sino también a mi desarrollo personal. También agradezco a mis compañeros y amigos del pregrado y magíster por compartir este proceso.

A mi familia por su infinito e incondicional apoyo y cariño desde siempre. A Ninoska, por su amor, contención y por acompañarme en las distintas etapas de mi vida. A Sarpi y a mi abuelo, que si bien ya no están en forma física, los llevaré por siempre conmigo.

En fin, a los mismos de siempre. Brindemos camaradas por la Universidad.

Índice

1. Introducción.....	8
1.1. Objetivo General.....	11
1.2. Objetivos Específicos.....	11
2. Material y Método.....	12
2.1. Área de Estudio	12
2.2. Caracterización de la diversidad y estructura del arbolado vial.	13
2.3. Estimación de la contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.	16
2.3.1. Alimento potencial para fauna provisto por el arbolado urbano.....	18
2.3.2. Secuestro de carbono.	18
2.3.3. Regulación de temperatura.	19
2.3.4. Patrimonio natural.	19
2.3.5. Patrimonio arbóreo.....	20
2.3.6. Potencial alergénico.	20
2.3.7. Potencial daño a la infraestructura y salud humana.....	20
2.3.8. Análisis estadístico.....	21
2.4. Identificación de la distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos en la comuna.	22
2.4.1. Construcción de mapas.....	22
2.4.2. Análisis de la distribución e interacciones entre la diversidad y los servicios.	24
3. Resultados	25
3.1. Caracterización de la diversidad y estructura del arbolado vial.	25
3.2. Estimación de la contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.	30
3.3. Identificación de la distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos en la comuna.	35
4. Discusión.....	41

4.1. Caracterización de la diversidad y estructura del arbolado vial.	41
4.2. Contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.	43
4.3. Distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos.	48
4.4. Limitaciones y oportunidades del estudio.....	51
5. Conclusiones.....	53
6. Bibliografía	55
7. Apéndices	67
7.1. Estimación del servicio de soporte Alimento potencial para fauna provisto por el arbolado urbano.	67
7.2. Estimación de los servicios de regulación por especie.....	70
7.3. Estimación de los servicios culturales por especie.....	73
7.4. Estimación de los diservicios del arbolado urbano por especie.....	75
7.5. Valores utilizados para la interpolación espacial de los servicios y diservicios.....	79
7.6. Matriz de correlación de spearman de la diversidad, servicios y diservicios ecosistémicos.	83
7.7. Distribución diamétrica de las especies nativas y exóticas del arbolado vial de Rancagua.	84

Lista de Figuras

Figura 1. Mapa de ubicación de la ciudad de Rancagua.	13
Figura 2. Mapas de (A) los árboles censados el año 2016 y (B) las 100 parcelas con distribución aleatoria muestreadas en el año 2021.....	15
Figura 3. Índice de Importancia de A) especies exóticas y B) especies nativas, censadas en el año 2016.	26
Figura 4. Índice de Importancia de A) especies exóticas y B) especies nativas, muestreadas en el año 2021.	30
Figura 5. Número de árboles patrimoniales según especie, de acuerdo con censo del 2016. ...	33
Figura 6. Distribución espacial de la diversidad taxonómica del arbolado vial de acuerdo con (A) datos del censo 2016 y (B) datos del muestreo del 2021.	36
Figura 7. Distribución espacial de los servicios ecosistémicos evaluados: (A) alimento potencial para fauna; (B) regulación de la temperatura; (C) secuestro de carbono; (D) patrimonio natural; y (E) árboles patrimoniales.....	37
Figura 8. Distribución espacial de los diservicios: (A) daño potencial a la infraestructura y salud humana; y (B) potencial alergénico del arbolado urbano.	38
Figura 9. Distribución general de (A) los servicios ecosistémicos y (B) los diservicios del arbolado vial.....	40
Figura 10. Estratos socioeconómicos de Rancagua.	51

Lista de Tablas

Tabla 1. Listado de Servicios ecosistémicos que se analizarán.....	17
Tabla 2. Categorización del servicio potencial alimento para fauna siguiendo a Freitas et al. (2020) y Schlaepfer et al. (2020).	18
Tabla 3. Categorías del estado fitosanitario del arbolado vial.	21
Tabla 4. Cálculo de los servicios y diservicios para obtener su distribución espacial.....	23
Tabla 5. Caracterización del arbolado vial según datos del censo del año 2016.	25
Tabla 6. Especies con mayor Índice de Importancia según datos del censo del año 2016.	25
Tabla 7. Caracterización del arbolado vial en el año 2021.....	27
Tabla 8. Especies con mayor Índice de Importancia según datos del muestro del año 2021.....	27
Tabla 9. Estimación de Servicio de Soporte. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.	31
Tabla 10. Estimación de Servicios de Regulación. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.....	32
Tabla 11. Estimación de Servicios Culturales. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.	33
Tabla 12. Estimación de Diservicios. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.	35

Resumen

El desarrollo de ciudades sustentables y amigables con el medioambiente es esencial ante la gran pérdida de biodiversidad que genera la urbanización y el desapego de la sociedad con la naturaleza. Para esto, la naturaleza dentro de la ciudad es vital para la protección del patrimonio natural y el acceso universal a zonas verdes. Entre los diferentes componentes de la naturaleza urbana, el arbolado surge como un elemento fundamental en los ecosistemas urbanos ya que contribuye a conservar biodiversidad en ciudades y aporta diversos beneficios al ser humano, conocidos como servicios ecosistémicos. El conocer la diversidad y los beneficios que otorga el arbolado urbano junto a su distribución espacial, brinda una herramienta relevante para promover acciones para la conservación de la biodiversidad en ciudades y guiar futuros planes de forestación. En este estudio se evaluó la contribución de las especies nativas y exóticas del arbolado urbano a la provisión de servicios ecosistémicos en la ciudad de Rancagua. Para ello, se utilizó un censo realizado por la I. Municipalidad de Rancagua en el año 2016 y se muestrearon 100 nuevas parcelas en el año 2021. Se encontró una fuerte predominancia de las especies exóticas por sobre las nativas tanto en su diversidad (80% de los individuos y especies son alóctonos) como para la provisión de servicios ecosistémicos. Sin embargo, las especies nativas proveen servicios de regulación por árbol similares a las especies exóticas. A su vez, las especies exóticas generan mayores perjuicios o diservicios a la sociedad. Por último, se identificó el comportamiento espacial de la diversidad de árboles y la provisión de los servicios ecosistémicos aportados por el arbolado vial, encontrándose similitudes entre los distintos servicios ecosistémicos, los diservicios y su diversidad. Ante esta situación, se recomienda el uso de especies nativas para generar un arbolado urbano diverso, con mayor representación y preservación de la biodiversidad local, mayor provisión de servicios ecosistémicos y disminución de los niveles de diservicios, con el fin de mejorar el bienestar de la población y fortalecer el vínculo entre la naturaleza y la sociedad. La información desarrollada en este estudio sirve para guiar a los tomadores de decisión sobre cómo se debe planificar la ciudad. Esto, con el fin de generar una ciudad sustentable e impulsar acciones para la conservación de la biodiversidad dentro de la matriz urbana y guiar futuros planes de forestación.

Palabras claves: arbolado urbano, arbolado vial, diversidad, servicios ecosistémicos.

Summary

The development of sustainable and environmentally friendly cities is essential given the great biodiversity loss generated by urbanization and society detachment from nature. For this, nature in the city is vital for the protection of natural heritage and universal access to green areas. Among the different components of urban nature, urban forest emerges as a fundamental element in urban ecosystems since it contributes to conserving biodiversity in cities and provide various benefits to society, known as ecosystem services. Studying the diversity and benefits provided by urban trees along with their spatial distribution provides a relevant tool to promote actions for biodiversity conservation in cities and guide future afforestation plans. In this study, the valuation of the contribution of native and exotic species of urban forest to the provision of ecosystem services was done in Rancagua city. For this, we used a street forest census of the I. Municipalidad de Rancagua in 2016 and we measured 100 new sample plots in 2021. A strong predominance of exotic species over native species was found. Not just in their diversities (80% of the individuals and species are allochthonous) but also for the ecosystem services provision. Nevertheless, native species provide regulation services per tree like exotic species. In turn, exotic species generate greater damage or disservices to society. Finally, we identified the spatial distribution of tree diversity and ecosystem services provision by street forest. Similarities between the different ecosystem services, disservices, and diversity were observed. Given this situation, the use of native species is recommended to generate a diverse urban forest, with greater representation and local biodiversity. In addition, the use of native species will generate a greater provision of ecosystem services and the reduction of disservices to improve the well-being of the population and strengthen the link between nature and society. The information developed in this study serves to guide decision makers on how the city should be planned to generate a sustainable city. Also promote actions for the biodiversity conservation in the urban matrix and guide future afforestation plans.

Key words: urban forest, street forest, diversity, ecosystem services.

1. Introducción

El tamaño de la población humana continúa aumentando, y con ello, también el cambio de uso de suelo destinado a la construcción de ciudades (Naciones Unidas, 2019). La urbanización de áreas rurales y naturales genera pérdida de biodiversidad. De hecho, la urbanización es una de las principales causas de extinción de especies (Czech et al., 2000, McDonald et al., 2008, Vimal et al., 2012). Esta reducción en la biodiversidad se genera de forma directa por el cambio de uso de suelo y de forma indirecta, a través de la contaminación, el consumo de recursos naturales, fragmentación del hábitat, actividades recreativas, entre otras (DeFries et al., 2007). Por otro lado, el desarrollo de urbes sin considerar los elementos naturales genera ciudades poco amigables para la vida silvestre y un desapego de la sociedad con la naturaleza (Turner et al., 2004). A pesar de esto, las ciudades presentan especies nativas y/o endémicas lo que ofrece una oportunidad para la conservación de la biodiversidad, restauración y educación ambiental (Aronson et al., 2014; Kowarik et al., 2019).

Entendiendo los múltiples beneficios que provee la biodiversidad y la naturaleza para la vida humana, las Naciones Unidas (2015) ha identificado el desarrollo de ciudades y comunidades sustentables como uno de sus objetivos para el desarrollo sostenible. En efecto, dentro de sus metas se encuentra el proteger y salvaguardar el patrimonio natural, además de proporcionar un acceso universal a zonas verdes. En ese marco, la naturaleza en la ciudad será vital para cumplir las metas establecidas.

La naturaleza en ambientes urbanos comprende los parches o relictos naturales, los paisajes ecológicos construidos, la flora y la fauna presente en áreas urbanas (Kendle et al., 1997). La naturaleza en la ciudad provee múltiples beneficios a las personas, conocidos como servicios ecosistémicos urbanos (Muñoz-Pacheco y Villaseñor, 2022). Además, la naturaleza en la ciudad ofrece una conexión directa entre la sociedad y el mundo natural a través de diversas experiencias personales (experiencias sensibles, emocionales o simbólicas; Dunn et al., 2006; Prévot et al., 2016). A su vez, los distintos elementos naturales urbanos se rigen por las mismas leyes ecológicas que otros ecosistemas, por lo que la ecología y la conservación de la naturaleza debería ser incorporada en criterios de planificación urbana, sobre todo al considerar el alto impacto que tiene la urbanización sobre la biodiversidad (Niemelä, 1999). En este sentido, se debe promover la conservación dentro de la ciudad fomentando la preservación de la biodiversidad local para construir ciudades más sustentables (Dearborn y Kark, 2009).

Entre los diferentes componentes de la naturaleza urbana, el arbolado surge como un elemento fundamental en los ecosistemas urbanos ya que contribuye a conservar biodiversidad en ciudades y aporta diversos beneficios al ser humano (Dobbs et al., 2014; Jim y Chen, 2009; Schlaepfer et al., 2020, Villaseñor et al., 2021). El arbolado urbano comprende todas las plantas leñosas de hábito arbóreo que se encuentran en la ciudad, por lo que permite conservar especies leñosas además de una variedad de especies animales al mejorar la calidad del hábitat para la fauna en la ciudad (Amaya-Espinel, y Hostetler, 2019; Chace y Walsh, 2006; Villaseñor et al., 2021). En particular, el arbolado vial considera a los árboles ubicados en las distintas vías (avenidas, calles y pasajes) de la ciudad (Weller, 2014). El arbolado vial contribuye a aumentar la cobertura vegetal, además presenta el potencial de conectar el espacio verde, facilitando las diversas funciones ecológicas la ciudad (Cook, 2002). Debido a que las calles es el lugar donde ocurre la mayor actividad social, el arbolado vial ofrece una gran oportunidad para mejorar la calidad de vida de las personas y restaurar el vínculo entre las personas y la naturaleza (Hough, 2004; Menchaca, 2016).

El arbolado urbano comúnmente está compuesto por especies nativas y exóticas. Algunas ciudades presentan una mayor proporción de especies exóticas que de especies nativas, principalmente en áreas donde el espacio verde ha sido cultivado o creado por el ser humano (de Souza et al., 2020; Sjöman et al., 2012). Por ejemplo, en la ciudad de clima mediterráneo de Santiago de Chile, el arbolado urbano está fuertemente dominado por la vegetación exótica (Hernández y Villaseñor, 2018). Si bien esta brecha ha disminuido recientemente por los planes de forestación urbana con especies nativas, la proporción de vegetación exótica sigue siendo muy superior (las especies autóctonas representan el 86% del arbolado en el año 2014, Hernández y Villaseñor, 2018). La baja proporción de especies nativas se debe a la preferencia por especies exóticas debido a criterios ornamentales y/o culturales (Avolio et al., 2015). Por otro lado, la urbanización puede promover la homogenización de la flora, en la cual unas pocas especies se encuentran extendidas por gran parte del ecosistema urbano, disminuyendo la complejidad estructural y aumentando la similitud en la composición de especies de diferentes sitios (Gong et al., 2013; Schwartz et al., 2006).

El arbolado urbano provee una gran variedad de servicios ecosistémicos, ofreciendo múltiples beneficios a la sociedad (FAO, 2021). Los servicios ecosistémicos brindan una herramienta para concientizar a las personas sobre la estrecha relación entre el bienestar humano y la conservación de los ecosistemas naturales (Segovia, 2014), de forma que los bienes y servicios provistos por la naturaleza tienen tal nivel de importancia que, en ausencia de ellos, la forma de

vida humana actual no sería posible (Figuroa, 2008). De acuerdo con la Clasificación Internacional Común de los Servicios Ecosistémicos (CICES por sus siglas en inglés), los servicios se clasifican en tres secciones: a) servicios de provisión; b) servicios de regulación y mantención; y c) servicios culturales. Por otro lado, se distinguen los servicios de soporte, los cuales engloban a las funciones y procesos ecológicos que dan lugar a los servicios finales y que se vinculan con los bienes y servicios que son valorados por las personas (Haines-Young y Potschin, 2018).

En este sentido, el arbolado urbano aporta tanto servicios ecosistémicos de soporte como servicios finales. Uno de los servicios de soporte que sustenta el arbolado urbano, corresponde a la provisión de hábitat y alimento para la fauna (Amaya-Espinel, y Hostetler, 2019; Freitas et al., 2020). En cuanto a los servicios ecosistémicos finales, se puede destacar su función como regulador térmico, el cual reduce la intensidad de las islas de calor urbanas (King y Davis, 2007; Morabito et al., 2021). A su vez, ayuda a mitigar el cambio climático a través del secuestro de carbono, la captura de partículas, ozono y otros contaminantes propios de las actividades que se desarrollan en la ciudad (Becket et al., 2000; Brack, 2002; Davies et al., 2011, Martínez et al., 2017, Nowak et al., 2006). Por otro lado, también tiene un rol importante en la conexión entre el ser humano y la naturaleza a través de valores tangibles (madera, alimento, medicina, etc.) y culturales (conexiones espirituales y/o religiosas; Jim y Zhang, 2013; Jin et al., 2020; Rudl et al., 2019; Tyrväinen et al., 2007). Por último, al fomentar la preservación de especies nativas dentro del arbolado urbano, se crea una gran oportunidad para su conservación de forma directa (Kowarik et al., 2019; Nitoslawki et al., 2016).

La diversidad del arbolado urbano es crítica para la resiliencia de los servicios ecosistémicos, ya que, si el arbolado urbano presenta una baja diversidad de especies, puede ser más vulnerable al ataque de pestes y plagas, poniendo en riesgo la contribución del arbolado a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos que provee a la sociedad (Lohr, 2013; Kendal et al., 2014). Además, una alta diversidad implica una mayor capacidad de adaptación, por lo que funciona como un seguro ante cambios como el calentamiento global o cambios propios de los sistemas urbanos (Elmqvist et al., 2003; Mori et al., 2013), por lo que estudiar la diversidad y la provisión de servicios ecosistémicos del arbolado vial en conjunto, es importante para su planificación y manejo dentro de la ciudad.

En Chile, la mayoría de las investigaciones sobre el arbolado urbano se han realizado en Santiago (e.g. Dobbs et al., 2011a; Dobbs et al., 2018, Escobedo et al., 2016; Hernández y Villaseñor, 2018; Menchaca, 2016). Sin embargo, en otras ciudades de Chile existe un escaso conocimiento

y un difícil acceso a la información generada por las municipalidades u organismos públicos sobre la diversidad de especies en el arbolado urbano y los servicios ecosistémicos que provee. A su vez, los estudios en ciudades distintas a Santiago se han enfocado en las áreas verdes (e.g. Barra, 2019; Matamala, 2019; Salinas; 2018; Westermayer, 2019) o en sectores específicos dentro de la ciudad (e.g. López, 2008; Medina, 1999; Morales, 2018; Valenzuela, 2006), sin considerar el arbolado vial en su conjunto y los beneficios que este provee a la sociedad. Es importante contribuir a un mayor conocimiento del arbolado urbano en diferentes ciudades de Chile, ya que los patrones pueden variar porque las ciudades presentan diferentes tamaños, diseños, capital humano y presupuestos destinados a su manejo. En este sentido, se debe tener en cuenta que las ciudades intermedias (entendiéndolas como aquellas que tienen entre 70.000 y 350.000 habitantes, de acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos ONU-Hábitat (2012)) tienen sus propias complejidades en términos de segregación espacial, presión del crecimiento urbano y el impacto de las actividades productivas extractivas, además de la compleja intermediación entre estos fenómenos en sus diferentes escalas con los gobiernos locales y el gobierno central (Borsdorf et al., 2008; Toro y Orozco, 2018).

Esta investigación presenta evidencia científica sobre la contribución del arbolado urbano a la provisión de servicios ecosistémicos en la ciudad de Rancagua. Para esto, se utiliza el inventario forestal del arbolado vial de la Municipalidad que se complementa con nuevas mediciones. Esto aportará información relevante para promover acciones para la conservación de la biodiversidad en ciudades y guiar futuros planes de forestación en la ciudad.

1.1. Objetivo General

- Evaluar la contribución de las especies nativas y exóticas del arbolado urbano a la diversidad de especies y provisión de servicios ecosistémicos en la ciudad de Rancagua.

1.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar la diversidad y la estructura del arbolado vial.
- Estimar la contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.
- Identificar la distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos en la comuna.

2. Material y Método

2.1. Área de Estudio

El estudio se realizó en la ciudad de Rancagua, capital de la Región del General Libertador Bernardo O'Higgins, administrada íntegramente por la Ilustre Municipalidad de Rancagua. Esta comuna se encuentra a una altitud media de 572 msnm y tiene una superficie de 260,3 km², de los cuales cerca de 31,4 km² corresponden al área urbana (BCN, 2020a). Al año 2017 contaba con una población de 241.774 habitantes (923,68 hab/km²), con una proyección para el año 2020 de 265.211, en la cual un 96,9% pertenece al área urbana de la comuna. (INE, 2017). Las principales actividades económicas son la minería y la agricultura (BCN, 2020b), siendo esta última la que ocupa la mayor superficie con aproximadamente 95,6 km² (Zhao et al., 2016), formando un paisaje agrícola que bordea la zona urbana (Figura 1).

La ciudad está ubicada en la depresión intermedia de la zona central de Chile (Figura 1), en la cuenca de Rancagua; la cual se extiende desde Angostura de Paine por el norte hasta Angostura de Pelequén en el sur (BCN, 2020c). El clima es mediterráneo de lluvia invernal y con una estación de verano seca y calurosa (Csb), de acuerdo con la clasificación de Köppen (Peel et al., 2007). Presenta una temperatura media anual de 12,7°C, teniendo la máxima temperatura media en el mes de enero (18,9°C) y la mínima media mensual en el mes de julio (7,3°C) (Rioseco y Tesser, 2020). En cuanto a las precipitaciones, el valor promedio anual es de 407 mm, siendo junio el mes más lluvioso (95 mm) y enero el mes más seco (0,6 mm); aunque en los últimos 10 años sólo se han registrado cerca de 226 mm anuales (CR2, 2022).

De acuerdo con Luebert y Pliscoff (2017), la zona está inserta en el piso vegetacional "Bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* y *Prosopis chilensis*", que como señala su nombre, es dominada por el espino y el algarrobo. Esta formación se caracteriza por ser un bosque abierto con un alto nivel de degradación. En el estrato arbóreo además se pueden encontrar especies esclerófilas como *Quillaja saponaria* (quillay), *Lithraea caustica* (litre) y *Maytenus boaria* (maitén). En cuanto a la estrata arbustiva y herbácea, se encuentra compuesta principalmente por *Cestrum parqui* (palqui), *Muelhenbekckia hastulata* (quilo), *Schinus polygamus* (huingán), *Solanum ligustrinum* (natre), *Proustia cuneifolia* (huañil), *Avena barbata* (avena silvestre) y *Cynara cardunculus* (cardo).

Rancagua se presenta como un área interesante de estudio ya que corresponde a una ciudad intermedia del país (Toro y Orozco, 2018) con un gran dominio de las actividades económicas extractivas y una fuerte concentración de la población en las zonas urbanas. Además, es la

séptima ciudad con mayor crecimiento urbano en las últimas dos décadas (MINVU, 2021), por lo que resulta relevante investigar la composición y provisión de servicios ecosistémicos del arbolado urbano, ya que puede presentar patrones distintos a los que presentan las grandes ciudades de la región o de zonas mediterráneas.

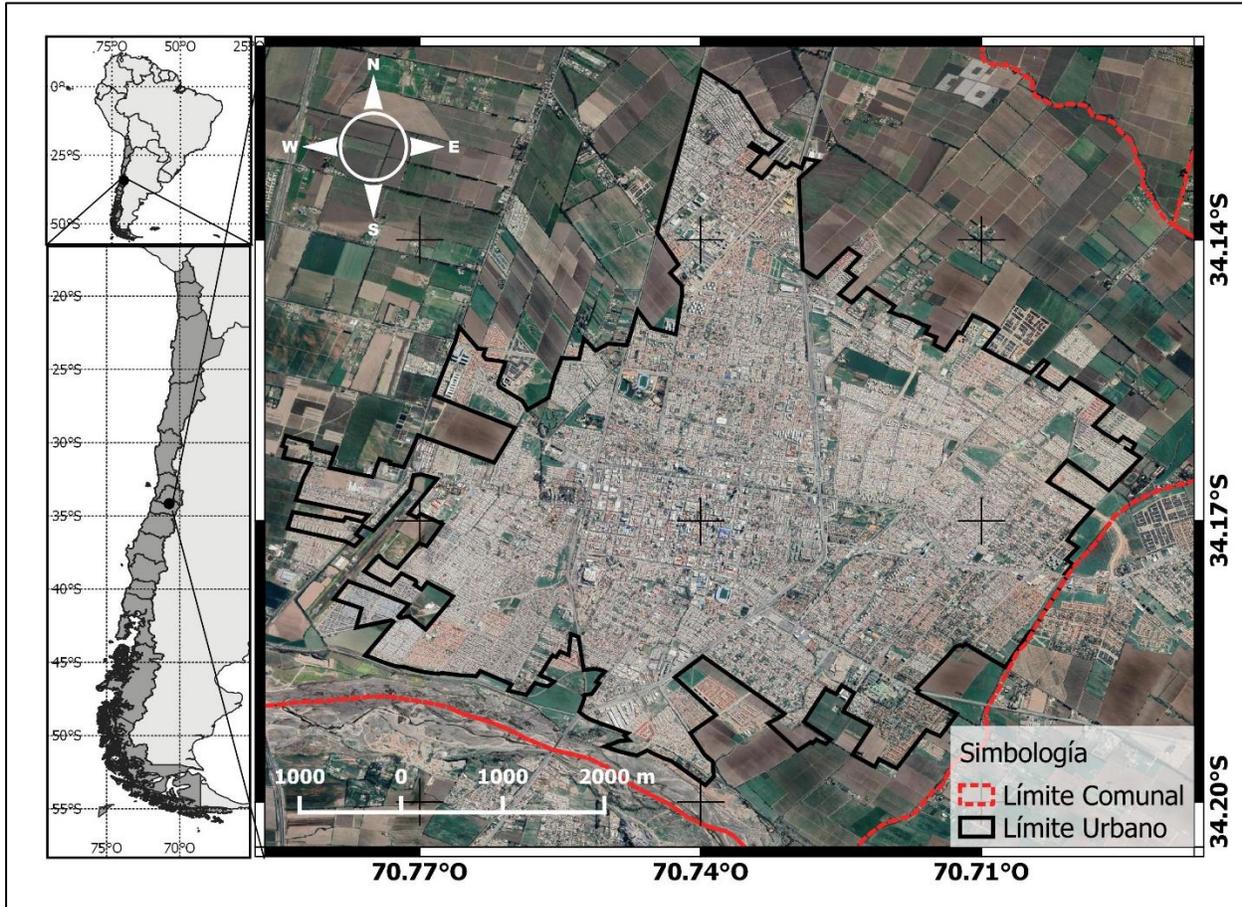


Figura 1. Mapa de ubicación de la ciudad de Rancagua.

2.2. Caracterización de la diversidad y estructura del arbolado vial.

Para caracterizar la diversidad del arbolado vial se usaron datos del arbolado vial proporcionados por la Ilustre Municipalidad de Rancagua. Estos datos corresponden a un censo arbóreo realizado en la comuna el año 2016. En este censo se identificaron a nivel de especie todos los árboles ubicados en los pasajes, las calles y las avenidas de Rancagua. Además, en los árboles ubicados en las calles y avenidas principales se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la altura, además de capturar la coordenada geográfica de cada uno. La ubicación de los árboles censados se muestra en la Figura 2 A).

Debido a que en los datos del censo existen 3.709 árboles sin identificar de un total de 22.163 ejemplares censados, se realizaron nuevas mediciones en el año 2021 con el fin de caracterizar con mayor detalle el arbolado vial. En este sentido, se muestrearon 100 parcelas rectangulares de 3 x 50 m distribuidas aleatoriamente en la comuna, similar al método descrito por Lahoti et al. (2020) para muestrear arbolado vial. En cada parcela, se identificó la especie de cada árbol, se midió el DAP, la altura, el diámetro de copa y el estado fitosanitario. La ubicación de las parcelas se observa en la Figura 2 B). La información de ambas fuentes de datos no fue mezclada, siendo utilizada para caracterizar de forma separada el arbolado vial.

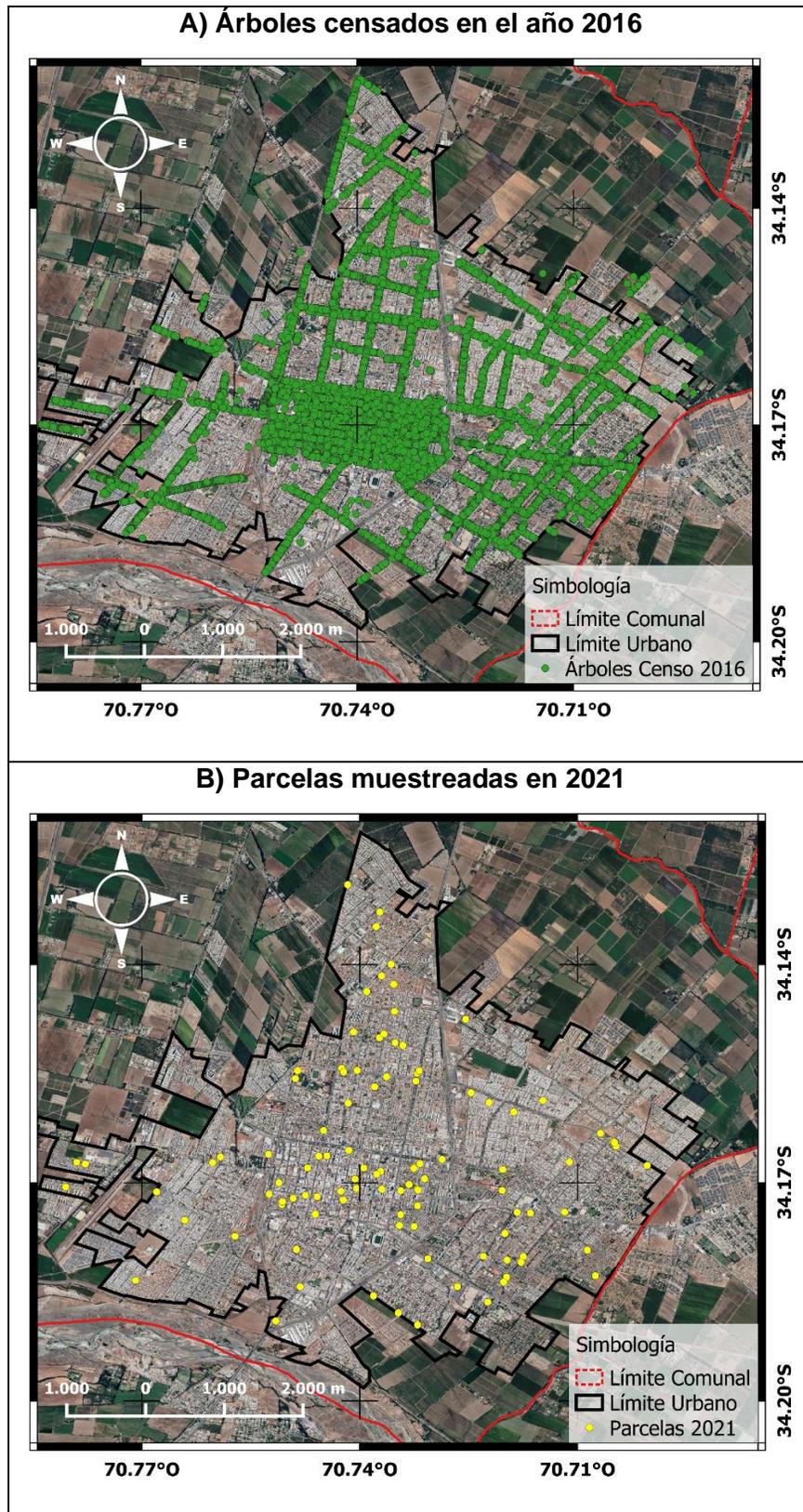


Figura 2. Mapas de (A) los árboles censados el año 2016 y (B) las 100 parcelas con distribución aleatoria muestreadas en el año 2021.

Todas las especies que fueron registradas en el censo y en el muestreo fueron clasificadas de acuerdo con su origen (nativas y exóticas), para evaluar la representatividad de la flora nativa en el arbolado vial. Además, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H' , ecuación 1) para toda la ciudad de forma separada con cada fuente de datos (censo del 2016 y muestreo 2021). A su vez, se calculó el índice de diversidad por separado para las especies nativas y para las especies exóticas con el fin de conocer el aporte de cada grupo de especies según su origen. Este índice se calcula de la siguiente forma:

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

Donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i y S es el número total de especies. En el índice, el valor 0 indica que la diversidad es mínima (existe solo una especie) mientras que el valor aumentará a medida que exista un mayor número de especies identificadas y estas se encuentren representadas por la misma cantidad de individuos.

Para caracterizar la estructura del arbolado urbano vial, se calculó el área basal (AB , ecuación 2), la abundancia relativa (A , ecuación 3) y la dominancia relativa (Dom , ecuación 4) de cada especie para determinar el índice de importancia relativa (Ii , ecuación 5) de cada una y jerarquizar su importancia (Curtis y McIntosh, 1951; Lahoti et al., 2020; López-López et al., 2018; Lozada, 2010). El mismo procedimiento se realizó según el origen de las especies. Las ecuaciones para calcular cada parámetro se presentan a continuación:

$$(2) \quad AB (m^2) = \frac{\pi}{4} DAP(m)^2$$

$$(3) \quad A (\%) = \frac{\text{Número de individuos de la especie } i}{\text{Número total de individuos}} \times 100$$

$$(4) \quad Dom (\%) = \frac{AB \text{ de la especie } i}{AB \text{ total}} \times 100$$

$$(5) \quad Ii = \frac{A(\%) + Dom (\%)}{2}$$

2.3. Estimación de la contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.

Se estimó la contribución de las especies nativas y exóticas a la provisión de cinco servicios ecosistémicos en la comuna de Rancagua. Ellos incluyen servicios de soporte (alimento potencial para fauna provisto por el arbolado), regulación (secuestro de carbono y regulación de temperatura) y culturales (patrimonio natural y patrimonio arbóreo), que son de interés en paisajes urbanos e influyen en la conservación de la biodiversidad y el bienestar humano (Davies et al., 2011; Dobbs et al., 2011b; Dobbs et al., 2014; Jim y Chen, 2009; Schlaepfer et al., 2020). Además,

se analizaron dos contra-servicios o diservicios del arbolado, para evaluar eventuales perjuicios a la comunidad y su bienestar (Dobbs et al., 2014; Schlaepfer et al., 2020).

Para la estimación se consideraron a los ejemplares encontrados en el arbolado vial el año 2016 y 2021, dependiendo de cada servicio (Tabla 1). A su vez, los servicios se clasificaron de acuerdo con la Clasificación Internacional Común de los Servicios Ecosistémicos (CICES por sus siglas en inglés; Haines-Young y Potschin, 2018).

Tabla 1. Listado de Servicios ecosistémicos que se analizarán.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	Datos necesarios	Base de Datos	Referencias
Soporte	Alimento potencial para fauna provisto por el arbolado	Oferta de recursos alimenticios	Especies de árboles	Muestreo 2021	Freitas et al. (2020); Schlaepfer et al. (2020)
Regulación	Secuestro de Carbono	kg C/año/especie	DAP y Altura	Censo 2016; Muestreo 2021	Davies et al. (2011); Henry et al. (2013); Martínez et al. (2017)
Regulación	Regulación de la temperatura	m ² sombra/especie	Diámetro de copa	Muestreo 2021	Dobbs et al. (2014); Dobbs et al. (2018)
Cultural	Patrimonio natural	% individuos nativos % especies nativas	Especies de árboles	Muestreo 2021	Frank et al. (2006)
Cultural	Patrimonio arbóreo	N° individuos patrimoniales N° especies patrimoniales	DAP, altura y especie	Censo 2016	Lutz et al. (2018); Jin et al. (2020)
Diservicio	Potencial alergénico	Índice de Alergenicidad de Zonas Verdes Urbanas	Especies de árboles, diámetro de copa y altura.	Muestreo 2021	Cariñanos et al. (2014).
Diservicio	Daño potencial a la infraestructura y salud humana	Estado fitosanitario	Estado fitosanitario de los árboles	Muestreo 2021	Dobbs et al. (2011b); Tomalak et al. (2011)

2.3.1. Alimento potencial para fauna provisto por el arbolado urbano.

Para el cálculo del servicio de soporte alimento potencial para fauna provisto por el arbolado urbano, se utilizaron los datos obtenidos en el año 2021. En esta línea, las especies fueron clasificadas de acuerdo con sus síndromes de polinización y dispersión de semillas, duración de la floración y fructificación para finalmente categorizarlas en 3 niveles, donde 1 es baja oferta de recursos alimenticios para la fauna; y 3, es alta oferta de recursos alimenticios, de forma similar a lo realizado por Freitas et al. (2020) y Schlaepfer et al. (2020). El detalle se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Categorización del servicio potencial alimento para fauna siguiendo a Freitas et al. (2020) y Schlaepfer et al. (2020).

Análisis de síndrome	Entrega de recursos	Duración	Subcategoría	Categoría final
¿La polinización entrega recursos para la fauna?	No	-	1	Promedio del nivel obtenido en las dos subcategorías:
	Si	Entre 1 y 2 meses	2	
		Superior a 2 meses	3	
¿La fructificación entrega recursos para la fauna?	No	-	1	[1 – 1,5[Bajo
	Si	Entre 1 y 2 meses	2	[1,5 – 2,5[Medio
		Superior a 2 meses	3	[2,5 - 3] Alto

Una vez definidas las categorías de las especies, se calculó el índice de Shannon-Wiener (descrito en la ecuación 1) por cada categoría y diferenciado entre especies exóticas y nativas con el fin de unificar en un solo indicador el número de especies y su abundancia. Cabe señalar que al tratarse de un recurso potencial que entrega el arbolado vial, no se evaluó su utilización efectiva por la fauna.

2.3.2. Secuestro de carbono.

Para el cálculo del secuestro de carbono se ocuparon principalmente las ecuaciones alométricas desarrolladas por Dobbs (2005), Dobbs et al. (2011a) y de la plataforma GlobAllomeTree (Henry et al., 2013), donde las ecuaciones específicas sólo necesitan el DAP, la altura total y en algunos casos el área de copa de los individuos para el cálculo. Para realizar el cálculo se utilizaron los datos obtenidos en censo del 2016 y las mediciones realizadas en el año 2021. Cuando no se encontraron funciones para alguna de las especies de Rancagua en los trabajos señalados

anteriormente, se buscaron ecuaciones para el género, familia o tipo de árbol (coníferas, palmeras, latifoliadas, etc.) de acuerdo con lo realizado por Escobedo et al. (2016).

Para obtener el secuestro de carbono a través de una tasa en toneladas de carbono por año, se utilizaron las parcelas de muestreo del año 2021 que se localizaron sobre áreas medidas en censo anterior. En estas parcelas se midió nuevamente el DAP, la altura y el diámetro de copa de los individuos para obtener la biomasa y la acumulación de carbono del arbolado al año 2021, para lo cual se identificaron los mismos individuos censados en el año 2016. Con los datos de acumulación de carbono de los años 2021 y 2016 obtenidos en las parcelas, se calculó el secuestro de carbono del arbolado urbano vial al restar la acumulación de carbono del año 2021 con la del año 2016 y dividiéndola por el tiempo transcurrido, obteniendo el secuestro de carbono en toneladas por año. Este cálculo se hizo por especie y según el origen de las especies (nativo o exótico).

2.3.3. *Regulación de temperatura.*

Para el cálculo de la regulación de temperatura, se tomó el diámetro de copa (medido en sentido norte-sur y este-oeste) de los individuos arbóreos, medido en el año 2021, para obtener el área de la copa asimilando su forma a la de una elipse. El área de la copa se utilizó como indicador directo del servicio de regulación de la temperatura, el cual se distinguió por especie y por origen con el fin de comparar el aporte de las especies exóticas y nativas (Dobbs et al.2014; Schlaepfer et al., 2020).

Además, se aplicó un factor de corrección a los individuos de acuerdo con su estado fitosanitario ya que no todos los individuos presentan el mismo vigor en el follaje (ver tabla 3 en punto 2.3.7). En este sentido, a los árboles que presentaron un estado fitosanitario regular, se redujo el valor del área de la copa a un 75%, mientras que aquellos con un estado fitosanitario malo se redujo a un 50%.

2.3.4. *Patrimonio natural.*

Como primer servicio cultural, se analizó el patrimonio natural para reconocer la contribución de las especies nativas a los valores de identidad y sentido de lugar (Chan et al., 2016; Schlaepfer et al., 2020). Para ello, se calculó el porcentaje de individuos y especies nativas del arbolado vial como indicador, tomando como base los datos del año 2021 (Dobbs et al., 2014; Frank et al., 2006).

2.3.5. Patrimonio arbóreo.

A su vez, se estimó la contribución de las especies nativas y exóticas al patrimonio arbóreo de Rancagua. Los árboles patrimoniales influyen directamente en la conexión entre el ser humano y la naturaleza (Jim y Zhang, 2013; Jin et al., 2020; Rudl et al., 2019). Para identificar los árboles patrimoniales, se utilizaron los datos del censo del año 2016 y se seleccionó el 1% más alto de todos los individuos, los individuos con DAP mayor a 60 cm y los árboles más grandes ordenados de forma que su suma acumulativa comprenda el 50% de la biomasa total (Lutz et al., 2018). Los árboles fueron agrupados de acuerdo con su especie y origen para conocer la contribución de las especies nativas y exóticas.

2.3.6. Potencial alergénico.

Para el caso de los diservicios, en primer lugar, se analizó el potencial alergénico a través del Índice de Alergenicidad de Zonas Verdes Urbanas (lugza, por sus siglas en inglés; ecuación 6) desarrollado por Cariñanos et al. (2014), el cual permite estimar el riesgo de experimentar sintomatología alérgica en las zonas verdes de la ciudad. Este índice utiliza parámetros alergénicos intrínsecos de las especies y la distribución y abundancia de estas en un espacio determinado. El índice se calcula de la siguiente forma:

$$(6) \quad I_{ugza} = \frac{1}{\max VPA \times St} \sum_{i=1}^k VPA_i S_i H_i$$

En donde k es el número de especies en cada parcela; VPA es el Valor de Potencial Alergénico de cada especie; Si es la superficie ocupada por cada especie en base al diámetro de su copa, Hi es la altura de la especie y St es la superficie total. Para determinar el VPA se utilizó en primera instancia la base “The Pollen Library” (www.pollenlibrary.com) para la clasificación, la cual define tres categorías: leve, moderado y severo. Cuando no se encontró información sobre determinadas especies en esta base de datos, se utilizó literatura gris. Este cálculo se desarrolló por separado para las especies nativas y exóticas.

2.3.7. Potencial daño a la infraestructura y salud humana.

En último lugar, se analizó el potencial daño a la infraestructura y salud humana que puede producir el arbolado vial a través de desganches o caídas (Dobbs et al., 2011b; Tomalak et al., 2011). Para ello, se utilizó como indicador el estado fitosanitario de los ejemplares (Dobbs et al., 2011b). Los individuos fueron clasificados de forma visual en una escala de 1 a 3 donde 1 es “mal estado” y 3 “buen estado” fitosanitario (Tabla 3; Carbonell et al., 2015). Se analizó a nivel de

especie y según su origen. Para el cálculo de ambos diservicios se utilizó la base de datos obtenidas del muestreo del año 2021.

Tabla 3. Categorías del estado fitosanitario del arbolado vial.

Categoría	Estado	Descripción
1	Malo	Árbol de bajo vigor, con poca o nula presencia de follaje, muerte apical o defoliación. Problemas serios de plagas o enfermedades como pudriciones, tumores, exudaciones y baja calidad de follaje. Con riesgo de estabilidad o sobrevivencia.
2	Regular	Árbol en condición media de vitalidad. Problemas de sanidad, ya sea por presencia menor de insectos, plagas, enfermedades y/o daños mecánicos.
3	Bueno	Árbol de gran vigor con desarrollo normal de hojas, flores y frutos. Sin presencia de plagas o enfermedades. Buen anclaje, con una estructura natural bien distribuida y estable.

Una vez definidas las categorías de las especies, se calculó el índice de Shannon-Wiener (descrito en la ecuación 1) por cada categoría y diferenciado entre especies exóticas y nativas con el fin de unificar en un solo indicador el número de especies y su abundancia.

2.3.8. Análisis estadístico.

Para los servicios alimento potencial, regulación de temperatura y secuestro de carbono; y los diservicios potencial alergénico y potencial daño a la infraestructura, se realizó la prueba U de Mann-Whitney (Mann y Whitney, 1947) al 95% de confianza, la cual permite conocer si dos grupos son equivalentes a través de la suma de los rangos relativos de cada muestra independiente. Se utilizó esta prueba ya que permite comparar muestras que obedecen a distribuciones libres, ordinales y/o discretas. Además, los casos en que se contaba con muestras con variables continuas (servicio de regulación de temperatura y secuestro de carbono), las variables no presentaron una distribución normal.

En cuanto al servicio cultural de patrimonio arbóreo, se realizó la prueba exacta de Fisher (Fisher, 1922) con el fin de conocer si existe una relación entre el origen de las especies (exótico o nativo) con la cualidad de ser clasificado como árbol patrimonial. A su vez, se realizó la V de Cramér para medir el efecto de esta asociación. La V de Cramér entrega un valor entre 0 y 1, en donde

valores cercanos a 0 indican una relación muy pequeña, mientras que valores cercanos a 1 indican una relación fuerte. Por último, para el servicio patrimonio natural, no se comparó estadísticamente ya que se subentiende que es exclusivo para las especies nativas.

2.4. Identificación de la distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos en la comuna.

2.4.1. *Construcción de mapas.*

Para evaluar de forma visual los patrones espaciales de la diversidad, y contribuir a guiar futuros planes de arborización, con los datos del censo del año 2016 se utilizó una grilla de 100x100m (valor similar al tamaño de una manzana y operativo para trabajar a nivel de cuadra), calculándose en cada cuadrante el índice de diversidad de Shannon-Wiener del arbolado vial. De la grilla, se seleccionaron todos los cuadrantes en los que se obtuvo un valor y se realizó una interpolación espacial con un método de ponderación de distancia inversa (IDW por sus siglas en inglés), con un coeficiente de distancia de 0,1 para suavizar los cambios dentro de la interpolación debido al carácter heterogéneo no continuo de las ciudades, de forma similar a lo realizado por Escobedo et al. (2016). A su vez, también se calculó la diversidad con los datos obtenidos del muestreo del año 2021, con el fin de comparar de forma visual posibles diferencias entre ambas fuentes de datos. Para ello, también se utilizó una interpolación espacial IDW usando las 100 parcelas de medición tomando el punto central como referencia y un coeficiente de distancia de 0.1.

El mismo método fue utilizado para conocer la distribución espacial de los distintos servicios y diservicios ecosistémicos, mapeándose cada uno de ellos a través de una interpolación espacial IDW. Para ello, se tomó como base las 100 parcelas de medición del año 2021, tomando el punto central de cada una como referencia y un coeficiente de distancia de 0,1.

El único servicio ecosistémico que se mapeó de forma distinta corresponde al patrimonio arbóreo. En este caso específico, se utilizaron los datos obtenidos del año 2016, ya que los árboles patrimoniales fueron identificados a partir de dicho censo. Para conocer su distribución espacial, se utilizó una grilla de 100x100m, en la cual se contó el número de árboles patrimoniales por cuadrante. Al igual que para el cálculo de la diversidad del año 2016, se seleccionaron todos los cuadrantes en los que se obtuvo un valor y se realizó una interpolación espacial IDW con un coeficiente de distancia de 0,1.

El detalle del cálculo para obtener un solo valor por cada servicio y por cada parcela, se presenta en la Tabla 4:

Tabla 4. Cálculo de los servicios y diservicios para obtener su distribución espacial.

Servicio o diservicio	Cálculo	Fuente de datos
Alimento potencial para fauna	Promedio ponderado de la categoría obtenida por cada especie y el área de la copa de los árboles de cada parcela.	Muestreo 2021
Secuestro de carbono	Sumatoria del secuestro de carbono de los árboles de la parcela.	Muestreo 2021
Regulación de temperatura	Sumatoria de las áreas de las copas de los árboles de la parcela, asumiendo que las copas no se superponen.	Muestreo 2021
Patrimonio natural	Porcentaje de especies nativas dentro de la parcela.	Muestreo 2021
Patrimonio arbóreo	Número de árboles patrimoniales por cuadrante.	Censo 2016
Potencial alergénico	Índice calculado de forma separada por parcela.	Muestreo 2021
Potencial daño a la infraestructura	Promedio simple del estado fitosanitario de los árboles de cada parcela.	Muestreo 2021

Con ayuda de estos mapas, se identificaron áreas de baja y alta provisión de servicios ecosistémicos, así como zonas con altos y bajos niveles de diservicios, a través de una suma igualmente ponderada de todos los servicios y diservicios estandarizados en una escala de 0 a 1 para facilitar el análisis (Dobbs et al. 2011b, Dobbs et al., 2014). Para integrar el patrimonio arbóreo a la suma ponderada, se tomaron solo los árboles patrimoniales que se encontraron dentro de las parcelas de medición del año 2021. Esto se realizó de forma separada para la provisión de servicios ecosistémicos y para los niveles de diservicios provistos por el arbolado urbano. Todo esto, con el propósito de gestionar múltiples servicios ecosistémicos para identificar zonas de bajo suministro de servicios y que deben ser intervenidas, o, por el contrario, prevenir la degradación en aquellas áreas de mayor valor. En este mismo sentido, se identificaron las áreas con altos niveles de diservicios, las cuales deben ser gestionadas para mejorar la relación entre los elementos naturales con la sociedad, favoreciendo el vínculo entre ambos.

Todos los cálculos, procesos, geoprocursos y mapas fueron realizados con el software QGIS 3.16.6.

2.4.2. *Análisis de la distribución e interacciones entre la diversidad y los servicios.*

Para analizar los patrones espaciales de la diversidad y de los servicios y diservicios ecosistémicos, se calculó la I de Moran (1950). Esta prueba corresponde a una medida de autocorrelación espacial que sirve para verificar si los patrones espaciales de las variables en estudio se encuentran agrupados o se distribuyen de forma aleatoria, indicando el valor p de significancia de la autocorrelación. Para los casos que existió una correlación espacial, se calculó la G general de Getis-Ord (Ord y Getis, 1995), la cual corresponde a un indicador local de asociación espacial. Esta prueba estadística mide la concentración de valores altos o bajos en una determinada área de estudio e indica si los valores altos se agrupan con otros valores altos (clúster de alto valor) o, por el contrario, los valores altos se agrupan con valores bajos en su entorno (clúster de bajo valor).

Para analizar las interacciones entre la diversidad, los servicios y diservicios, se utilizó una matriz de correlación de Spearman ya que permite comparar datos no paramétricos, de distribución libre, ordinales y/o discretos. Esta matriz entrega la correlación entre pares de variables medida en un valor entre -1 y 1. Si el valor es negativo indica que existe una correlación inversa entre ambas variables, en cambio, si es positiva, la relación es directa. Entre más se acerque el valor a los extremos, indica que la relación es más fuerte. Además, se calculó el valor p de cada relación con el fin de conocer la significancia estadística de la prueba.

3. Resultados

3.1. Caracterización de la diversidad y estructura del arbolado vial.

En el censo realizado en el año 2016 en la Ciudad de Rancagua, se identificaron 18.453 árboles correspondientes a 22 especies, registrando una gran predominancia de las especies exóticas (19 especies y 17.316 individuos) por sobre las nativas (3 especies y 1.138 individuos). Esta dominancia se ve reflejada también a nivel de género y familia. A su vez, las especies exóticas presentan una mayor abundancia, dominancia e Índice de Importancia relativa (Tabla 5).

En cuanto a la diversidad de especies, se obtuvo un valor total de 2,579 para el índice de Shannon-Wiener, donde las especies exóticas presentan mayor diversidad de especies que las especies nativas (Tabla 5). Sin embargo, existen más de 3.000 árboles que no fueron identificados a nivel de especie.

Tabla 5. Caracterización del arbolado vial según datos del censo del año 2016.

Origen	N° de árboles	Especies	Géneros	Familias	AB	A (%)	DOM (%)	li	H'
Nativo	1.138	3	3	3	49,91	6,17	5,53	5,85	0,213
Exótico	17.316	19	18	14	852,93	93,83	94,47	94,15	2,366
Total	18.454	22	21	17	902,84	100	100	100	2,579

Observación: AB: área basal (m²); A (%): abundancia relativa; DOM (%): dominancia relativa; li: índice de Importancia; y H': índice de diversidad de Shannon-Wiener.

La especie con mayor Índice de Importancia corresponde al falso acacio (*Robinia pseudoacacia*), mientras la segunda corresponde a la palmera fénix (*Phoenix canariensis*), debido a la gran envergadura de su fuste, siendo la especie con mayor área basal de todo el censo (Tabla 6). Cabe señalar que, dentro de las especies con mayor Índice de Importancia, la primera especie nativa aparece en el décimo lugar (*Schinus molle*) y la segunda especie nativa en el catorceavo puesto (*Quillaja saponaria*) (Tabla 6 y Figura 3).

Tabla 6. Especies con mayor Índice de Importancia según datos del censo del año 2016.

N°	Origen	Especie	li	N° arb.	AB	A (%)	DOM (%)
1	Exótico	<i>Robinia pseudoacacia</i>	20,63	3103	220,79	16,81	24,45
2	Exótico	<i>Phoenix canariensis</i>	17,39	742	277,69	4,02	30,76
3	Exótico	<i>Acer negundo</i>	11,33	2797	67,73	15,16	7,50

4	Exótico	<i>Liquidambar styraciflua</i>	7,25	2194	23,58	11,89	2,61
5	Exótico	<i>Lagerstroemia indica</i>	5,99	2066	7,01	11,20	0,78
6	Exótico	<i>Acacia melanoxylon</i>	4,62	812	43,66	4,40	4,84
7	Exótico	<i>Ligustrum lucidum</i>	4,49	1227	20,98	6,65	2,32
8	Exótico	<i>Prunus cerasifera</i>	4,34	1046	27,25	5,67	3,02
9	Exótico	<i>Platanus orientalis</i>	4,25	708	42,18	3,84	4,67
10	Nativo	<i>Schinus areira</i>	3,43	422	41,28	2,29	4,57
11	Exótico	<i>Melia azedarach</i>	3,34	392	41,06	2,12	4,55
12	Exótico	<i>Populus nigra</i>	3,12	443	34,62	2,40	3,83
13	Exótico	<i>Fraxinus excelsior</i>	3,00	709	19,51	3,84	2,16
14	Nativo	<i>Quillaja saponaria</i>	2,42	715	8,63	3,87	0,96
15	Exótico	<i>Grevillea robusta</i>	1,66	299	15,30	1,62	1,69
16	Exótico	<i>Liriodendron tulipifera</i>	1,38	447	3,11	2,42	0,34
17	Exótico	<i>Brachychiton populneus</i>	0,68	152	4,93	0,82	0,55
18	Exótico	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	0,39	106	1,77	0,57	0,20
19	Exótico	<i>Gleditsia triacanthos</i>	0,16	35	1,12	0,19	0,12
20	Exótico	<i>Magnolia grandiflora</i>	0,13	36	0,66	0,20	0,07
21	Exótico	<i>Acer palmatum</i>	0,01	2	0,00	0,01	0,00
22	Nativo	<i>Vachellia caven</i>	0,00	1	0,00	0,01	0,00

Observación: Ii: índice de Importancia; N° arb.: número de árboles muestreados; AB: área basal (m²); A (%): abundancia relativa; y DOM (%): dominancia relativa.

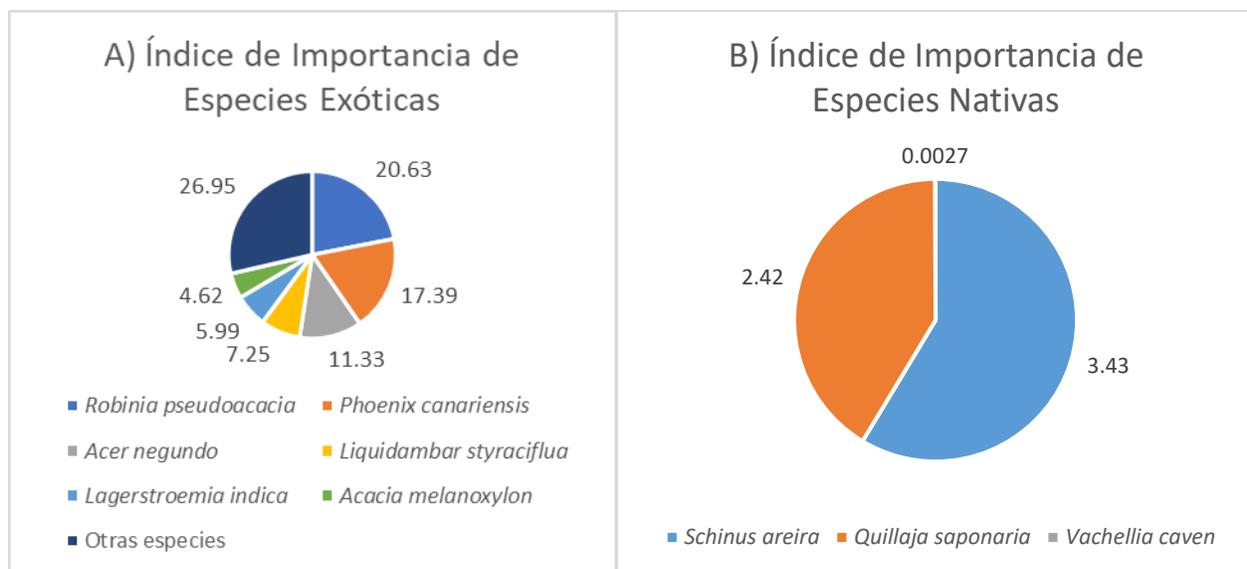


Figura 3. Índice de Importancia de A) especies exóticas y B) especies nativas, censadas en el año 2016.

Debido a la gran cantidad de árboles no identificados en el censo del año 2016, se calcularon los mismos índices en los datos obtenidos de las parcelas de muestreo realizadas en el año 2021. En este muestreo, se identificaron 820 árboles correspondientes a 72 especies, registrando una predominancia de las especies exóticas (58 especies y 656 individuos) por sobre las nativas (14 especies y 164 individuos). Esta dominancia se ve reflejada también a nivel de género y familia. También, las especies exóticas presentan una mayor abundancia, dominancia e Índice de Importancia (Tabla 7).

Tabla 7. Caracterización del arbolado vial en el año 2021.

Origen	N° de árboles	Especies	Géneros	Familias	AB	A(%)	DOM (%)	li	H'
Nativo	164	14	13	10	5,81	20	14,28	17,14	0,654
Exótico	656	58	49	31	34,87	80	85,72	82,86	2,622
Total	820	72	62	41	40,67	100	100	100	3,276

Observación: AB: área basal (m²); A (%): abundancia relativa; DOM (%): dominancia relativa; li: índice de Importancia; y H': índice de diversidad de Shannon-Wiener.

En los datos obtenidos en el año 2016 y los del año 2021 se identificaron 50 especies más que las registradas en el censo del año 2021. Esto también se ve reflejado en el índice de diversidad y en el índice de importancia de las especies nativas, las cuales aumentaron, aunque de igual forma existe una vasta dominancia de las especies exóticas.

A las 3 especies nativas identificadas en el 2016, se suman 11 nuevas especies, 10 nuevos géneros y 7 nuevas familias. Las especies encontradas corresponden a *Schinus areira* y *Schinus latifolius* pertenecientes a la familia Anacardiaceae, *Cryptocarya alba* y *Beilschmiedia miersii* de la familia Lauraceae, *Vachellia caven* y *Senna candolleana* de la familia Fabaceae, *Crinodendron patagua* y *Aristotelia chilensis* de la familia Elaeocarpaceae, *Quillaja saponaria* de la familia Quillajaceae, *Maytenus boaria* de la familia Celastraceae, *Escallonia rubra* de la familia Escalloniaceae, *Myrceugenia correifolia* de la familia Myrtaceae, *Cestrum parqui* de la familia Solanaceae, y *Azara dentata* de la familia Salicaceae.

Tabla 8. Especies con mayor Índice de Importancia según datos del muestro del año 2021.

N°	Origen	Especie	li	N° arb.	AB	A(%)	DOM(%)
1	Exótico	<i>Robinia pseudoacacia</i>	16,62	105	8,31	12,80	20,44
2	Exótico	<i>Phoenix canariensis</i>	9,80	13	7,33	1,59	18,02
3	Exótico	<i>Acer negundo</i>	7,72	75	2,56	9,15	6,30

4	Nativo	<i>Schinus areira</i>	7,51	42	4,02	5,12	9,89
5	Nativo	<i>Quillaja saponaria</i>	6,16	76	1,24	9,27	3,05
6	Exótico	<i>Liquidambar styraciflua</i>	5,25	62	1,19	7,56	2,93
7	Exótico	<i>Platanus orientalis</i>	5,12	18	3,27	2,20	8,04
8	Exótico	<i>Ligustrum lucidum</i>	4,91	62	0,92	7,56	2,27
9	Exótico	<i>Prunus cerasifera</i>	4,45	47	1,29	5,73	3,16
10	Exótico	<i>Lagerstroemia indica</i>	3,97	60	0,25	7,32	0,62
11	Exótico	<i>Acacia melanoxylon</i>	2,95	18	1,50	2,20	3,70
12	Exótico	<i>Fraxinus excelsior</i>	2,35	24	0,72	2,93	1,77
13	Exótico	<i>Grevillea robusta</i>	1,98	17	0,76	2,07	1,88
14	Exótico	<i>Washingtonia filifera</i>	1,34	5	0,84	0,61	2,06
15	Exótico	<i>Liriodendron tulipifera</i>	1,20	14	0,28	1,71	0,70
16	Exótico	<i>Populus nigra</i>	1,16	4	0,74	0,49	1,83
17	Exótico	<i>Melia azedarach</i>	0,98	3	0,65	0,37	1,60
18	Exótico	<i>Ailanthus altissima</i>	0,97	7	0,44	0,85	1,08
19	Exótico	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,96	12	0,18	1,46	0,45
20	Nativo	<i>Maytenus boaria</i>	0,88	13	0,07	1,59	0,18
21	Exótico	<i>Brachychiton populneus</i>	0,85	11	0,15	1,34	0,36
22	Exótico	<i>Quercus rubra</i>	0,77	5	0,38	0,61	0,93
23	Exótico	<i>Tilia cordata</i>	0,72	9	0,14	1,10	0,34
24	Nativo	<i>Cryptocarya alba</i>	0,69	6	0,26	0,73	0,64
25	Nativo	<i>Vachellia caven</i>	0,67	8	0,15	0,98	0,37
26	Exótico	<i>Ulmus minor</i>	0,67	5	0,30	0,61	0,73
27	Exótico	<i>Acacia dealbata</i>	0,64	5	0,27	0,61	0,67
28	Exótico	<i>Parkinsonia aculeata</i>	0,58	6	0,17	0,73	0,43
29	Exótico	<i>Sequoia sempervirens</i>	0,52	2	0,32	0,24	0,79
30	Exótico	<i>Catalpa bignonioides</i>	0,44	2	0,26	0,24	0,64
31	Exótico	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	0,42	5	0,10	0,61	0,23
32	Exótico	<i>Cupressus macrocarpa</i>	0,38	5	0,06	0,61	0,15
33	Nativo	<i>Crinodendron patagua</i>	0,37	5	0,05	0,61	0,13
34	Exótico	<i>Magnolia grandiflora</i>	0,37	5	0,05	0,61	0,12
35	Exótico	<i>Quercus suber</i>	0,33	1	0,22	0,12	0,54
36	Exótico	<i>Ginkgo biloba</i>	0,31	4	0,05	0,49	0,13
37	Exótico	<i>Brachychiton discolor</i>	0,30	2	0,14	0,24	0,35
38	Exótico	<i>Olea europaea</i>	0,29	4	0,04	0,49	0,09
39	Exótico	<i>Taxodium distichum</i>	0,28	1	0,18	0,12	0,44

40	Exótico	<i>Myoporum laetum</i>	0,26	3	0,07	0,37	0,16
41	Exótico	<i>Ficus carica</i>	0,23	2	0,09	0,24	0,22
42	Exótico	<i>Eriobotrya japonica</i>	0,21	3	0,02	0,37	0,05
43	Exótico	<i>Populus alba</i>	0,20	1	0,11	0,12	0,28
44	Exótico	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,20	1	0,11	0,12	0,28
45	Exótico	<i>Citrus sinensis</i>	0,20	3	0,01	0,37	0,03
46	Exótico	<i>Fagus sylvatica</i>	0,20	3	0,01	0,37	0,03
47	Exótico	<i>Laurus nobilis</i>	0,20	3	0,01	0,37	0,03
48	Nativo	<i>Aristotelia chilensis</i>	0,19	3	0,00	0,37	0,00
49	Nativo	<i>Escallonia rubra</i>	0,18	3	0,00	0,37	0,00
50	Exótico	<i>Persea americana</i>	0,15	1	0,08	0,12	0,19
51	Exótico	<i>Trachycarpus fortunei</i>	0,15	1	0,07	0,12	0,17
52	Exótico	<i>Bauhinia forficata</i>	0,14	2	0,02	0,24	0,04
53	Exótico	<i>Albizia julibrissin</i>	0,13	2	0,00	0,24	0,01
54	Nativo	<i>Beilschmiedia miersii</i>	0,12	2	0,00	0,24	0,00
55	Nativo	<i>Myrceugenia correifolia</i>	0,12	2	0,00	0,24	0,00
56	Exótico	<i>Cercis siliquastrum</i>	0,11	1	0,04	0,12	0,10
57	Exótico	<i>Prunus persica</i>	0,11	1	0,04	0,12	0,09
58	Exótico	<i>Gleditsia triacanthos</i>	0,10	1	0,03	0,12	0,09
59	Exótico	<i>Paulownia tomentosa</i>	0,09	1	0,03	0,12	0,06
60	Exótico	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0,08	1	0,01	0,12	0,03
61	Exótico	<i>Araucaria bidwillii</i>	0,07	1	0,01	0,12	0,02
62	Exótico	<i>Citrus limon</i>	0,07	1	0,01	0,12	0,02
63	Exótico	<i>Euonymus japonicus</i>	0,07	1	0,01	0,12	0,02
64	Exótico	<i>Pittosporum tobira</i>	0,07	1	0,01	0,12	0,02
65	Nativo	<i>Senna candolleana</i>	0,07	1	0,01	0,12	0,01
66	Exótico	<i>Betula pendula</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00
67	Exótico	<i>Malus domestica</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00
68	Nativo	<i>Cestrum parqui</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00
69	Exótico	<i>Prunus cerasus</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00
70	Nativo	<i>Azara dentata</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00
71	Exótico	<i>Acer palmatum</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00
72	Nativo	<i>Schinus latifolius</i>	0,06	1	0,00	0,12	0,00

Observación: Ii: índice de Importancia; N° arb.: número de árboles muestreados; AB: área basal (m²); A (%): abundancia relativa; y DOM (%): dominancia relativa.

Las especies con mayor índice de importancia no varían en demasía en comparación a lo descrito en el año 2016, sin embargo, el pimiento (*S. areira*) y el quillay (*Q. saponaria*) aumentan considerablemente su valor, posicionándose en el cuarto y quinto lugar respectivamente. El resto de las especies nativas presentan un bajo índice de importancia, en el cual ninguna logra superar el valor 1 (Figura 4B).

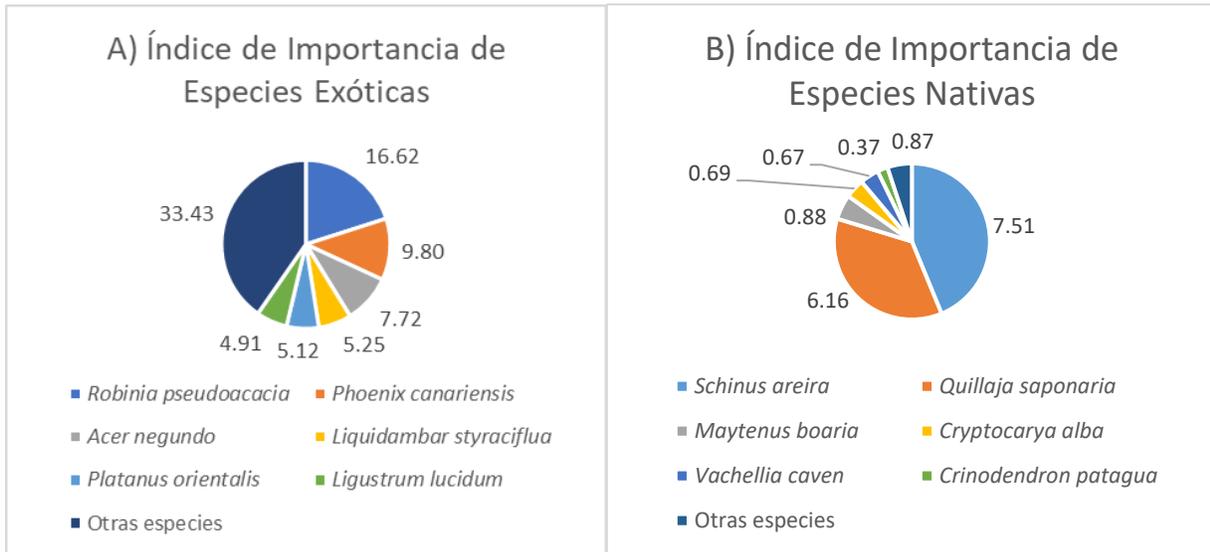


Figura 4. Índice de Importancia de A) especies exóticas y B) especies nativas, muestreadas en el año 2021.

3.2. Estimación de la contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.

En el servicio de soporte estimado (servicio de alimento potencial para fauna), se identificó una mayor provisión por parte de las especies nativas, ya que presentaron un mayor índice de Shannon-Wiener para las especies que fueron clasificadas con un potencial alto. En este sentido, las especies nativas presentan una mayor abundancia de especies con potencial alto en comparación a las especies exóticas (Tabla 9). A su vez, la prueba U de Mann-Whitney encontró diferencias estadísticas muy significativas ($p < 0,001$) entre las especies exóticas y nativas al comparar la suma de los rangos relativos de las categorías potenciales de cada individuo, por lo que es correcto concluir que las especies nativas entregan una mayor provisión de este servicio de soporte.

Dentro de las especies nativas, las que presentan mayor oferta de alimentos son *Aristotelia chilensis*, *Cestrum parqui*, *Cryptocarya alba*, *Escallonia rubra*, *Maytenus boaria*, *Myrceugenia*

correifolia, *Senna candolleana* y *Vachellia caven*. En cambio, en las especies exóticas destacan *Laurus nobilis* y las pertenecientes a los géneros *Citrus spp.* y *Prunus spp.*

Las especies con mayor provisión de este servicio responden a que presentan un sistema de polinización y dispersión de frutos y/o semillas dependientes de la fauna (entomofilia, ornitofilia, endozoocoria, entre otros) junto con periodos de floración y fructificación prolongados. Al contrario, aquellas especies que presentan menor provisión se deben a que sus síndromes de polinización y dispersión de semillas dependen de factores abióticos, por lo que la oferta de alimento potencial para la fauna que habita en la ciudad podría ser menor.

Tabla 9. Estimación de Servicio de Soporte. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.

Servicio de soporte	Nativo	Exótico	Total
Alimento potencial para fauna – Índice de Shannon-Wiener con potencial alto	1,561	1,166	2,727
Alimento potencial para fauna – Índice de Shannon-Wiener con potencial medio	0,400	2,416	2,816
Alimento potencial para fauna – Índice de Shannon-Wiener con potencial bajo	0	1,951	1,951
Alimento potencial para fauna - N° Especies con potencial alto	10	10	20
Alimento potencial para fauna - N° Especies con potencial medio	4	31	35
Alimento potencial para fauna - N° Especies con potencial bajo	0	17	17

En los servicios de regulación, las especies exóticas en general proveen mayor cantidad de servicios que las especies nativas. En específico, las especies exóticas generan mayor provisión del servicio de secuestro y almacenamiento de carbono (Tabla 10). Las especies exóticas presentaron mayor provisión de almacenamiento y secuestro de carbono dado que contaban con mayor DAP y altura. Las comparaciones del servicio de almacenamiento y secuestro de carbono mostraron una diferencia significativa en la prueba U de Mann-Whitney ($p < 0,05$), sin embargo, no se encontraron diferencias para el servicio de regulación de temperatura ($p = 0,33$).

Tabla 10. Estimación de Servicios de Regulación. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.

Servicios de Regulación	Nativo	Exótico	Total
Regulación T° - Área total (m ²)	2.498	10.477	12.975
Regulación T° - Área total (%)	19,26	80,74	100
Regulación T° - Área promedio por individuo (m ² /Ind.)	15,23	15,97	15,82
Secuestro Carbono total (Kg C/año)	795,95	4.198,73	4.994,68
Secuestro Carbono total (%)	15,94	84,06	100
Secuestro Carbono por individuo (Kg C/año/ind.)	3,68	25,83	21,40
Almacenamiento Carbono total aéreo (Kg C)	14.951	133.402	148.353
Almacenamiento Carbono total aéreo (%)	10,08	89,92	100
Almacenamiento Carbono por individuo aéreo (Kg C/ ind.)	91,16	203,36	180,92

En cuanto a las especies que proveen mayor servicio de regulación de la temperatura, se destacan las especies exóticas *Quercus suber*, *Taxodium distichum*, *Gleditsia triacanthos*, *Platanus orientalis*, *Quercus rubra*, *Catalpa bignonioides*, *Populus nigra* y *Melia azedarach* las cuales presentan mayor provisión por individuo (superior a 50 m²/ind.). En cuanto a las especies nativas, las que presentaron mayor provisión del servicio de regulación de temperatura son el pimientillo (*S. areira*) con 34 m²/ind., el peumo (*Cryptocarya alba*) con 20 m²/ind. y el quillay (*Q. saponaria*) con 11 m²/ind.

A su vez, las especies con mayor secuestro de carbono en el periodo evaluado (2016 a 2021) corresponden a *Washingtonia filifera*, *Populus alba*, *Populus nigra* y *Ulmus minor*, mientras que las especies nativas con mayor secuestro son *C. alba*, *S. areira*, *Crinodendron patagua* y *V. caven*. Por otro lado, las especies que presentan mayor almacenamiento de carbono en el periodo evaluado difieren con las de mayor secuestro, destacando las especies exóticas *Q. suber*, *C. bignonioides*, *Phoenix canariensis* y *Q. rubra* con más de 1.000 kg C/Ind.; en cambio, en las especies nativas sobresale *C. alba* y *S. areira*, con más de 100 kg C/Ind.

Para los servicios culturales también existe una dominancia de las especies exóticas por sobre las nativas (Tabla 11). En este sentido, las especies nativas solo contienen el 7% del total de árboles patrimoniales y cuentan con 2 especies correspondientes a *S. areira* y *Q. saponaria*, de

acuerdo con los datos del año 2016. El resto de las especies tienen origen exótico (Figura 6). La prueba exacta de Fisher arrojó una relación significativa ($p=0,01$) entre el origen de las especies con la cualidad de ser catalogado como árbol patrimonial. Sin embargo, la V de Cramér entregó un valor muy cercano a 0 ($V=0,019$) lo que indica que existe una relación muy pequeña entre ambas variables.

En cuanto al patrimonio natural, este es bastante bajo ya que solo un 20% de los árboles corresponden a especies nativas y del total de especies, solo el 19% tienen origen nativo, según el muestreo del año 2021 (Tabla 11).

Tabla 11. Estimación de Servicios Culturales. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.

Servicios Culturales	Nativo	Exótico	Total
Árboles Patrimoniales - N° Individuos	110	1.302	1.412
Árboles Patrimoniales - N° Especies	2	17	19
Patrimonio Natural - Porcentaje de individuos nativos	20	0	20
Patrimonio Natural - Porcentaje de especies nativas	19	0	19

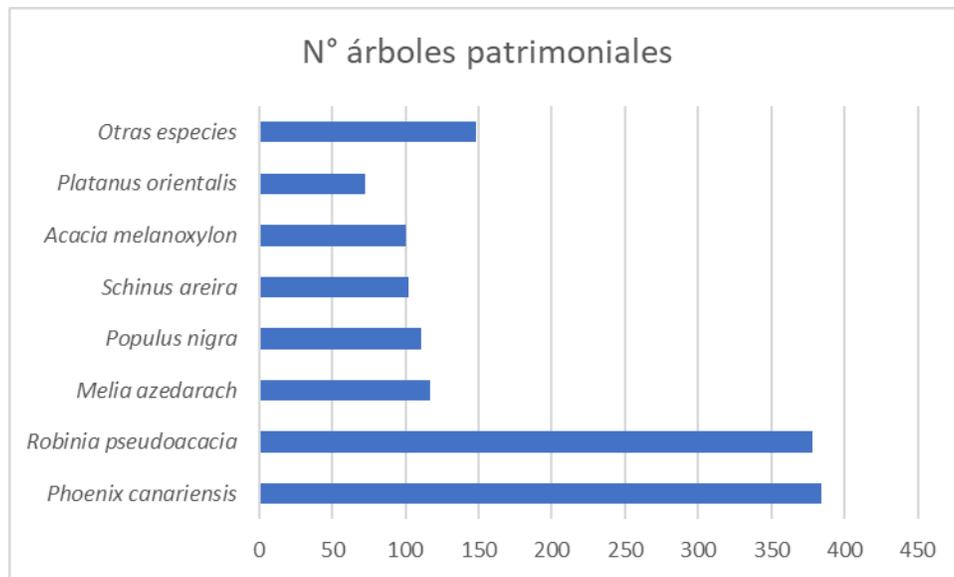


Figura 5. Número de árboles patrimoniales según especie, de acuerdo con censo del 2016.

Con relación a los diservicios de las especies exóticas y nativas de la ciudad de Rancagua, las especies nativas presentan un Índice de Alergenicidad de Zonas Verdes Urbanas más bajo que el de las especies exóticas. A su vez, la prueba U de Mann-Whitney presentó diferencias

significativas ($p < 0,001$) al comparar la suma de los rangos relativos entre las especies exóticas y nativas. En este sentido, las especies nativas cuentan en su mayoría con un potencial alergénico bajo, mientras que en las especies exóticas existen 8 especies y el 29% de los árboles con potencial alergénico alto (Tabla 12).

Las especies con mayor potencial alergénico corresponden a *Acacia melanoxylon*, *Catalpa bignonioides*, *Populus nigra*, *Platanus orientalis*, *Quercus rubra*, *Quercus suber* y *Schinus areira* ya que producen una alta cantidad de polen y una polinización anemófila. Además, presentan una mayor abundancia y un mayor desarrollo dentro de la ciudad (reflejado a través del diámetro de copa y altura), lo que genera una alta carga polínica en el aire que termina afectando a las personas.

Con respecto al diservicio de potencial daño a la infraestructura y salud humana, las especies exóticas presentaron un mayor índice de Shannon-Wiener que las especies nativas en las tres categorías (potencial alto, medio y bajo), debido a que en Rancagua existe una mayor abundancia y diversidad de especies alóctonas (Tabla 12). A su vez, la prueba U de Mann-Whitney arrojó diferencias significativas ($p < 0,001$) entre las especies exóticas y nativas, en el cual las especies nativas presentan una media y una mediana del potencial daño más baja que las especies alóctonas. En este sentido, el 19% de los individuos exóticos tienen un potencial alto y un 44% presentan un potencial regular ya que tienen un peor estado fitosanitario, lo que aumenta la probabilidad de caída del ejemplar completo o un desganche de una rama, comprometiendo la seguridad de la comunidad. Por otro lado, en las especies nativas, el 76% de los individuos tiene un potencial bajo ya que contaban con un buen estado fitosanitario. La única especie nativa con potencial alto corresponde al espino (*V. caven*), en tanto, en las especies exóticas las con mayor cantidad de individuos con un potencial alto corresponden a *A. negundo*, *Prunus cerasifera* y *Robinia pseudoacacia*.

Tabla 12. Estimación de Diservicios. Para nativo y exótico, se destaca en negrita el valor superior para cada servicio que presentó diferencias estadísticas significativas.

Diservicios	Nativo	Exótico	Total
Índice de Alergenicidad de Zonas Verdes Urbanas	1,62	2,37	2,55
Potencial Alergénico - N° Esp. con potencial bajo	14	36	50
Potencial Alergénico - N° Esp. con potencial moderado	0	14	14
Potencial Alergénico - N° Esp. con potencial severo	0	8	8
Potencial Daño a Infraestructura – Índice de Shannon-Wiener con potencial bajo	1,661	2,955	4,616
Potencial Daño a Infraestructura - Índice de Shannon-Wiener. con potencial medio	1,295	2,840	4,135
Potencial Daño a Infraestructura - Índice de Shannon-Wiener con potencial alto	0	1,790	1,790

3.3. Identificación de la distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos en la comuna.

La distribución espacial de la diversidad en la ciudad de Rancagua de acuerdo con los datos del 2016 y los datos del 2021 muestran una mayor diversidad taxonómica en la zona suroriente, centro y norte. Las zonas de baja diversidad se concentran en el poniente y, en menor medida, en el oriente de la ciudad. Sin embargo, en el mapa de diversidad del año 2021 se ve que existiría una mayor diversidad hacia la zona nororiente de la ciudad, concentrándose las zonas con bajos niveles en el extremo oriente (Figura 6).

La prueba I de Morán fue significativa para la diversidad calculada a partir de los datos del año 2016, sin embargo, no existió suficiente evidencia para los datos del año 2021. Esto quiere decir que la diversidad se encuentra agrupada espacialmente y su distribución no responde a efecto del azar. A su vez, la G general de Getis-Ord indicó que existe una clusterización de valores altos, por lo que en los puntos donde existe una alta diversidad, sus vecinos también presentarán valores altos para esta variable.

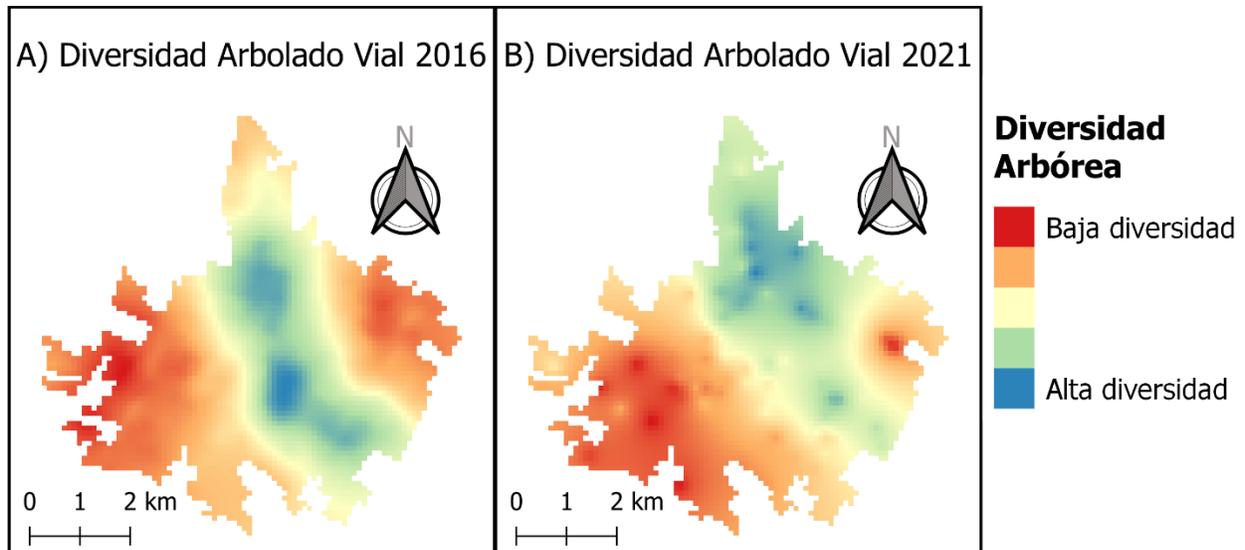


Figura 6. Distribución espacial de la diversidad taxonómica del arbolado vial de acuerdo con (A) datos del censo 2016 y (B) datos del muestreo del 2021.

En cuanto a la distribución de los servicios ecosistémicos provistos por el arbolado urbano, el servicio de alimento potencial para la fauna presenta una mayor provisión hacia el oriente de la ciudad (Figura 7A). A su vez, los servicios de secuestro de carbono y la regulación de temperatura, tienen una mayor concentración en la zona norte de la ciudad, aunque para la regulación de la temperatura existe una zona de alta provisión en la parte suroriente (Figura 7B y 7C).

Para los servicios culturales, se visualiza que el servicio patrimonio natural se encuentra concentrado hacia el oriente de la ciudad, mientras que la mayor cantidad de árboles patrimoniales se ubican hacia el suroriente (Figura 7D y 7E).

Los servicios de regulación de temperatura, patrimonio natural y patrimonio arbóreo se encuentran autocorrelacionados espacialmente (I de Morán con $p < 0,05$) por lo que existe un agrupamiento que no responde a efectos del azar. A su vez, los tres servicios cuentan con una clusterización de valores altos (G de Getis Ord con $p < 0,05$) por lo que en donde existen valores altos para un servicio, sus vecinos también contarán con valores altos. Para los servicios alimento potencial y secuestro de carbono, no se encontró suficiente evidencia ($p = 0,21$ y $p = 0,66$ respectivamente) para señalar que se encuentren autocorrelacionados espacialmente.

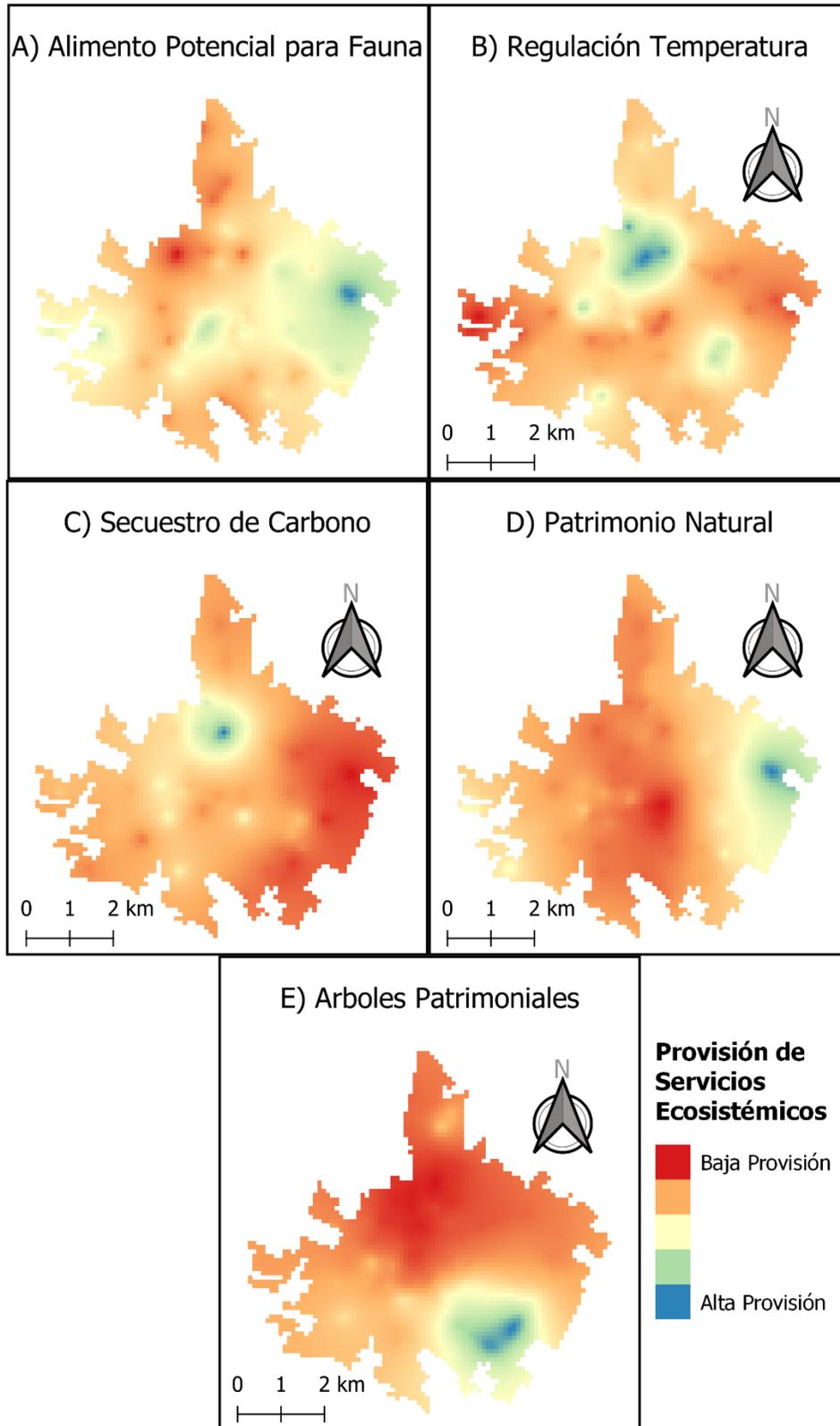


Figura 7. Distribución espacial de los servicios ecosistémicos evaluados: (A) alimento potencial para fauna; (B) regulación de la temperatura; (C) secuestro de carbono; (D) patrimonio natural; y (E) árboles patrimoniales.

En cuanto a los diservicios generados por el arbolado urbano, se observa que el daño potencial a la infraestructura presenta un mayor potencial en el centro y hacia el sector norte de la ciudad (Figura 8A), en tanto, el diservicio potencial alergénico se encuentra concentrado hacia el poniente (Figura 8B). Solo el diservicio daño potencial presentó una autocorrelación espacial significativa (I de Morán con $p=0,02$). Sin embargo, no existió suficiente evidencia para identificar qué tipo de clusterización presentaba (G general de Getis-Ord con $p=0,30$).

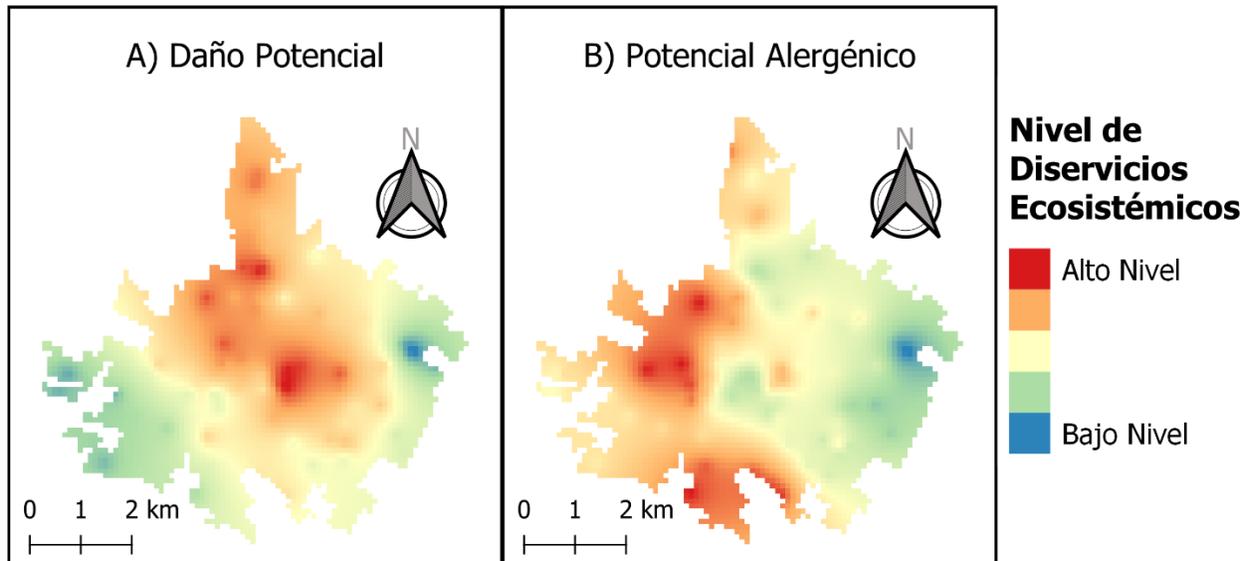


Figura 8. Distribución espacial de los diservicios: (A) daño potencial a la infraestructura y salud humana; y (B) potencial alergénico del arbolado urbano.

Para comprobar las similitudes visuales entre la diversidad, los servicios y diservicios, se realizó una matriz de correlación de Spearman entre pares de variables (Apéndice 7.6). Se encontró una correlación fuerte y significativa entre la regulación de la temperatura con el diservicio potencial alergénico ($r_s = 0,884$, $p < 0,001$). A su vez, se encontraron relaciones moderadas entre la regulación de temperatura y el secuestro de carbono ($r_s = 0,529$, $p < 0,001$); entre el servicio alimento potencial y el servicio de patrimonio natural ($r_s = 0,458$, $p < 0,001$); entre el secuestro de carbono y el diservicio potencial alergénico ($r_s = 0,455$, $p < 0,001$); entre la diversidad y el secuestro de carbono ($r_s = 0,387$, $p < 0,001$); y entre el patrimonio natural con el diservicio daño potencial ($r_s = -0,369$, $p < 0,001$). Por último, se encontraron relaciones significativas entre la diversidad y la regulación de temperatura ($r_s = 0,1741$, $p = 0,08$); entre la diversidad y el patrimonio natural ($r_s = 0,224$, $p = 0,02$); entre la regulación de temperatura y el patrimonio arbóreo ($r_s = 0,206$, $p = 0,04$); y entre el patrimonio arbóreo y el diservicio potencial alergénico ($r_s = 0,260$, $p = 0,01$).

El mapa general de provisión de servicios ecosistémicos del arbolado vial de Rancagua muestra que la zona sur y suroriente cuentan con una alta provisión de servicios, mientras que, en la parte norte y norponiente de la ciudad, existe una menor provisión de servicios ecosistémicos (Figura 9A). En cuanto a los diservicios, la zona norponiente y centro de la ciudad cuenta con un alto nivel de diservicios. Por el contrario, los extremos oriente y poniente son los que presentan menores niveles de diservicios (Figura 9B).

La suma estandarizada de los servicios presentó una autocorrelación espacial significativa al 90% de confianza ($p=0,08$), mientras la suma estandarizada de los diservicios presentó una autocorrelación espacial significativa al 95% ($p=0,02$). A su vez, ambas presentaron una clusterización de valores altos significativa (G de Getis-Ord con $p<0,05$), por lo que en aquellas zonas con una mayor provisión de servicios o con mayor nivel de diservicios, sus vecinos presentarán valores similares.

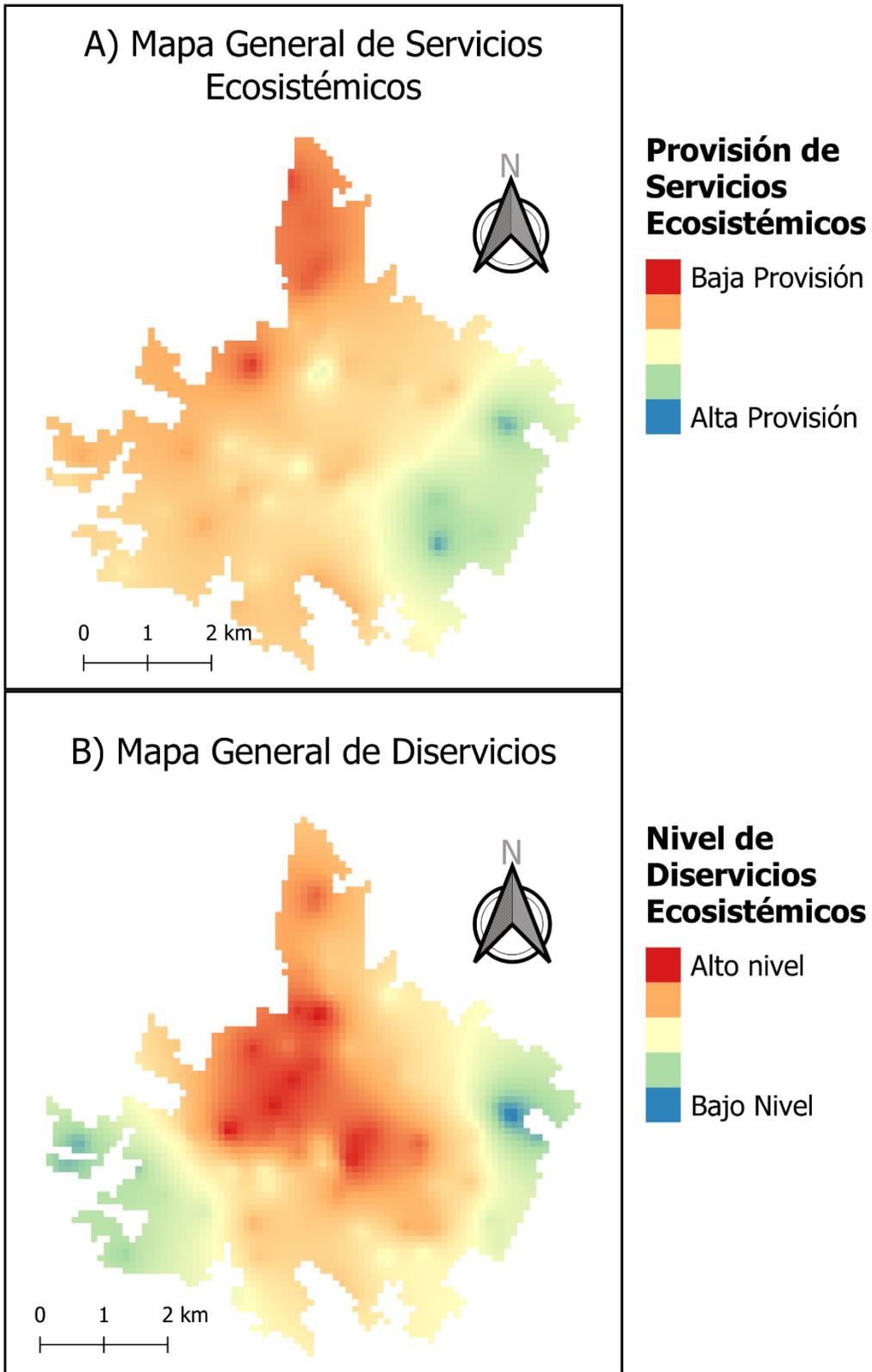


Figura 9. Distribución general de (A) los servicios ecosistémicos y (B) los diservicios del arbolado vial.

4. Discusión

4.1. Caracterización de la diversidad y estructura del arbolado vial.

La diversidad estimada con los datos del censo del año 2016 fue notablemente más baja que la estimada en el año 2021. Esto se puede deber a una nueva política en la selección de especies por parte del municipio, el cual en los últimos años ha intentado diversificar el arbolado urbano de la ciudad (I. Municipalidad de Rancagua, 2018). Sin embargo, la explicación más factible para este aumento es la existencia de problemas metodológicos y de identificación al momento de la realización del censo. En efecto, en los datos del año 2016 existen 3.709 árboles sin identificar, por lo que existe un gran vacío en la identificación y una subestimación de la diversidad, la cual se ve reflejada a través del índice de Shannon-Wiener. Además, para un periodo tan breve entre evaluaciones (5 años), resulta poco probable encontrar cambios tan drásticos (Escobedo et al., 2016; Hernández y Villaseñor, 2018). A su vez, las especies sin identificar corresponden a las de menor abundancia y dominancia dentro de la ciudad, por lo que su no identificación va en directo detrimento para el cuidado y conservación de los ejemplares más escasos en la urbe. En este sentido, contar con información detallada y actualizada del arbolado urbano de la ciudad es imperante para tomar las medidas correctas para su mantención.

La proporción entre especies nativas y exóticas del arbolado urbano puede variar en gran medida entre ciudades (Lahoti, 2020; Martínez et al., 2017; Sjöman et al., 2012, Zhang et al., 2012). Sin embargo, al igual que para el arbolado urbano de Santiago de Chile (Hernández y Villaseñor, 2018), en Rancagua existe una fuerte dominancia de la vegetación exótica por sobre la nativa. Además, se observa que esta brecha estaría disminuyendo en el tiempo, aunque la proporción de especies exóticas sigue siendo muy superior a la proporción de especies nativas. Esta gran predominancia puede explicarse dada la preferencia por estas especies, debido a sus mayores tasas de crecimiento, por criterios ornamentales y paisajísticos, por la disponibilidad de especies en viveros y una posible mayor tolerancia a las plagas y condiciones urbanas (Alvarado et al., 2012; Avolio et al., 2015; Beytia et al., 2012). No obstante, fomentar un arbolado diverso a través de la plantación de especies nativas podría aumentar la resiliencia a las plagas y enfermedades, preservar las especies de árboles locales y proporcionar un hábitat para las especies nativas en el entorno urbano, generando un arbolado urbano con mayor representación de la biodiversidad local (Kowarik et al., 2019; Nitoslawski et al., 2016).

Por otro lado, la gran predominancia de las especies exóticas por sobre las especies nativas puede resultar perjudicial para los ecosistemas circundantes a la ciudad, ya que puede promover

la invasión de especies exóticas y reducir la diversidad de especies nativas (Alvey, 2006). Esto toma aún mayor relevancia, al considerar que la zona central de Chile se encuentra en uno de los denominados hotspots de biodiversidad por su alta cantidad de endemismos (Myers et al., 2000) y que la rápida expansión urbana amenaza fuertemente a la biodiversidad local (Czech et al., 2000, McDonald et al., 2008, Vimal et al., 2012). De hecho, en este estudio se encontraron 9 especies exóticas que se encuentran asilvestradas/naturalizadas en los ecosistemas naturales de Chile, de acuerdo con lo señalado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, 2017) y que representan el 20,8% del arbolado vial de Rancagua. Dentro de ellas, destacan las especies *A. dealbata*, *A. melanoxylon*, *A. pseudoplatanus* y *R. pseudoacacia*, las cuales han superado la etapa de naturalización y se han desarrollado como especies invasoras (Fuentes et al., 2014), lo que representa un serio peligro para la diversidad local. Por el contrario, de las 14 especies nativas encontradas en este estudio, 8 son especies endémicas (Rodríguez et al., 2018), lo cual representa el 57% del total de árboles nativos y el 11, 5% del arbolado vial total. En este sentido, existe un alto porcentaje de especies endémicas dentro de las especies nativas, sin embargo, tienen una muy baja representación en el arbolado de Rancagua.

En cuanto al número y composición de especies encontradas, el resultado es similar el encontrado por Menchaca (2016) para el arbolado vial de Santiago de Chile, no así con los resultados descritos por Hernández y Villaseñor (2018), quienes encontraron 137 especies para el arbolado urbano de la misma ciudad. Esta diferencia se puede explicar debido a que en este último estudio se evaluó el arbolado urbano en general y no solo el asociado a las vías de la ciudad, por lo que una parte importante de la diversidad del arbolado urbano se encuentra proporcionada por los parques, plazas y jardines residenciales o privados de la ciudad (Menchaca, 2016; Sjöman et al., 2012). En efecto, las áreas públicas contienen una baja complejidad estructural y un manejo menos intensivo que el que presentan los jardines privados (Harris et al., 2017). A su vez, los tomadores de decisión tienen temor o falta de información para proponer nuevas especies que no han sido probadas en la ciudad, con el fin de asegurar el éxito de la plantación (Menchaca, 2016).

Las especies con mayor abundancia encontradas en Rancagua son similares a las descritas para Santiago de Chile (Hernández y Villaseñor, 2018; Menchaca, 2016), destacando *R. pseudoacacia*, *A. negundo*, *L. styraciflua* y *P. orientalis*. Todas estas especies son caducifolias, por lo que pierden sus hojas durante el invierno y pueden llegar a producir grandes cantidades de compuestos perjudiciales para la calidad del aire y la salud humana (Criollo et al., 2016; Prendez et al., 2019). Esto tiene mayor importancia, al considerar que el 60% de las especies

exóticas encontradas en Rancagua, son de hoja caducifolia. Por el contrario, todas las especies nativas encontradas en este estudio son de hoja perenne, en concordancia con las especies que se encuentran en las áreas silvestres o con menor grado de perturbación antrópica del piso vegetacional en el que se encuentra Rancagua (Luebert y Pliscoff, 2017).

En esta misma línea, de acuerdo con lo descrito por Beytia et al. (2012) las especies más abundantes en Rancagua presentan altos requerimientos hídricos. Esto puede conllevar a una mala mantención y/o pérdida de los ejemplares debido a la poca disponibilidad hídrica, más aún, considerando la actual situación de escasez hídrica de la zona central del país. En este sentido, es importante señalar que las especies nativas de la zona central del país presentan bajos requerimientos hídricos, por lo que su promoción puede contribuir a reducir la demanda de este recurso por parte del arbolado, facilitando su mantención y mejorando la calidad de los individuos arbóreos dentro de la comuna (Alvarado et al., 2012; Beytia et al., 2012).

Las grandes similitudes entre Rancagua y Santiago son sorprendentes ya que se esperaba un comportamiento distinto entre ambas ciudades dadas las diferencias que presentan en cuanto a tamaño, gobernanzas locales y presupuestos destinados al manejo del arbolado. En este sentido, las variables señaladas anteriormente no tendrían mayor influencia en la estructura del arbolado vial, prevaleciendo los criterios ornamentales y culturales (Avolio et al., 2015), asociados a la percepción de mayores tasas de crecimiento de las especies exóticas, criterios estéticos y paisajísticos, disponibilidad de plantas en viveros, una supuesta mayor tolerancia al estrés urbano, plagas y enfermedades y el miedo a proponer nuevas especies por parte de los tomadores de decisión (Menchaca, 2016; Hernández y Villaseñor, 2018).

4.2. Contribución a los servicios ecosistémicos de las especies nativas y exóticas.

En el servicio de soporte alimento potencial para fauna evaluado en este estudio, las especies nativas ofrecen mayor cantidad de recursos potenciales para la fauna existente dentro de la matriz urbana. Esta relación tiene sentido si se toma en cuenta la historia evolutiva de los bosques esclerófilos y templados, en donde un alto porcentaje de especies de plantas (> 50 %) depende de la fauna para polinizar sus flores y dispersar sus semillas (Vergara et al., 2014). Por otro lado, se evidenció que una alta cantidad de las especies exóticas también pueden proveer potencialmente a la fauna con recursos alimenticios, por lo que los árboles alóctonos también podrían contribuir a conservar fauna en ambientes urbanos (Schlaepfer et al., 2011) y proveer distintos servicios ecosistémicos a la comunidad (Schlaepfer et al., 2020). Esto puede resultar contraproducente, ya que las especies exóticas generalmente se consideran una amenaza para la biodiversidad (Mack et al., 2000; McGeoch et al., 2010). En este sentido, si se quisiera ocupar

especies exóticas con el fin de brindar recursos alimenticios (Fernández, 2019), se debe considerar el grado de invasión de la especie y no plantarlas cerca de bordes de los ecosistemas silvestres o con menor grado de antropización (Freitas et al., 2020). Sin embargo, al considerar que en este estudio las especies nativas otorgarían mayores recursos alimenticios, se recomienda el uso de estas especies por sobre las alóctonas, mientras que estas últimas podrían ser ocupadas en casos extremos, en el cual el medio se encuentre altamente urbanizado y con escasa cobertura de áreas verdes (Schlaepfer et al., 2011; Freitas et al., 2020).

Por otro lado, es importante señalar que en este estudio no se evaluó el uso de recursos por parte de la vida silvestre, sino, solo la disponibilidad potencial de recursos que otorga el arbolado urbano, por lo que se debe estudiar si esos recursos pueden ser realmente utilizados por la fauna que se encuentra en la matriz urbana. A su vez, se debe investigar el tipo de recursos que brindan las diversas especies ya que algunos frutos y semillas pueden resultar tóxicos para la fauna al ser ingeridos en grandes cantidades o cuando no están maduros, como es el caso de *M. azedarach*, especie que se encuentra presente en Rancagua y puede resultar perjudicial para mamíferos pequeños (Plumlee, 2004).

En cuanto a los servicios de regulación, la dominancia de las especies exóticas por sobre las nativas puede ser atribuible a su mayor desarrollo y edad, ya que fueron establecidas con mayor antigüedad en la ciudad. En este sentido, si se analiza la provisión promedio por individuo del servicio de regulación de la temperatura, se observa que las especies nativas y exóticas proveen este servicio de forma relativamente similar. Además, al analizar los datos por cada especie, se ve que *C. alba* y *S. areira* – ambas nativas y con mayor desarrollo – presentan una provisión de los servicios de secuestro y almacenamiento de carbono similar a la encontrada para las especies exóticas (Apéndice 7.2). En este mismo aspecto, la baja provisión observada para *Q. saponaria* está dada porque existe una gran cantidad de individuos juveniles que fueron plantados recientemente. En efecto, los quillayes con DAP superior a 30 cm presentaron una provisión de servicios de regulación similar a la presentada por las especies exóticas. Esta equivalencia entre las especies nativas y exóticas en la provisión por árbol de los servicios de regulación es concordante con lo descrito por Schlaepfer et al. (2020) para Ginebra, Suiza. De hecho, la magnitud de la mayoría de los servicios de regulación depende principalmente de la morfología de los árboles, como lo es el área de la copa, el área foliar y/o la duración de las hojas a lo largo del año (Chalker-Scott, 2015), por lo que las especies nativas podrían tomar ventaja por sobre las alóctonas al contar con hojas perennifolias.

El valor de secuestro de carbono de los árboles de Rancagua (21,40 kg C/año/árbol) es concordante con lo descrito por Barra (2019) para los árboles del Parque Ecuador de Concepción, quien encontró que los árboles de mayor tamaño (DAP mayor a 77 cm) tienen una capacidad de secuestro anual de 16 kg C/año. Por otro lado, el almacenamiento de carbono aéreo del arbolado vial de Rancagua (180,92 kg C/árbol) es inferior al descrito por Martínez et al. (2017) para el arbolado urbano de Mendoza, Argentina, quienes calcularon un valor entre 279 kg C/árbol y 355 kg C/árbol para las zonas suburbanas y urbanas, respectivamente. Por el contrario, el almacenamiento y secuestro de carbono de Rancagua es superior al descrito por Nowak et al. (2013) para ciudades con clima mediterráneo de Estados Unidos (Los Ángeles, San Francisco y Sacramento), quienes calcularon para el almacenamiento de carbono un valor entre 4,59 y 9,18 kg C por cada m² de cobertura arbórea, lo que equivaldría a 73,44 y 146,88 kg C/árbol, tomando como referencia el área de copa de los árboles de Rancagua. A su vez, para el secuestro de carbono estimaron un valor entre 0,107 y 0,327 kg C/año por m² de cobertura arbórea, equivalentes a 1,712 y 5,232 kg C/año/árbol. En este sentido, es factible señalar que los datos calculados para Rancagua están dentro del rango de variación de ciudades con climas similares.

Por otra parte, el arbolado urbano puede jugar un rol importante en la mitigación de emisiones de CO₂. En el año 2018 Rancagua presentó una emisión de CO₂ de 255.308 toneladas de CO₂/año por parte de los vehículos motorizados de la ciudad (Cifuentes et al., 2020), lo que representan el 29% del total de emisiones de la ciudad (Ministerio del Medioambiente, 2019). Considerando que la ciudad cuenta con 100.000 árboles viales aproximadamente (I. Municipalidad de Rancagua, 2022a), se estima un secuestro de carbono de 2.100 ton C/año por parte del arbolado, equivalentes al 0,8% de las emisiones por vehículos motorizados, el cual podría duplicar su valor al considerar el déficit de un 50% de árboles estimado por la I. Municipalidad de Rancagua (2022b). Por otro lado, el aporte del arbolado vial al secuestro de carbono se puede ver potenciado con el desarrollo del arbolado recién plantado en la ciudad, ya que actualmente el 52% de los árboles tendrían un DAP menor a 15 cm (Apéndice 7.7), siendo los árboles en etapas juveniles los que aportan una mayor provisión de este servicio mientras que los árboles maduros son los que aportan un mayor almacenamiento (Barra, 2019). En función de esto, no se deben focalizar los esfuerzos solo en plantar árboles, sino también, se debe invertir en su mantención y manejo para contar con un arbolado bien desarrollado y con un buen estado fitosanitario.

Respecto a los servicios culturales, se evidenció una baja provisión del patrimonio natural por parte del arbolado vial. En este sentido, se encontró que solo el 20% de los individuos y especies corresponden a árboles nativos, existiendo una baja representatividad de las especies

autóctonas, lo que influiría directamente en la relación de la sociedad con el medio natural, así como en los valores simbólicos, de identidad y de sentido de lugar que se pueden desarrollar (Chan et al., 2016). Además, la especie nativa con mayor representación dentro del arbolado vial no pertenece al piso vegetacional en el que está inserta la ciudad de Rancagua. En efecto, el pimiento (*S. areira*) está asociado a los ecosistemas naturales de la zona norte del país y no para la zona central (Gajardo, 1994; Luebert y Pliscoff, 2017). A su vez, especies como *S. candolleana* y *M. correifolia* están asociadas al matorral desértico por lo que tampoco se distribuyen naturalmente donde se encuentra Rancagua (Luebert y Pliscoff, 2017), lo que haría que la representación de la vegetación natural en un sentido más estricto sería aún menor. A esta baja representatividad de las especies nativas en el arbolado urbano, se suma la basta dominancia de las especies exóticas en los árboles patrimoniales, lo que debilita aún más la conexión entre el ser humano y la naturaleza. Esta baja representatividad de las especies nativas es concordante con el patrón nacional de árboles patrimoniales. En esta línea, Castillo (2022) identificó 8 especies nativas de un total de 28 en el primer catastro de árboles patrimoniales del país. Entendiendo que las calles son el lugar donde ocurre la mayor actividad social, el arbolado vial ofrece una gran oportunidad para restaurar el vínculo entre las personas y la naturaleza (Hough, 2004; Menchaca, 2016), por lo que, si en el arbolado existe una baja representación de la vegetación nativa y/o endémica, se puede fomentar una desconexión y desconocimiento entre las personas y sus ecosistemas naturales circundantes, ya que el sentido de lugar estará dado por elementos alóctonos.

Por otro parte, es relevante mencionar que en este estudio se identificó como árboles patrimoniales solo a aquellos ejemplares de mayores dimensiones dentro del arbolado vial. Sin embargo, el concepto de árbol patrimonial es mucho más amplio y puede considerar árboles longevos y que representan una herencia a atesorar; a árboles hermosos, cuando sus características visuales permiten distinguirlos de otros; árboles históricos, relacionados a algún hecho histórico, anecdótico o leyenda destacable; de importancia étnica, correspondiente a aquellos árboles relacionados con su cosmovisión; o, en categoría de conservación, correspondiente a árboles que se encuentran en alguna categoría de peligro de extinción (Castillo, 2022). Entendiendo lo amplio que puede ser este concepto y que los árboles patrimoniales influyen directamente en la conexión entre el ser humano y la naturaleza (Jim y Zhang, 2013; Jin et al., 2020; Rudl et al., 2019), resulta necesaria la identificación y catastro de aquellos árboles que se encuentran en la ciudad de Rancagua y que cumplan con una o varias de las características descritas anteriormente, para su protección y conservación. Además, se debe ampliar esta búsqueda no solo al arbolado vial, sino, a todo el arbolado urbano de la

comuna, ya que una fuente importante de los árboles patrimoniales puede encontrarse en los parques y áreas verdes de la ciudad (Castillo, 2022; Jim y Zhang, 2013).

Con relación a los diservicios del arbolado urbano, en este estudio se observó que las especies exóticas afectan en mayor medida el bienestar humano que las especies nativas. Este se puede explicar, por un lado, debido a que las especies exóticas presentes en Rancagua producen una alta cantidad de polen y una polinización anemófila, lo que genera una alta carga polínica en el aire y originan una reacción alérgica en las personas. Por el contrario, las especies nativas dependen principalmente de la fauna para su polinización y dispersión de semillas (Vergara et al., 2014), por lo que no generan una alta carga polínica en el aire. Por otro lado, las especies exóticas más abundantes en Rancagua no son las adecuadas para las condiciones climáticas de la ciudad, demandando altos requerimientos hídricos (Beytia et al., 2012), lo que genera un estado fitosanitario deficiente debido a la poca disponibilidad de agua para su mantención. A esto se suma el desconocimiento en el manejo del arbolado urbano y la mala ejecución de las podas realizadas por particulares y el municipio en el pasado, en las cuales se mutilaron a los árboles en reiteradas ocasiones, eliminando las ramas gruesas (mayor a 5 cm) de los individuos adultos. Estas intervenciones alteran completamente el desarrollo de los árboles, desestabilizando su estructura, volviéndolos vulnerables al ataque de plagas y enfermedades y finalmente acortando su vida. A su vez, este tipo de poda genera una alta cantidad de brotes adventicios desde el tronco o rama podada, presentando un anclaje débil ya que no forman parte de la estructura interna del árbol. Esa unión reviste un serio peligro de desganche, dado que los brotes adventicios al alcanzar una gran envergadura no son capaces de mantenerse unidos al fuste principal (Benito y Palermo, 2021; Vargas, 2020).

Finalmente, se debe mencionar que en este estudio solo se analizaron dos diservicios producidos por el arbolado urbano que afectan directamente a la comunidad. No obstante, la prioridad que se dé a estos perjuicios dependerá de los contextos económicos y sociológicos de la ciudad (Dobbs et al., 2011b). A su vez, es necesario indagar en otros diservicios que puede producir el arbolado urbano como lo es la creación de situaciones propicias para actos delictivos (Lyytimäki y Sipilä, 2009), la disminución de la calidad del aire (Criollo et al., 2016; Prendez et al., 2019) o la alta cantidad de caída de frutos (Dobbs et al., 2011b), los cuales pueden ser relevantes para los habitantes de la ciudad. Al tener en cuenta estos perjuicios, se pueden gestionar planes de manejo del arbolado urbano para minimizar la cantidad de diservicios y maximizar la provisión de servicios ecosistémicos con el fin de mejorar el bienestar de la población y fortalecer el vínculo entre la naturaleza y la sociedad.

4.3. Distribución espacial de la diversidad y los servicios ecosistémicos.

La diversidad del arbolado vial estimada con los datos del año 2016 y año 2021 arrojaron resultados similares en cuanto a su distribución espacial. Esto se puede explicar porque las nuevas especies encontradas en el muestro del año 2021 presentaron una muy baja abundancia, por lo que su injerencia sería marginal en el cálculo del índice de Shannon-Wiener, mientras que el mayor aporte lo realizarían las especies más abundantes e identificadas en ambas fuentes de datos. A su vez, las diferencias existentes entre ambos mapas pueden estar determinadas por el número de puntos utilizados para la construcción de cada uno. Mientras que para la construcción del mapa de diversidad del año 2021 se utilizaron las 100 parcelas, para la construcción del mapa del año 2016 se utilizaron 1306 puntos derivados del cálculo por cuadrante.

Por otro lado, se encontraron similitudes en los mapas de diversidad, servicios ecosistémicos y diservicios del arbolado vial de Rancagua. En este sentido, se observó una relación significativa en la distribución espacial de la provisión de alimento potencial para fauna con la provisión del servicio cultural de patrimonio natural. Esta relación se da ya que las especies nativas de este estudio entregan una mayor provisión de alimento potencial para la fauna, por lo que, en las zonas con mayor proporción de especies autóctonas, la provisión de alimento para fauna debería aumentar.

A su vez, también se encontró una relación significativa entre los servicios de regulación de temperatura y secuestro de carbono con el diservicio potencial alergénico. Esto, dado que en las zonas donde hay una mayor provisión de servicios de regulación, existen un mayor nivel de potencial alergénico del arbolado vial. Esta relación se explica porque el índice utilizado para calcular el potencial alergénico ocupa el área de copa para su construcción, lo que redundaría en una relación directa con la provisión de los servicios de regulación. Para reducir el potencial alergénico sin afectar la provisión de los servicios, se debe fomentar la diversificación del arbolado urbano, ya que la presencia de pocos individuos con características alergénicas no es tan relevante como si lo es su abundancia (Cariñanos et al.,2014).

También, se encontró una relación negativa significativa entre el diservicio de daño potencial a la infraestructura y salud humana con el servicio de patrimonio natural. En este sentido, se encontró que, en las zonas con mayor provisión del servicio de patrimonio natural, existe un menor nivel del diservicio asociado a un peor estado fitosanitario del arbolado de la ciudad. Esta asociación se explica ya que las especies nativas presentaron un mejor estado fitosanitario que las especies exóticas de la ciudad. A su vez, las especies exóticas presentaron un mal estado debido al mayor tiempo de establecimiento en la ciudad por lo que han estado sometidas a un mal manejo y

mantención generando que se encuentre en un estado fitosanitario deficiente, aumentando el riesgo de caídas y/o desganches. En la misma línea, y como ya se mencionó anteriormente, las especies exóticas más abundantes tendrían mayores requerimientos hídricos (Beytia et al., 2012), lo que pudo haber empeorado su estado fitosanitario dada la escasez hídrica de la zona central.

Otra similitud que se encontró en la distribución espacial fue la provisión de la regulación de temperatura con la provisión de secuestro de carbono. En efecto, en las zonas donde existe una mayor provisión del servicio de regulación de temperatura, también existen mayores tasas de secuestro de carbono. Esta relación se explica ya que las especies para desarrollar una mayor área de copa deben generar mayores tasas de fotosíntesis y, por lo tanto, mayor secuestro de carbono. Además, se debe recalcar que la magnitud de la mayoría de los servicios de regulación depende principalmente de la morfología de los árboles (Chalker-Scott, 2015). Esta relación entre ambos servicios también fue encontrada por Dobbs et al. (2014) en Melbourne, Australia y por Shlaepfer et al. (2020) para Ginebra, Suiza. Por otro lado, los estudios que analizaron múltiples servicios ecosistémicos a la vez encontraron diversas relaciones entre los fenómenos analizados (e.g. Dobbs et al., 2014; Nelson et al., 2009; Raudsepp-Hearne et al., 2010; y Shlaepfer et al., 2020), demostrando la importancia de realizar estas evaluaciones de forma múltiple para conocer las sinergias que pueden existir entre los servicios y/o diservicios. El contar con esta información es relevante para optimizar el manejo del arbolado y vegetación urbana con el fin de maximizar el bienestar de la población.

Por otra parte, también se observó una similitud entre el secuestro de carbono con la diversidad del arbolado vial. En este sentido, se encontró que, en las zonas con mayor diversidad arbórea, existe un mayor secuestro de carbono. Esta asociación podría estar relacionada con la antigüedad de los barrios de la ciudad, ya que la mayor diversidad aparentemente concordaría con los barrios más antiguos de Rancagua, los cuales contarían, a su vez, con el arbolado de mayor desarrollo. Si bien, la relación directa entre los barrios más antiguos con los árboles de mayor edad se ha descrito (Jim y Zhang, 2013) y parece evidente, la relación entre la diversidad con la antigüedad de los barrios no es tan clara. Por ejemplo, Nitoslawski et al. (2016) señalan que en los distritos más nuevos existe una mayor riqueza de especies, uniformidad y proporciones de especies nativas en comparación con aquellos sectores más antiguos, dado que en la actualidad los silvicultores urbanos han diversificado el arbolado urbano para prevenir el ataque de pestes y plagas. En cambio, para encontrar una relación positiva entre la diversidad y el tiempo, se debe ampliar la búsqueda fuera de los ecosistemas urbanos. En esta línea, White et

al. (2006) recopilaron 984 series de tiempo en donde se observa el aumento de la biodiversidad conforme transcurre el tiempo. Ante esta disyuntiva, resulta interesante investigar en profundidad la relación entre la diversidad del arbolado urbano de Rancagua y la antigüedad de los barrios de la ciudad, analizando relaciones estadísticas junto a información espacialmente explícita.

De la misma forma, se debe investigar la relación que puede existir entre la diversidad y provisión de los servicios ecosistémicos del arbolado con las variables socioeconómicas de la ciudad. Por ejemplo, aparentemente existiría una relación en la provisión de árboles patrimoniales con aquellos sectores más acomodados de la ciudad, los cuales están concentrados en el suroriente de Rancagua (Figura 10; Toro y Orozco, 2018). El nivel socioeconómico también podría explicar la distribución de la diversidad del arbolado o la provisión general de los servicios ecosistémicos analizados en este estudio. Esta relación ya ha sido descrita en otras investigaciones, las cuales señalan que la abundancia y diversidad vegetal está relacionada positivamente con el nivel de ingresos económicos de la población, es decir, a medida que aumentan los ingresos económicos se encontrará una mayor diversidad y abundancia de plantas (Avolio et al., 2012; Hope et al., 2003; Leong et al., 2018; Shanahan et al., 2014). En Santiago de Chile también se ha descrito una situación similar a la mencionada anteriormente (Escobedo et al., 2016; Hernández y Villaseñor, 2018), por lo que es altamente factible que en Rancagua exista el mismo fenómeno. A su vez, también se ha documentado la relación entre la provisión de servicios ecosistémicos con otras variables socioeconómicas en otras partes del mundo (Dobbs et al., 2014; Escobedo et al., 2015; Tratalos et al., 2007).

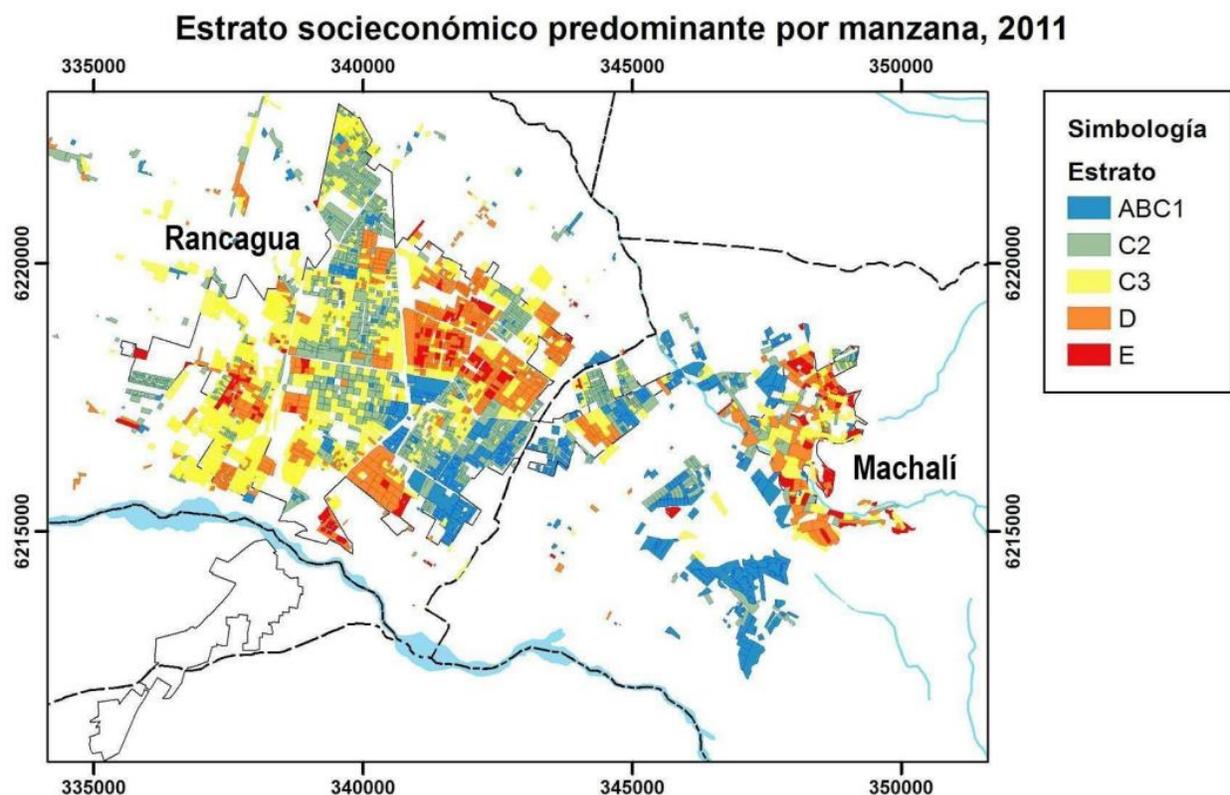


Figura 10. Estratos socioeconómicos de Rancagua.

Fuente: Toro, F. y Orozco, H. 2018. Concentración y homogeneidad socioeconómica: representación de la segregación urbana en seis ciudades intermedias de Chile.

4.4. Limitaciones y oportunidades del estudio.

Si bien, se discutieron algunas limitaciones anteriormente, es importante mencionarlas de forma separada para aclarar los resultados encontrados en este estudio y orientar futuras investigaciones. La primera limitación que se presenta es que en este trabajo se realizó una comparación de forma general entre las especies exóticas y nativas, sin considerar sus características naturales distintas. En este sentido, podría existir una comparación injusta al contrastar especies que naturalmente tienen un desarrollo mucho mayor que otras. Sin embargo, en los árboles analizados de este estudio, el 88% de los árboles exóticos y el 93% de los árboles nativos son especies que presentan un desarrollo similar y que pueden alcanzar grandes alturas y DAP, por lo que la comparación no es desproporcionada.

Dentro de la estimación de los servicios ecosistémicos, existe una limitación en cuanto a las funciones alométricas utilizadas para el cálculo del almacenamiento y secuestro de carbono, ya que para las especies menos abundantes se utilizaron ecuaciones alométricas descritas para el hemisferio norte, donde las tasas de crecimiento pueden ser diferentes. A su vez, para el servicio

de soporte alimento potencial para la fauna, no se evaluó el uso efectivo de los recursos por parte de la vida silvestre, limitando el análisis tan solo a la disponibilidad potencial de recursos que otorga el arbolado urbano. En este sentido, se debe estudiar si esos recursos son realmente utilizados por la fauna que se encuentra en la matriz urbana; también se debe mejorar la forma de calcular la oferta de alimento para la fauna, ya que la utilizada en este estudio considera oferta cuando los animales están involucrados en la polinización o dispersión de semillas, pero diferentes animales pueden alimentarse de árboles y arbustos sin necesariamente favorecer su reproducción o dispersión. Por otro lado, para la estimación del servicio de árboles patrimoniales, se catalogó dentro de este concepto solo a aquellos ejemplares de mayores dimensiones dentro del arbolado vial, a pesar de que el concepto de árbol patrimonial es mucho más amplio. Si bien, el tamaño es un atributo importante, se debe incluir dentro del concepto a los árboles con valores culturales o en alguna categoría de conservación. Este trabajo se debe realizar en conjunto con la comunidad y las instituciones competentes al cuidado y conservación de los árboles como lo es el Municipio o la Corporación Nacional Forestal, de forma que la información levantada sea vinculante para su protección.

En cuanto a la estimación de la distribución espacial, se debe señalar que en este estudio se utilizó una interpolación IDW, la cual consiste en un método determinístico que asume que los puntos cercanos son más similares que aquellos que tienen una mayor lejanía. Sin embargo, las ciudades tienen un carácter heterogéneo y no continuo por lo que este supuesto no necesariamente se cumple. En este sentido, sería importante analizar la distribución espacial con otros métodos de predicción espacial. A pesar de esto, en este trabajo se buscaba conocer de forma general los patrones espaciales de las distintas variables en estudio más allá del valor en específico de cada punto, por lo que el método utilizado es válido para el análisis.

Finalmente, se recomienda ampliar la investigación a otros servicios y diservicios ecosistémicos provistos por el arbolado urbano que pueden ser relevantes para la sociedad para obtener un marco de estudio más amplio. Además, sería interesante extender el análisis a la vegetación urbana en general (arbustos y hierbas) para proporcionar una mejor comprensión en conjunto de la provisión de servicios y diservicios de los ecosistemas urbanos. Disponer de esta información, es importante para maximizar los beneficios y minimizar los perjuicios producidos por el arbolado y vegetación urbana, con el fin de fortalecer el vínculo entre las personas y la naturaleza urbana.

5. Conclusiones

Este estudio tuvo como objetivo evaluar la contribución de las especies nativas y exóticas del arbolado urbano a la diversidad y provisión de servicios ecosistémicos de la ciudad de Rancagua, con información proporcionada por la I. Municipalidad de Rancagua y mediciones propias. En este sentido, se evidenció una gran predominancia de las especies exóticas por sobre las nativas tanto para la diversidad de especies arbóreas como para la provisión de servicios ecosistémicos, a pesar de que Rancagua se encuentra ubicado en un hotspot de biodiversidad debido a la alta cantidad de endemismos que presenta. Sin embargo, en la información proporcionada por el municipio existe un gran vacío de información con respecto a las especies de menor abundancia y dominancia dentro de la ciudad. En esta línea, contar con información detallada y actualizada del arbolado urbano de la ciudad es imperante para tomar las medidas que permitan su mantención y conservación.

A pesar de la mayor provisión de servicios ecosistémicos que en estos momentos proveen las especies exóticas en la ciudad de Rancagua, estas especies también generan mayores niveles de diservicios debido a su alto nivel alergénico y mal estado fitosanitario, asociado a sus requerimientos hídricos y la gran dominancia de unas pocas especies (*R. pseudoacacia*, *A. negundo*, *L. styraciflua* y *P. orientalis*). Ante esta situación, se recomienda el uso de especies nativas en los planes de forestación de la comuna para generar un arbolado diverso, con mayor representación y preservación de la biodiversidad local, mayor resiliencia a las plagas y enfermedades, reducción de la demanda hídrica, mayor provisión de servicios ecosistémicos y disminución de los niveles de diservicios, con el fin de mejorar el bienestar de la población y fortalecer el vínculo entre la naturaleza y la sociedad.

En este estudio, se levantó información relevante para el manejo, mantención y conservación del arbolado en la ciudad de Rancagua, identificando el comportamiento espacial de la diversidad de árboles y la provisión de los servicios ecosistémicos aportados por el arbolado vial. Esta información es una herramienta importante para los tomadores de decisión para planificar la ciudad con el fin de generar una ciudad sustentable e impulsar acciones para la conservación de la biodiversidad en la matriz urbana y guiar futuros planes de forestación.

Finalmente, se recomienda ampliar la investigación a todo el arbolado de la ciudad y no solo el contenido en las vías de Rancagua, ya que una parte importante de la diversidad del arbolado urbano se podría encontrar en los parques, plazas y jardines de la ciudad. Además, se debe investigar otros servicios y diservicios que provee el arbolado urbano junto a sus sinergias para

optimizar el manejo del arbolado y vegetación urbana. Por último, se deben analizar las relaciones que pueden existir entre la diversidad y provisión de los servicios ecosistémicos del arbolado con las variables socioeconómicas de la ciudad, para asegurar una mayor equidad en el acceso a la naturaleza y maximizar el bienestar de la población.

6. Bibliografía

ALVARADO, A., BALDINI, A. y GUAJARDO, F. 2012. Árboles Urbanos de Chile: Guía de Reconocimiento. Corporación Nacional Forestal.

ALVEY, A. 2006. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening* 5(4): 195–201.

AMAYA-ESPINEL, J. y HOSTETLER, M. 2019. The value of small forest fragments and urban tree canopy for Neotropical migrant birds during winter and migration seasons in Latin American countries: A systematic review. *Landscape and Urban Planning* 190: 103592.

ARONSON, M., LA SORTE, F., NILON, C., KATTI, M., GODDARD, M., LEPCZYK, CH., WARREN, P., WILLIAMS, N., CILLIERS S., CLARKSON, B., DOBBS, C., DOLAN, R., HEDBLUM, M., KLOTZ, S., KOOIJMANS, J., KÜHN, I., MACGREGOR-FORS, I., MCDONNELL, M., MÖRTBERG, U., PYSEK, P., SIEBERT, S., SUSHINSKY, J., WERNER, P. y WINTER, M. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. R. Soc. B* 281: 20133330.

AVOLIO, M., PATAKI, D., GILLESPIE, T., JENERETTE, G., MCCARTHY, H., PINCETL, S. y CLARKE, L. 2015. Tree diversity in southern California's urban forest: the interacting roles of social and environmental variables. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3(73): 1-15

BARRA, D. 2019. Análisis del efecto del arbolado urbano sobre la absorción de material particulado respirable (MP2, 5), mediante el software I - Tree Eco al interior del Parque Ecuador en la ciudad de Concepción. Memoria para optar al título de Geógrafo, Universidad de Chile. 132p.

BECKET, K.P., FREER-SMITH, P. y TAYLOR, G. 2000. Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture* 26: 12–19.

BENITO, G. y PALERMO, M. 2021. El árbol en la ciudad. Manual de arboricultura urbana. Editorial Facultad de Agronomía.

BEYTIA, A., HERNÁNDEZ, C., MUSALÉM, M., PRIETO, F. y SALDÍAS, M. 2012. Guía de arborización urbana. Especies para la Región Metropolitana, Santiago de Chile. Asociación Chilena de Profesionales del Paisaje A.G. 129p.

BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE BCN. 2020a. Mapas vectoriales. Áreas urbanas de todo el territorio chileno.

BCN. 2020b. Información territorial. Indicadores socio-demográficos y económicos Región del Libertador Bernardo O'Higgins. [en línea] <<https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region6/indica.htm>> [consulta: 18 de diciembre de 2020]

BCN. 2020c. Información territorial. Relieve Región del Libertador Bernardo O'Higgins: [en línea] <<https://www.bcn.cl/siit/nuestropais/region6/relieve.htm>> [consulta: 18 de diciembre de 2020]

BORSODORF, A., MARCHANT, C. y SÁNCHEZ, R. 2012. Changes in urbanization processes. The intermediate cities in the Chilean urban system. En: RIVERA, D. Chile: Environmental, Political and Social Issues. 159-173.

BRACK, C. 2002. Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental pollution* 116 (Suppl. 1): 195–200.

CARBONNEL, A., AQUEVEQUE, C. y CARMONA, M. 2015. Vulnerabilidad ambiental del arbolado urbano. Levantamiento georreferenciado comunal, Chile. *Revista AUS* 21: 4-10.

CARIÑANOS, P., CASARES-PORCEL, M. y QUESADA-RUBIO, J. 2014. Estimating the allergenic potential of urban green spaces: A case-study in Granada, Spain. *Landscape and Urban Planning* 123: 134–144.

CASTILLO, J. 2022. Árboles patrimoniales de Chile Una primera aproximación. Corporación Nacional Forestal.

CENTRO DE CIENCIAS DEL CLIMA Y LA RESILIENCIA CR2. 2022. Explorador Climático CR2. Chile. [en línea] <<http://explorador.cr2.cl/>> [consulta: 18 de septiembre de 2022]

CIFUENTES, L., FRESARD, F., VALDÉS, J., QUIROGA, D. y BOTELLO, S. 2020. Inventario de emisiones de fuentes móviles de ámbito urbano (IEFMU) Años 2012 a 2018 Estrategia Nacional de Movilidad Sostenible y Programa Nacional de Movilidad Urbana para la Mitigación y Adaptación al Cambio Climático.

CHAN, K., BALVANERA, P., BENESSIAH, K., CHAPMAN, M., DÍAZ, S., GOMEZ-BAGGETHUN, E., GOULD, R., HANNAHS, N., JAX, K., KLAIN, S., LUCK, G., MARTÍN-LOPEZ, B., MURACA, B., NORTON, B., OTT, K., PASCUAL, U., SATTERFIELD, T., TADAKI, M., TAGGART, J. y TURNER, N. 2016. Opinion: why protect nature? Rethinking values and the environment. *PNAS*. 113: 1462–1465.

CHACE, J. y WALSH, J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46–69.

CHALKER-SCOTT, L. 2015. Nonnative, noninvasive woody species can enhance urban landscape biodiversity. *Arboriculture & Urban Forestry* 41(4): 173–186.

COOK, E. 2002. Landscape structure indices for assessing urban ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 58: 269-280.

CRIOLLO, C., ASSAR, R., CÁCERES, D. Y PRÉNDEZ, M. 2016. Arbolado urbano, calidad del aire y afecciones respiratorias en seis comunas de la provincial de Santiago, Chile. *Revista chilena de Enfermedades Respiratorias* 32: 77-86.

CURTIS, J. y MCINTOSH, R. 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3): 476-496.

CZECH, B., KRAUSMAN, P. y DEVERS, P. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *Bioscience*, 50(7): 593-601.

DAVIES, Z., EDMONSON J., HEINEMEYER, A., LEAKE J. y GASTON, K. 2011. Mapping and urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*. 48: 1125–1134.

DE SOUZA, J., PONTES, M., OLIVEIRA, W., BORGES, L., CRUZ-NETO, O. y LOPES, A. 2020. High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 50: 126659.

DEFRIES, R., HANSEN, A., TURNER, B., REID, R. y LIU, J. 2007. Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications*, 17(4): 1031-1038.

DOBBS, C. 2005. Construcción de modelos de estimación de biomasa y área foliar para diez especies arbóreas urbanas de la ciudad de Santiago. Memoria para optar el título de Ingeniera Forestal, Santiago, Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. 85p.

DOBBS, C., HERNÁNDEZ, J. y ESCOBEDO, F. 2011a. Above ground biomass and leaf area models based on a non destructive method for urban trees of two communes in Central Chile. *Bosque* 32(3): 287-296.

DOBBS, C., ESCOBEDO, F.J. y ZIPPERER, W.C. 2011b. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landsc. Urban Plan.* 99: 196–206.

DOBBS, C., HERNÁNDEZ-MORENO, A., REYES-PAECKE, S. y MIRANDA, M. 2018. Exploring temporal dynamics of urban ecosystem services in Latin America: The case of Bogota (Colombia) and Santiago (Chile). *Ecological Indicators*, 85: 1068–1080.

DOBBS, C., KENDAL, D. y NITSCHKE, C.R. 2014. Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators*, 43: 44–55.

DUNN, R., GAVIN, M., SANCHEZ, M. y SOLOMON, J. 2006. The Pigeon Paradox: Dependence of Global Conservation on Urban Nature. *Conservation Biology*, 20(6): 1814–1816.

ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B. y NORBERG, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(9): 488–494.

ESCOBEDO, F., CLERICI, N., STAUDHAMMER, C. y CORZO, G. 2015. Socio-ecological dynamics and inequality in Bogotá, Colombia's public urban forests and their ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 1040–1053.

ESCOBEDO, F., PALMAS-PEREZ, S., DOBBS, C., GEZAN, S. y HERNÁNDEZ, J. 2016. Spatio-Temporal Changes in Structure for a Mediterranean Urban Forest: Santiago, Chile 2002 to 2014. *Forests*, 7(121): 1-14.

FERNÁNDEZ, C. 2019. 100 medidas para la conservación de la biodiversidad en entornos urbanos SEO/BirdLife, Madrid.

FIGUEROA, E. 2008. Valor Económico de la Contribución Anual del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Chile y Análisis de su Financiamiento. Informe Final de Consultoría. Proyecto CONAMA/GEF-PNUD, Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile (Fase Preparatoria). 148p.

FISHER, R. A. 1922. On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. *Journal of the Royal Statistical Society* 85 (1): 87-94.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS FAO. 2021. Ecosystem Services & Biodiversity (ESB). [en línea] <<http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/en/>> [consulta: 18 de mayo de 2021]

FRANK, S., WATERS, G., BEER, R. y MAY, P. 2006. An analysis of the street tree population of greater Melbourne at the beginning of the 21st century. *Arboric. Urban For.* 32: 155–163.

FREITAS, S., TAMBOSI, L., GHILARDI-LOPES, N. y WERNECK, M. 2020. Spatial and temporal variation of potential resource availability provided by street trees in southeastern Brazil. *Urban Ecosystems*, 23: 1051–1062.

FUENTES, N., SÁNCHEZ, P., PAUCHARD, A., URRUTIA, J., CAVIERES, L. y MARTICORENA, A. 2014. Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile.

GAJARDO, R. 1994. La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.

GONG, C., CHEN, J. y YU, S. 2013. Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 120: 158–169.

HAINES-YOUNG, R. y POTSCHIN, M.B. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.

HARRIS, V., KENDAL, D., HAHS, A., y THRELFALL, C. 2017. Green space context and vegetation complexity shape people's preferences for urban public parks and residential gardens. *Landscape Research* 43(1): 150–162.

HENRY, M., BOMBELLI, A., TROTTA, C., ALESSANDRINI, A., BIRIGAZZI, L., SOLA, G., VIEILLEDENT, G., SANTENOISE, P., LONGUETAUD, F., VALENTINI, R. y PICARD, N. 2013. GlobAllomeTree: International platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 6(6): 326.

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

HOPE, D., GRIES, C., ZHU, W., FAGAN, W.F., REDMAN, C.L., GRIMM, N.B., NELSON, A.L., MARTIN, C. y KINZIG, A. 2003. Socioeconomics drive urban plant diversity. *PNAS*. 100(15), 8788–8792.

HOUGH, M. 2004. *Cities and Natural Process. A basis for sustainability*. 2° ed. London and New York. Routledge. 292p.

ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE RANCAGUA 2018. Manual e instructivo aplicación Ordenanza Local sobre diseño y construcción del espacio público, áreas verdes y parques en la Comuna de Rancagua. 42p.

ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE RANCAGUA 2022a. Bases Técnicas Servicio de Mantenimiento y Manejo del Arbolado Urbano.

ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE RANCAGUA 2022b. Bases Técnicas Suministro para la Forestación de Especies Vegetales Urbanas.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA DE CHILE INE. 2017. Resultado Censo 2017. [en línea] <<http://resultados.censo2017.cl/Region?R=R06>> [consulta: 18 de diciembre de 2020]

JIM, C. y CHEN, W. 2009. Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities* 26: 187–194.

JIM, C. y ZHANG, H. 2013. Species diversity and spatial differentiation of old-valuable trees in urban Hong Kong. *Urban For. Urban Green.* 12(2): 171–182.

JIN, C., ZHENG, M., HUANG, L., QIAN, S., JIM, C., LINA, D., ZHAO, L., MINORE, J., COGGINS, C., CHENG, B., ZHANG, J. y YANG, Y. 2020. Co-existence between humans and nature: Heritage trees in China's Yangtze River region. *Urban Forestry & Urban Greening* 54: 126748.

KENDAL, D., DOBBS, C. y LOHR, V., 2014. Global patterns of diversity in the urban forest: is there evidence to support the 10/20/30 rule? *Urban Forestry & Urban Greening* 13: 411–417.

KENDLE, A., CANDY, R. y FORBES, S. 1997. Strategies management issues in the urban countryside. En: KENDLE, A. y FORBES, S. *Urban Nature Conservation: Landscape Management in the Urban Countryside.* pp 282-317.

KING, V.J. y DAVIS, C. 2007. A case study of urban heat island in the Carolinas. *Environmental Hazards* 7: 353–359.

KOWARIK, I., HILLER, A., PLANCHUELO, G., SEITZ, B., LIPPE, M. y BUCHHOLZ, S. 2019. Emerging Urban Forests: Opportunities for Promoting the Wild Side of the Urban Green Infrastructure. *Sustainability*: 6318.

LAHOTI, S., LAHOTI, A., JOSHI, R. y SAITO, O. 2020. Vegetation Structure, Species Composition, and Carbon Sink Potential of Urban Green Spaces in Nagpur City, India. *Land*, 9: 107.

LEONG, M., DUNN, R. R. y TRAUTWEIN, M. D. 2018. Biodiversity and socioeconomics in the city: A review of the Luxury Effect. *Biology Letters*, 14: 20180082.

LOHR, V. 2013. Diversity in landscape plantings: broader understanding and more teaching needed. *HortTechnology* 23(1): 126–129.

LÓPEZ, C. 2008. Estado sanitario del arbolado urbano en sectores de la comuna de San Pedro de la Paz. Universidad de Concepción.

LÓPEZ-LÓPEZ, S., MARTÍNEZ-TRINIDAD, T., BENAVIDES-MEZA, H., GARCÍA-NIETO, M. y ÁNGELES-PÉREZ, G. 2018. Reservorios de biomasa y carbono en el arbolado de la primera sección del Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. *Madera y Bosques*, 24(3): 243-262.

LOZADA, J. 2010. Consideraciones metodológicas sobre los estudios de comunidades forestales. *Revista Forestal Venezolana*, 54(1): 77-88.

LUEBERT, F. y PLISCOFF, P. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 2da ed. Editorial Universitaria.

LUTZ, J., FURNISS, T., JOHNSON, D., DAVIES, S., ALLEN, D., ALONSO, A., ANDERSON-TEIXEIRA, K., ANDRADE, A., BALTZER, J., BECKER, K., BLOMDAHL, E., BOURG, N., BUNYAVEJCHEWIN, S., BURSLEM, D., CANSLER, A., CAO, K., CAO, M., CARDENAS, D., CHANG, L., CHAO, K., CHAO, W., CHIANG, J (...) ZIMMERMAN, J. 2018. Global importance of large-diameter trees. *Global Ecology and Biogeography*: 1-16.

LYYTIMÄKI, J. y SIPILÄ, M., 2009. Hoping on one leg-the challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening* 8: 309–315.

MACK, R., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W., EVANS, H., CLOUT, M. y BAZZAZ, F. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689–710.

MANN, H., WHITNEY, D. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The Annals of Mathematical Statistics* 18: 50–60.

MARTÍNEZ, E., MORENO, G., DUPLANCIC, A., ABUD, A., VENTO, B., ALCALÁ, J. 2017. Urban forest of Mendoza (Argentina): the role of *Morus alba* (Moraceae) in carbon storage. *Carbon Management*, 8(3): 237-244.

MATAMALA, G. 2019. Evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos culturales y de regulación en plazas y parques de Coquimbo y La Serena. Tesis para optar al Grado de Ingeniero Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.

MCDONALD, R., KAREIVA, P. y FORMAN, R. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141: 1695-1703.

MCGEOCH, M., BUTCHART, S., SPEAR, D., MARAIS, E., KLEYNHANS, E., SYMES, A., CHANSON, J. y HOFFMANN, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16: 95-108.

MEDINA, R. 1999. Propuesta de manejo del arbolado y rodales urbanos ubicados en el sector de la laguna Las tres Pascualas, ciudad de Concepción. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal, Universidad de Concepción.

MENCHACA, C. 2016. Análisis socioecológico de la vegetación vial en Santiago de Chile. Tesis de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza, Santiago, Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. 144p.

MINISTERIO DE MEDIOAMBIENTE 2019. Inventarios regionales de gases de efecto invernadero, serie 1990-2016.

MINISTERIO DE VIVIENDA Y URBANISMO MINVU 2021. Dinámica de Crecimiento Urbano de las Ciudades Chilenas: Centro de Estudios de Ciudad y Territorio.

MORABITO, M., CRISCI, A., GUERRI, G., MESSERI, A., CONGEDO, L. y MUNAFO, M. 2021. Surface urban heat islands in Italian metropolitan cities: Tree cover and impervious surface influences. *Science of the Total Environment*, 751: 142334.

MORALES, M. 2018. Evaluación del estado de conservación del arbolado urbano, en sector de la ciudad de Coyhaique con mayores demandas de intervención. Trabajo de Titulación para optar al Título de Ingeniero en Maderas, Universidad Austral de Chile.

MORAN, P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* 37:17–33.

MORI, A., FURUKAWA, T. Y SASAKI, T. 2013. Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biological Reviews* 88: 349–364.

MUÑOZ-PACHECO, C. y VILLASEÑOR, N. 2022. Urban Ecosystem Services in South America: A Systematic Review. *Sustainability*, 14: 10751. <https://doi.org/10.3390/su141710751>

MYERS, N., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C., DA FONSECA, G. Y KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

NACIONES UNIDAS. 2015. Memoria del Secretario General sobre la labor de la Organización. Asamblea General Documentos Oficiales Septuagésimo período de sesiones Suplemento núm. 1. Nueva York, EE.UU.

NACIONES UNIDAS. 2019. World Urbanization Prospects The 2018 Revision. New York.

NELSON, E., MENDOZA, G., REGETZ, J., POLASKY, S., TALLIS, H., CAMERON, D.R., CHAN, K.M., DAILY, G.C., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P.M., LONSDORF, E., NAIDOO, R., RICKETTS, T.H. y SHAW, M. 2009. Modelling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 4–11.

NIEMELÄ, J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems*, 3(1): 57-65.

NITOSLAWSKI, S. A., DUINKER, P. N., y BUSH, P. 2016. A review of drivers of tree diversity in suburban areas: Research needs for North American cities. *Environmental Review* 24(4): 471–483.

NOWAK, D., CRANE, D. y STEVENS, J. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4: 115–123.

NOWAK, D., CRANE, D. STEVENS, J., HOEHN, R. y WALTON, J. 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboric. Urban For.* 34: 347–358.

NOWAK, D., GREENFIELD, E., HOEHN, R. y LAPOINT, E. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178: 229–236.

ORD, J.K. y GETIS, A. 1995. Local Spatial Autocorrelation Statistics: Distributional Issues and an Application. *Geographical Analysis* 27 286-306.

PEEL, M., FINLAYSON, B. y MCMAHON, T. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union*, 11 (5): 1633-1644.

PLUMLEE, K. 2004. Plants. *Clinical Veterinary Toxicology*, 337–442. doi:10.1016/b0-32-301125-x/50028-5

PRENDEZ, M., ARAYA, M., CRIOLLO, C., EGAS, C., FARÍAS, I., FUENTEALBA, R. Y GONZÁLEZ, E. 2019. Urban trees and its relationships with air pollution by particulate matter and ozone in Santiago de Chile. *Urban Climates in Latin America*: 167–206.

PRÉVOT, A., SERVAIS, V. y PIRON, A. 2016. Scientist and non-scientists share a diversity of dimensions in their relations to urban nature. *Urban Ecosyst*, 19: 1787–1799.

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LOS ASENTAMIENTOS HUMANOS ONU-Hábitat 2012. Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe 2012. Rumbo a una nueva transición urbana.

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL DESARROLLO PNUD (2017). Catálogo de las especies exóticas asilvestradas/naturalizadas en Chile. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) Universidad de Concepción, Proyecto GEF/MMA/PNUD Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Santiago de Chile. 61 pp.

RAUDSEPP-HEARNE, C., PETERSON, G. y BENNETT, E., 2010. Ecosystem service bundles for analysing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 5242–5247.

RIOSECO, R. y TESSER, C. 2020. Cartografía Interactiva de los climas de Chile [en línea]. Instituto de Geografía. Pontificia Universidad Católica de Chile. <www.uc.cl/sw_educ/geografia/cartografiainteractiva> [consulta: 15 de diciembre de 2020].

RODRÍGUEZ, R., MARTICORENA, C., ALARCÓN, D., BAEZA, C., CAVIERES, L., FINOT, V., FUENTES, N., KIESSLING, A., MIHOC, M., PAUCHARD, A., RUIZ, E., SANCHEZ, P. y MARTICORENA, A. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica* 75(1): 1-430.

RUDL, A., MACHAR, I., URADNICEK, L., PRAUS, L. y PECHANEC, V. 2019. Young urban trees as important structures in the cultural heritage of cities – a case study from Prague. *Environ. Socio-economic Stud.* 7(3): 14–23.

SALINAS, V. 2018. Evaluación de la composición vegetacional de parques y plazas en Coquimbo y La Serena y desarrollo de lineamientos orientados a la provisión de servicios ecosistémicos. Tesis para optar al título de Ingeniero Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.

SHANAHAN, D. F., LIN, B. B., GASTON, K. J., BUSH, R., y FULLER, R. A. 2014. Socioeconomic inequalities in access to nature on public and private lands: A case study from Brisbane, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 130, 14–23.

SCHLAEPFER M., SAX D. y OLDEN J. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology* 25: 428–437.

SCHLAEPFER, M., GUINAUDEAU, B., MARTIN, P. y WYLER, N. 2020. Quantifying the contributions of native and non-native trees to a city's biodiversity and ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56: 126861.

SCHWARTZ, M., THORNE, J. y VIERS, J. 2006. Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation*, 127(3): 282-291.

SEGOVIA, A. 2014. Caracterización glaciológica de Chile y valoración de servicios ecosistémicos de glaciares en base a mercados reales (estudio de caso del monumento natural el morado). Tesis de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza, Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. 168p.

SJÖMAN, H., ÖSTBERG, J. y BÜHLER, O. 2012. Diversity and distribution of the urban tree population in ten major Nordic cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11: 31– 39.

TOMALAK, M, ROSSI, E., FERRINI, F. y MORO, P. 2011. Negative Aspects and Hazardous Effects of Forest Environment on Human Health. En: NILLSON, K., SANGSTER, M., GALLIS, C., HARTING y T. FORESTS, *Trees and Human Health* pp 77-124.

TORO, F. Y OROZCO, H. 2018. Concentración y homogeneidad socioeconómica: representación de la segregación urbana en seis ciudades intermedias de Chile. *Revista de Urbanismo* 38: 1-21.

TRATALOS, J., FULLER, R., WARREN, P., DAVIES, R. y GASTON, K. 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83: 308–317.

TURNER, W., NAKAMURA, T. y DINETTI, M. 2004. Global Urbanization and the Separation of Humans from Nature. *BioScience* 54(6): 585-590.

TYRVÄINEN, L., MÄKINEN, L. y SCHIPPERIJN, J. 2007. Tools for mapping social values for urban woodlands and of other green spaces. *Landscape and Urban Planning* 79(1): 5–19.

VALENZUELA, C. 2006. Diagnóstico del arbolado urbano de la calle 2 Sur de la ciudad de Talca. Universidad de Talca.

VARGAS, A. 2020. Manejo de árboles urbanos. Manual de buenas prácticas para el adecuado desarrollo de los árboles en la ciudad.

VERGARA, P., RIVERA-HUTINEL, A., FARÍAS, A., COFRÉ, H., SAMANIEGO, H. Y HAHN, I. 2014. Aves y Mamíferos del Bosque. En: DONOSO, C., GONZÁLEZ, M. Y LARA, A. *Ecología*

Forestal Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile pp 207-234.

VILLASEÑOR, N., ESCOBAR M., HERNÁNDEZ H. 2021. Can aggregated patterns of urban woody vegetation cover promote greater species diversity, richness and abundance of native birds? *Urban Forestry & Urban Greening* 61: 127102. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127102>

VIMAL, R., G., G., PLUVINET, P., NAPOLEONE, C. y LEPART, J. 2012. Detecting threatened biodiversity by urbanization at regional and local scales using an urban sprawl simulation approach: Application of the French Mediterranean region. *Landscape and Urban Planning*, 104: 343-355.

WELLER, C. 2014. El paradigma del arbolado vial. ¿Nicho urbano en crisis? – El caso Rosario. Seminario - Proyecto final Escuela de Diseño del Paisaje, Instituto Superior de Educación Técnica N° 52. 150p.

WESTERMEYER, D. 2019. Temuco y Padre Las Casas: Análisis y mapeo de servicios ecosistémicos culturales y de regulación en plazas y parques. Tesis para optar al Grado de Agrónoma, Mención en Gestión Ambiental, Pontificia Universidad Católica de Chile-

WHITE, E., ADLER, P., LAUENROTH, W., GILL, R., GREENBERG, D., KAUFMAN, D., RASSWEILER, A., RUSAK, J., SMITH, M., STEINBECK, J., WAIDE, R. y YAO, J. 2006. A comparison of the species-time relationship across ecosystems and taxonomic groups. *Oikos* 112: 185-195.

ZHANG, D., ZHENG, H., HE, X., REN, Z., ZHAI, C., YU, X., MAO, Z. Y WANG, P., 2016. Effects of forest type and urbanization on species composition and diversity of urban forest in Changchun, Northeast China. *Urban Ecosyst* 19: 455–473.

ZHAO, Y., FENG, D., YU, L., WANG, X., YANLEI, C., BAI, Y., HERNÁNDEZ, J., GALLEGUILLOS, M., ESTADES, C., BIGING, G., RADKE, J. y GONG, P. 2016. Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. *Remote Sensing of Environment* 183: 170–185.

7. Apéndices

7.1. Estimación del servicio de soporte Alimento potencial para fauna provisto por el arbolado urbano.

Origen	Especie	Síndrome de polinización	Síndrome de dispersión de semillas	Nº Meses de floración	Índice floración	Nº Meses de fructificación	Índice fructificación	Valor final alimento potencial para fauna
Exótico	Acacia dealbata	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Acacia melanoxylon	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Acer negundo	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	Acer palmatum	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	Acer pseudoplatanus	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	Ailanthus altissima	entomofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	Albizia julibrissin	entomofila	autocora	3	3	0	1	2
Exótico	Araucaria bidwillii	anemofila	barocora	0	1	0	1	1
Exótico	Bauhinia forficata	entomofila	autocora	3	3	0	1	2
Exótico	Betula pendula	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	Brachychiton discolor	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Brachychiton populneus	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Catalpa bignonioides	entomofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	Cercis siliquastrum	entomofila	anemocora	1	2	0	1	2
Exótico	Citrus limon	entomofila	endozoocora	2	2	3	3	3
Exótico	Citrus sinensis	entomofila	endozoocora	2	2	3	3	3
Exótico	Cupressus macrocarpa	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	Elaeagnus angustifolia	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Eriobotrya japonica	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Euonymus japonicus	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	Fagus sylvatica	anemofila	barocora	0	1	0	1	1

Exótico	<i>Ficus carica</i>	entomofila	endozoocora	3	3	5	3	3
Exótico	<i>Fraxinus excelsior</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Ginkgo biloba</i>	anemofila	endozoocora	0	1	2	2	2
Exótico	<i>Gleditsia triacanthos</i>	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	<i>Grevillea robusta</i>	ornitofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	entomofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	<i>Lagerstroemia indica</i>	entomofila	anemocora	3	3	0	1	2
Exótico	<i>Laurus nobilis</i>	entomofila	endozoocora	3	3	2	2	3
Exótico	<i>Ligustrum lucidum</i>	anemofila	endozoocora	0	1	2	2	2
Exótico	<i>Liquidambar styraciflua</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Liriodendron tulipifera</i>	entomofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	<i>Magnolia grandiflora</i>	entomofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	<i>Malus domestica</i>	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	<i>Melia azedarach</i>	entomofila	endozoocora	2	2	12	4	3
Exótico	<i>Myoporum laetum</i>	entomofila	endozoocora	3	3	2	2	3
Exótico	<i>Olea europaea</i>	anemofila	endozoocora	0	1	4	3	2
Exótico	<i>Parkinsonia aculeata</i>	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Exótico	<i>Paulownia tomentosa</i>	entomofila	ornitocora	2	2	2	2	2
Exótico	<i>Persea americana</i>	entomofila	barocora	3	3	0	1	2
Exótico	<i>Phoenix canariensis</i>	anemofila	barocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Pittosporum tobira</i>	entomofila	ornitocora	4	3	2	2	3
Exótico	<i>Platanus orientalis</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Populus alba</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Populus nigra</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Prunus cerasifera</i>	entomofila	endozoocora	2	2	4	3	3
Exótico	<i>Prunus cerasus</i>	entomofila	endozoocora	2	2	4	3	3
Exótico	<i>Prunus persica</i>	entomofila	endozoocora	2	2	4	3	3
Exótico	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	anemofila	barocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Quercus rubra</i>	anemofila	endozoocora	0	1	2	2	2

Exótico	<i>Quercus suber</i>	anemofila	endozoocora	0	1	2	2	2
Exótico	<i>Robinia pseudoacacia</i>	entomofila	barocora	2	2	0	1	2
Exótico	<i>Sequoia sempervirens</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Taxodium distichum</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Tilia cordata</i>	entomofila	anemocora	2	2	0	1	2
Exótico	<i>Trachycarpus fortunei</i>	entomofila	ornitocora	2	2	2	2	2
Exótico	<i>Ulmus minor</i>	anemofila	anemocora	0	1	0	1	1
Exótico	<i>Washingtonia filifera</i>	entomofila	endozoocora	2	2	2	2	2
Nativo	<i>Aristotelia chilensis</i>	entomofila	endozoocora	3	3	2	2	3
Nativo	<i>Azara dentata</i>	entomofila	endozoocora	1	2	2	2	2
Nativo	<i>Beilschmiedia miersii</i>	entomofila	barocora	3	3	0	1	2
Nativo	<i>Cestrum parqui</i>	entomofila	endozoocora	4	3	2	2	3
Nativo	<i>Crinodendron patagua</i>	entomofila	autocora	3	3	0	1	2
Nativo	<i>Cryptocarya alba</i>	entomofila	endozoocora	5	3	5	3	3
Nativo	<i>Escallonia rubra</i>	ornitofila-entomofila	autocora	7	3	0	1	3
Nativo	<i>Maytenus boaria</i>	entomofila	ornitocora	2	2	4	3	3
Nativo	<i>Myrceugenia correifolia</i>	entomofila	endozoocora	7	3	2	2	3
Nativo	<i>Quillaja saponaria</i>	entomofila	anemocora	4	3	0	1	2
Nativo	<i>Schinus latifolius</i>	entomofila	endozoocora	3	3	4	3	3
Nativo	<i>Schinus areira</i>	entomofila	endozoocora	3	3	4	3	3
Nativo	<i>Senna candolleana</i>	entomofila	endozoocora	6	3	3	3	3
Nativo	<i>Vachellia caven</i>	entomofila	endozoocora	3	3	2	2	3

Observación: Las especies que no dependían de la fauna para la dispersión de su polen y/o semilla se les asignó un valor de 0 meses para la floración y/o fructificación, respectivamente.

7.2. Estimación de los servicios de regulación por especie.

Origen	Especie	N° arb.	Almacenamiento de C (Kg de C)	Almacenamiento de C promedio (kg de C/ind.)	Secuestro de C (Kg de C/año)	Secuestro de C (Kg de C/año/ind.)	Regulación de T° (m2 de copa)	Regulación de T° promedio (m2 de copa/ ind.)
Exótico	<i>Acacia dealbata</i>	5	690,18	138,04			149,615	29,923
Exótico	<i>Acacia melanoxylon</i>	18	3478,26	193,24	92,399	4,017	535,05	29,725
Exótico	<i>Acer negundo</i>	75	3391,66	45,22	47,336	0,631	1144,998	15,267
Exótico	<i>Acer palmatum</i>	1	18,76	18,76	0,001	0,001	0,79	0,79
Exótico	<i>Acer pseudoplatanus</i>	12	377,18	31,43	35,826	2,986	118,985	9,915
Exótico	<i>Ailanthus altissima</i>	7	1514,79	216,40	145,152	20,736	240,933	34,419
Exótico	<i>Albizia julibrissin</i>	2	62,92	31,46	6,292	3,146	13,36	6,68
Exótico	<i>Araucaria bidwillii</i>	1	31,78	31,78	3,178	3,178	7,07	7,07
Exótico	<i>Bauhinia forficata</i>	2	29,12	14,56	2,691	1,345	20,618	10,309
Exótico	<i>Betula pendula</i>	1	1,23	1,23	0,971	0,971	7,07	7,07
Exótico	<i>Brachychiton discolor</i>	2	518,88	259,44	1,691	0,845	35,34	17,67
Exótico	<i>Brachychiton populneus</i>	11	311,78	28,34	15,878	1,443	62,858	5,714
Exótico	<i>Catalpa bignonioides</i>	2	7781,75	3890,88			106,035	53,018
Exótico	<i>Cercis siliquastrum</i>	1	80,75	80,75	0,723	0,723	42,41	42,41
Exótico	<i>Citrus limon</i>	1	4,15	4,15	0,083	0,083	7,07	7,07
Exótico	<i>Citrus sinensis</i>	3	11,75	3,92	0,750	0,250	6,29	2,097
Exótico	<i>Cupressus macrocarpa</i>	5	323,66	64,73	24,601	4,920	54,973	10,995
Exótico	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	1	15,52	15,52	0,568	0,568	11,783	11,783
Exótico	<i>Eriobotrya japonica</i>	3	113,67	37,89	7,882	2,627	26,71	8,903
Exótico	<i>Euonymus japonicus</i>	1	37,34	37,34	3,734	3,734	3,14	3,14

Exótico	<i>Fagus sylvatica</i>	3	766,32	255,44	70,359	23,453	37,7	12,567
Exótico	<i>Ficus carica</i>	2	522,47	261,24	43,216	21,608	19,64	9,82
Exótico	<i>Fraxinus excelsior</i>	24	3960,38	165,02	193,711	8,071	409,79	17,075
Exótico	<i>Ginkgo biloba</i>	4	262,44	65,61	26,244	6,561	73,045	18,261
Exótico	<i>Gleditsia triacanthos</i>	1	153,25	153,25	2,531	2,531	64,793	64,793
Exótico	<i>Grevillea robusta</i>	17	3430,30	201,78	-13,395	-0,788	311,21	18,306
Exótico	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	5	242,35	48,47	12,701	2,540	47,918	9,584
Exótico	<i>Lagerstroemia indica</i>	60	432,45	7,21	26,433	0,441	288,423	4,807
Exótico	<i>Laurus nobilis</i>	3	36,87	12,29	2,624	0,875	7,463	2,488
Exótico	<i>Ligustrum lucidum</i>	62	5062,62	81,66	267,928	4,321	422,143	6,809
Exótico	<i>Liquidambar styraciflua</i>	62	1734,75	27,98	86,647	1,398	866,148	13,97
Exótico	<i>Liriodendron tulipifera</i>	14	2803,44	200,25	172,068	12,291	189,093	13,507
Exótico	<i>Magnolia grandiflora</i>	5	238,77	47,75	-10,872	-2,174	40,643	8,129
Exótico	<i>Malus domestica</i>	1	35,25	35,25	0,058	0,058	3,14	3,14
Exótico	<i>Melia azedarach</i>	3	708,75	236,25	45,980	15,327	154,128	51,376
Exótico	<i>Myoporum laetum</i>	3	217,26	72,42	21,728	7,243	12,368	4,123
Exótico	<i>Olea europaea</i>	4	140,24	35,06	12,626	3,157	26,798	6,699
Exótico	<i>Parkinsonia aculeata</i>	6	863,04	143,84	63,729	10,621	211,665	35,278
Exótico	<i>Paulownia tomentosa</i>	1	370,64	370,64	37,064	37,064	0,395	0,395
Exótico	<i>Persea americana</i>	1	499,74	499,74			23,565	23,565
Exótico	<i>Phoenix canariensis</i>	13	29034,03	2233,39	-647,776	-34,093	439,01	33,77
Exótico	<i>Pittosporum tobira</i>	1	5,98	5,98	0,467	0,467	4,71	4,71
Exótico	<i>Platanus orientalis</i>	18	8771,95	487,33	246,706	13,706	1237,79	68,766
Exótico	<i>Populus alba</i>	1	204,00	204,00	-4,044	-4,044	13,745	13,745
Exótico	<i>Populus nigra</i>	4	5260,53	1315,13	337,840	84,460	216,768	54,192
Exótico	<i>Prunus cerasifera</i>	47	2531,97	53,87	68,274	1,453	278,203	5,919
Exótico	<i>Prunus cerasus</i>	1	34,75	34,75	3,474	3,474	1,57	1,57

Exótico	<i>Prunus persica</i>	1	64,71	64,71	1,776	1,776	18,85	18,85
Exótico	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1	437,19	437,19	43,718	43,718	38,48	38,48
Exótico	<i>Quercus rubra</i>	5	10871,72	2174,34	228,848	45,770	353,043	70,609
Exótico	<i>Quercus suber</i>	1	7546,45	7546,45	754,646	754,646	77,753	77,753
Exótico	<i>Robinia pseudoacacia</i>	105	16120,03	153,52	343,827	3,275	1575,95	15,009
Exótico	<i>Sequoia sempervirens</i>	2	1093,23	546,62	109,322	54,661	90,32	45,16
Exótico	<i>Taxodium distichum</i>	1	642,51	642,51	47,186	47,186	77,753	77,753
Exótico	<i>Tilia cordata</i>	9	302,72	33,64	12,862	1,429	139,795	15,533
Exótico	<i>Trachycarpus fortunei</i>	1	432,47	432,47	43,246	43,246	3,14	3,14
Exótico	<i>Ulmus minor</i>	5	4512,85	902,57	376,173	75,235	53,405	10,681
Exótico	<i>Washingtonia filifera</i>	5	4258,90	851,78	422,372	84,474	51,645	10,329
Nativo	<i>Aristotelia chilensis</i>	3	5,62	1,87	0,562	0,187	5,5	1,833
Nativo	<i>Azara dentata</i>	1	0,86	0,86	0,086	0,086	0,79	0,79
Nativo	<i>Beilschmiedia miersii</i>	2	1,04	0,52	0,104	0,052	0,99	0,495
Nativo	<i>Cestrum parqui</i>	1	4,90	4,90	0,490	0,490	3,14	3,14
Nativo	<i>Crinodendron patagua</i>	5	215,64	43,13	21,502	4,300	40,21	8,042
Nativo	<i>Cryptocarya alba</i>	6	1856,85	309,48	150,870	25,145	118,59	19,765
Nativo	<i>Escallonia rubra</i>	3	3,39	1,13	0,340	0,113	3,15	1,05
Nativo	<i>Maytenus boaria</i>	13	319,74	24,60	18,395	1,415	32,228	2,479
Nativo	<i>Myrceugenia correifolia</i>	2	1,72	0,86	0,172	0,086	1,58	0,79
Nativo	<i>Quillaja saponaria</i>	76	3055,40	40,20	113,597	1,495	785,745	10,339
Nativo	<i>Schinus latifolius</i>	1	4,90	4,90	0,490	0,490	0,79	0,79
Nativo	<i>Schinus areira</i>	42	8867,21	211,12	453,732	10,803	1438,983	34,261
Nativo	<i>Senna candolleana</i>	1	27,80	27,80	2,750	2,750	2,355	2,355
Nativo	<i>Vachellia caven</i>	8	585,54	73,19	32,858	4,107	64,005	8,001

7.3. Estimación de los servicios culturales por especie.

Origen	Especie	N° árboles patrimoniales	N° árboles nativos	% de árboles nativos
Exótico	<i>Acacia dealbata</i>	0	0	0
Exótico	<i>Acacia melanoxylon</i>	100	0	0
Exótico	<i>Acer negundo</i>	41	0	0
Exótico	<i>Acer palmatum</i>	0	0	0
Exótico	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	0	0
Exótico	<i>Ailanthus altissima</i>	0	0	0
Exótico	<i>Albizia julibrissin</i>	0	0	0
Exótico	<i>Araucaria bidwillii</i>	0	0	0
Exótico	<i>Bauhinia forficata</i>	0	0	0
Exótico	<i>Betula pendula</i>	0	0	0
Exótico	<i>Brachychiton discolor</i>	0	0	0
Exótico	<i>Brachychiton populneus</i>	3	0	0
Exótico	<i>Catalpa bignonioides</i>	0	0	0
Exótico	<i>Cercis siliquastrum</i>	0	0	0
Exótico	<i>Citrus limon</i>	0	0	0
Exótico	<i>Citrus sinensis</i>	0	0	0
Exótico	<i>Cupressus macrocarpa</i>	0	0	0
Exótico	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	0	0	0
Exótico	<i>Eriobotrya japonica</i>	0	0	0
Exótico	<i>Euonymus japonicus</i>	0	0	0
Exótico	<i>Fagus sylvatica</i>	0	0	0
Exótico	<i>Ficus carica</i>	0	0	0
Exótico	<i>Fraxinus excelsior</i>	31	0	0
Exótico	<i>Ginkgo biloba</i>	0	0	0
Exótico	<i>Gleditsia triacanthos</i>	2	0	0
Exótico	<i>Grevillea robusta</i>	19	0	0
Exótico	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	2	0	0
Exótico	<i>Lagerstroemia indica</i>	1	0	0
Exótico	<i>Laurus nobilis</i>	0	0	0
Exótico	<i>Ligustrum lucidum</i>	7	0	0
Exótico	<i>Liquidambar styraciflua</i>	24	0	0
Exótico	<i>Liriodendron tulipifera</i>	0	0	0
Exótico	<i>Magnolia grandiflora</i>	2	0	0
Exótico	<i>Malus domestica</i>	0	0	0
Exótico	<i>Melia azedarach</i>	117	0	0
Exótico	<i>Myoporum laetum</i>	0	0	0
Exótico	<i>Olea europaea</i>	0	0	0

Exótico	<i>Parkinsonia aculeata</i>	0	0	0
Exótico	<i>Paulownia tomentosa</i>	0	0	0
Exótico	<i>Persea americana</i>	0	0	0
Exótico	<i>Phoenix canariensis</i>	384	0	0
Exótico	<i>Pittosporum tobira</i>	0	0	0
Exótico	<i>Platanus orientalis</i>	72	0	0
Exótico	<i>Populus alba</i>	0	0	0
Exótico	<i>Populus nigra</i>	111	0	0
Exótico	<i>Prunus cerasifera</i>	8	0	0
Exótico	<i>Prunus cerasus</i>	0	0	0
Exótico	<i>Prunus persica</i>	0	0	0
Exótico	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0	0	0
Exótico	<i>Quercus rubra</i>	0	0	0
Exótico	<i>Quercus suber</i>	0	0	0
Exótico	<i>Robinia pseudoacacia</i>	378	0	0
Exótico	<i>Sequoia sempervirens</i>	0	0	0
Exótico	<i>Taxodium distichum</i>	0	0	0
Exótico	<i>Tilia cordata</i>	0	0	0
Exótico	<i>Trachycarpus fortunei</i>	0	0	0
Exótico	<i>Ulmus minor</i>	0	0	0
Exótico	<i>Washingtonia filifera</i>	0	0	0
Nativo	<i>Aristolelia chilensis</i>	0	3	1,829
Nativo	<i>Azara dentata</i>	0	1	0,610
Nativo	<i>Beilschmiedia miersii</i>	0	2	1,220
Nativo	<i>Cestrum parqui</i>	0	1	0,610
Nativo	<i>Crinodendron patagua</i>	0	5	3,049
Nativo	<i>Cryptocarya alba</i>	0	6	3,659
Nativo	<i>Escallonia rubra</i>	0	3	1,829
Nativo	<i>Maytenus boaria</i>	0	13	7,927
Nativo	<i>Myrceugenia correifolia</i>	0	2	1,220
Nativo	<i>Quillaja saponaria</i>	0	76	46,341
Nativo	<i>Schinus latifolius</i>	8	1	0,610
Nativo	<i>Schinus areira</i>	0	42	25,610
Nativo	<i>Senna candolleana</i>	102	1	0,610
Nativo	<i>Vachellia caven</i>	0	8	4,878

7.4. Estimación de los diservicios del arbolado urbano por especie.

Origen	Especie	N° Árboles	N° Árboles con E. Fitosanitario Malo/Potencial daño a infraestructura alto	N° Árboles con E. Fitosanitario Regular/Potencial daño a infraestructura medio	N° Árboles con E. Fitosanitario Bueno/Potencial daño a infraestructura bajo	Promedio Estado Fitosanitario/Potencial Daño a Infraestructura	Índice de Alergenicidad de Zonas Verdes Urbanas	Valor Potencial Alergénico Intrínseco
Exótico	<i>Acacia dealbata</i>	5,00	1	3	1	2,00	2,212	2
Exótico	<i>Acacia melanoxylon</i>	18,00	7	11		1,61	7,019	2
Exótico	<i>Acer negundo</i>	75,00	30	43	2	1,63	2,492	18
Exótico	<i>Acer palmatum</i>	1,00			1	3,00	0,011	12
Exótico	<i>Acer pseudoplatanus</i>	12,00	3	7	2	1,92	1,286	12
Exótico	<i>Ailanthus altissima</i>	7,00	1	3	3	2,29	4,048	2
Exótico	<i>Albizia julibrissin</i>	2,00			2	3,00	0,262	3
Exótico	<i>Araucaria bidwillii</i>	1,00			1	3,00	0,189	6
Exótico	<i>Bauhinia forficata</i>	2,00		2		2,00	0,733	3
Exótico	<i>Betula pendula</i>	1,00			1	3,00	0,141	12
Exótico	<i>Brachychiton discolor</i>	2,00			2	3,00	0,742	4
Exótico	<i>Brachychiton populneus</i>	11,00		1	10	2,91	0,296	4
Exótico	<i>Catalpa bignonioides</i>	2,00		2		2,00	7,069	2
Exótico	<i>Cercis siliquastrum</i>	1,00			1	3,00	1,979	1

Exóti co	<i>Citrus limon</i>	1,00			1	3,00	0,189	2
Exóti co	<i>Citrus sinensis</i>	3,00			3	3,00	0,136	2
Exóti co	<i>Cupressus macrocarpa</i>	5,00		4	1	2,20	1,56	18
Exóti co	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	1,00		1		2,00	0,419	2
Exóti co	<i>Eriobotrya japonica</i>	3,00			3	3,00	0,321	2
Exóti co	<i>Euonymus japonicus</i>	1,00			1	3,00	0,042	2
Exóti co	<i>Fagus sylvatica</i>	3,00			3	3,00	1,382	6
Exóti co	<i>Ficus carica</i>	2,00			2	3,00	0,786	6
Exóti co	<i>Fraxinus excelsior</i>	24,0 0		10	14	2,58	1,683	18
Exóti co	<i>Ginkgo biloba</i>	4,00		1	3	2,75	2,814	6
Exóti co	<i>Gleditsia triacanthos</i>	1,00		1		2,00	4,607	2
Exóti co	<i>Grevillea robusta</i>	17,0 0		15	2	2,12	3,638	2
Exóti co	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	5,00	1	2	2	2,20	0,543	2
Exóti co	<i>Lagerstroemia indica</i>	60,0 0		16	44	2,73	0,481	3
Exóti co	<i>Laurus nobilis</i>	3,00		1	2	2,67	0,06	3
Exóti co	<i>Ligustrum lucidum</i>	62,0 0	7	35	20	2,21	1,142	18
Exóti co	<i>Liquidambar styraciflua</i>	62,0 0	4	11	47	2,69	2,44	9
Exóti co	<i>Liriodendron tulipifera</i>	14,0 0		6	8	2,57	1,245	2
Exóti co	<i>Magnolia grandiflora</i>	5,00		1	4	2,80	0,367	2
Exóti co	<i>Malus domestica</i>	1,00			1	3,00	0,052	2

Exóti co	<i>Melia azedarac h</i>	3,00		2	1	2,33	3,981	2
Exóti co	<i>Myoporum laetum</i>	3,00		3		2,00	0,22	3
Exóti co	<i>Olea europaea</i>	4,00		4		2,00	0,021	3
Exóti co	<i>Parkinsonia ac uleata</i>	6,00		5	1	2,17	0,449	27
Exóti co	<i>Paulownia tom entosa</i>	1,00	1			1,00	3,857	2
Exóti co	<i>Persea americana</i>	1,00		1		2,00	0,012	2
Exóti co	<i>Phoenix canariensis</i>	13,0 0			13	3,00	2,304	3
Exóti co	<i>Pittosporum tobira</i>	1,00			1	3,00	4,982	3
Exóti co	<i>Platanus orientalis</i>	18,0 0	1	6	11	2,56	0,094	6
Exóti co	<i>Populus alba</i>	1,00	1			1,00	23,209	18
Exóti co	<i>Populus nigra</i>	4,00		3	1	2,25	1,833	6
Exóti co	<i>Prunus cerasifera</i>	47,0 0	14	30	3	1,77	7,344	6
Exóti co	<i>Prunus cerasus</i>	1,00			1	3,00	0,702	2
Exóti co	<i>Prunus persica</i>	1,00			1	3,00	0,026	2
Exóti co	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1,00			1	3,00	0,628	2
Exóti co	<i>Quercus rubra</i>	5,00		1	4	2,80	2,309	6
Exóti co	<i>Quercus suber</i>	1,00		1		2,00	26,044	18
Exóti co	<i>Robinia pseudoacacia</i>	105, 00	52	50	3	1,53	6,911	18
Exóti co	<i>Sequoia sempervirens</i>	2,00			2	3,00	3,706	2
Exóti co	<i>Taxodium distichum</i>	1,00		1		2,00	5,259	12

Exótico	<i>Tilia cordata</i>	9,00		5	4	2,44	6,22	6
Exótico	<i>Trachycarpus fortunei</i>	1,00			1	3,00	3,348	4
Exótico	<i>Ulmus minor</i>	5,00	3	2		1,40	0,052	4
Exótico	<i>Washingtonia filifera</i>	5,00		2	3	2,60	1,746	12
Nativo	<i>Aristotelia chilensis</i>	3,00			3	3,00	0,543	2
Nativo	<i>Azara dentata</i>	1,00			1	3,00	0,1	3
Nativo	<i>Beilschmiedia miersii</i>	2,00			2	3,00	0,011	1
Nativo	<i>Cestrum parqui</i>	1,00			1	3,00	0,006	3
Nativo	<i>Crinodendron patagua</i>	5,00		1	4	2,80	0,042	3
Nativo	<i>Cryptocarya alba</i>	6,00		3	3	2,50	0,63	3
Nativo	<i>Escallonia rubra</i>	3,00			3	3,00	1,668	3
Nativo	<i>Maytenus boaria</i>	13,00		2	11	2,85	0,042	3
Nativo	<i>Myrceugenia correifolia</i>	2,00			2	3,00	0,185	2
Nativo	<i>Quillaja saponaria</i>	76,00		16	60	2,79	1,844	3
Nativo	<i>Schinus latifolius</i>	1,00			1	3,00	0,011	3
Nativo	<i>Schinus areira</i>	42,00		13	29	2,69	9,535	3
Nativo	<i>Senna candolleana</i>	1,00		1		2,00	0,063	3
Nativo	<i>Vachellia caven</i>	8,00	3		5	2,25	0,394	3

7.5. Valores utilizados para la interpolación espacial de los servicios y diservicios.

Parcela	Cordenada X	Cordenada Y	Regulación T° (m2 sombra)	Patrimonio natural (% esp. Nativas)	Potencial Alimento para Fauna (Promedio ponderado por m2 de copa de árboles)	Almacenamiento de carbono (Kg de C)	Secuestro de Carbono (Kg de C/año)	Potencial Daño Infraestructura (Promedio Estado Fitosanitario)	Potencial Alergénico (Promedio ponderado por m2 de copa de árboles)
1	340142	6216985	92,67	16,7	2,42	308,29	36,238	1,667	1
2	339071	6217139	98,97	40	2,63	179,98	6,472	2,8	1
3	339851	6220789	100,53	0	1,5	121,9	5,32	2,1	2,156
4	339666	6220544	103,67	0	1	321,26	34,838	2	1
5	339969	6220966	139,01	0	1,2	151,16	7,551	2,556	2,65
6	340894	6216064	41,25	25	2,45	62,18	8,695	2,833	1
7	341215	6216533	240,32	0	2,04	528,77	12,612	1,889	1
8	341633	6217210	303,96	50	2,03	1197,04	215,934	2,583	1,041
9	340150	6215652	258,39	0	1,31	315,94	38,216	2	2,38
10	338840	6216598	53,48	0	2,82	548,97	61,316	1,143	1
11	340398	6215473	24,35	0	1,39	100,73	-1,952	1,8	3
12	339831	6215905	37,7	0	1	474,88	44,76	2	2,583
13	341931	6218923	70,68	0	1	94,35	3,956	2	2,533
14	340329	6219310	203,42	0	1	177,52	3,312	3	1
15	340352	6219349	514,44	0	1,3	997,41	154,51	2,667	2,169
16	340313	6219190	197,13	0	1,26	320,61	23,264	2,333	1
17	341247	6218880	43,21	57,1	2,73	103,65	9,278	2,5	1,382
18	341723	6216536	332,22	0	1,24	2032	143,268	2,167	1,759
19	341515	6216221	264,67	0	1,65	854,65	-33,014	2,3	1

20	341695	6216450	43,19	100	2,07	284,35	-6,06	2	1
21	341479	6216142	65,99	11,1	2	130,79	20,504	2,889	1,726
22	341283	6215835	92,69	0	2	156,31	7,386	2,25	1
23	342235	6217226	62,04	0	2	832,87	-110,158	1,4	1
24	338897	6216030	534,07	0	2	5857,63	285,244	2,429	2,353
25	338598	6215503	276,46	0	1	586,43	24,702	3	3
26	341565	6218739	47,12	0	2	111,85	-54,31	2,25	1,267
27	340929	6220144	29,85	44,4	2,05	85,72	10,03	3	1
28	339153	6218418	17,27	0	2	176,39	-1,926	1,333	1
29	338479	6217434	92,67	100	2	94,6	17,966	3	1
30	339458	6218838	483,01	0	1,51	957,89	87,771	2,273	2,441
31	340151	6217516	8,65	0	1,09	14,4	0,969	3	1,909
32	341801	6217202	388,03	25	2,04	1087,62	101,114	2,536	1,053
33	339769	6221537	136,66	0	1,99	261,33	24,738	1,625	1,103
34	340007	6220662	54,2	45,5	2,09	77,35	-9,153	2,545	1,508
35	339896	6219902	63,62	0	2,48	225,71	28,314	1,4	1
36	339791	6219094	467,32	36,4	2,81	2141,42	265,219	1,818	1,343
37	339393	6219313	227,77	11,8	1,94	1560,19	266,888	2,353	1,948
38	339940	6219250	466,51	30	1,79	4610,51	673,154	2,6	1,444
39	343272	6217952	13,35	83,3	1,88	2,62	-3,228	3	1,235
40	339367	6219370	33,19	33,3	1,6	74,38	11,122	2,667	1,213
41	339564	6219340	154,15	20	1,01	130,09	-34,097	2,1	2,783
42	342851	6218295	157,85	100	3	126,98	13,138	3	1
43	342838	6218306	171,98	100	3	150,96	19,858	3	1
44	342671	6218434	153,92	100	3	141,53	20,114	3	1
45	342873	6218239	17,28	0	1	18,04	2,84	3	1
46	339813	6221760	285,88	0	2	662,85	-7,235	1,786	1
47	341437	6217542	231,67	33,3	2,28	1335,02	44,13	1,889	1,773
48	342284	6217990	24,36	0	1,61	103,46	-1,468	1,25	2,42

49	342533	6216648	130,37	37,5	2,63	376,35	38,555	2,75	1
50	335894	6217498	28,28	100	2,44	15,52	0,978	2,8	1
51	339098	6218024	205,78	0	1,84	538,12	-8,348	1,6	1,321
52	341440	6217860	125,65	0	1,54	225,13	1,23	1,167	1,925
53	339480	6218118	215,2	0	1,45	615,12	26,485	1,857	1,934
54	340666	6218001	162,57	0	2	656,34	52,897	1,714	1
55	338057	6216784	175,92	0	1	6487,9	-167,21	3	1
56	337851	6217991	35,34	0	2	133,94	6,068	1	1,667
57	336807	6216090	177,49	91,7	1,89	125,24	-24,151	2,917	1,221
58	337415	6217017	230,12	28,6	2,31	656,74	108,743	2,429	1,041
59	340511	6216484	234,82	0	1	7617,25	38,976	3	1
60	341517	6216481	158,64	0	1	188,12	6,77	1,5	3
61	337753	6217902	40,05	0	2	93,78	-13,742	3	3
62	341483	6216886	468,87	20	1,5	1144,56	136,584	2,6	2,191
63	342643	6216260	146,09	40	1,43	526,67	42,663	2,5	1,688
64	341015	6219024	35,14	9,1	2,04	149,98	16,449	1,909	2,463
65	336137	6217853	61,26	0	1,51	1122,5	132,933	2,75	2,077
66	336028	6217878	43,2	20	2	243,17	46,666	2,6	1
67	338782	6219202	80,11	0	1	56,94	0,496	2	2,961
68	338808	6219326	15,71	0	1	26,63	2,962	1,5	2
69	339396	6222169	63,62	0	1,05	280,34	50,86	2	2,876
70	339840	6219843	98,18	0	2	415,89	44,636	1,429	1
71	339510	6219926	587,49	0	1,87	1584,29	212,056	1,75	1,251
72	340140	6219730	258,4	0	2,02	446,24	53,35	2	1,468
73	340039	6219769	225,42	50	2,32	909,78	97,258	2,3	1
74	340024	6220249	92,67	43,8	2,04	139,1	5,553	2,625	1,559
75	337050	6217445	18,85	0	3	32,36	1,776	3	1
76	338460	6218041	698,23	40	1,06	3130,14	245,428	2,3	2,885
77	339840	6217762	114,66	30	2	223,01	8,39	2,3	1

78	339390	6217494	97,39	16,7	2,58	715,5	-53,359	1,833	1
79	338600	6217611	185,36	0	1,56	892,18	108,612	1,875	2,864
80	340310	6217859	39,28	0	2,28	413,78	28,671	1,938	1,76
81	339202	6218031	37,7	11,1	2	28,98	1,486	2,556	1
82	339675	6217853	132,74	28,6	2	391,37	-13,032	2,286	1
83	340368	6217529	243,49	0	2,02	818,85	36,994	1,588	1,516
84	340358	6217540	131,13	0	3	218,7	13,812	1,778	1
85	339567	6217683	469,68	85,7	2,98	979,51	81,532	2	1
86	340367	6217290	195,57	0	1,88	4181,93	498,652	2	1
87	340387	6217932	36,93	25	1,19	543,39	7,221	1,583	2,744
88	338940	6217425	108,4	27,3	1,24	332,95	65,862	3	2,261
89	339587	6217542	172,79	0	2	196,73	11,816	2,4	1,886
90	339908	6217533	119,39	0	1,68	545,16	97,191	3	1
91	340447	6217703	94,24	0	1,23	241,33	-7,26	1,9	2,733
92	340154	6217148	228,54	0	1,36	246,44	25,456	2,286	1
93	338960	6217843	218,33	55,6	1,55	1013,58	148,294	2	1,907
94	338785	6217377	110,75	0	2	247,89	25,843	1,667	1
95	339889	6217806	43,19	0	2	32,61	4,024	3	1
96	339423	6217360	32,2	0	2,22	37,38	-14,19	2,5	1
97	339089	6217406	120,93	0	2	88,21	12,288	2,9	1
98	340329	6216972	47,13	0	1,72	202,61	35,824	2,3	2,233
99	340253	6217613	55,76	0	1,51	366,88	18,8	1,333	2,831
100	338644	6217278	98,96	0	1	2339,35	368,315	1,4	2

Observación: Las coordenadas se encuentran en Sistema Universal de Mercator, Huso 19S, Datum WGS84.

7.6. Matriz de correlación de spearman de la diversidad, servicios y diservicios ecosistémicos.

Matriz de Spearman	Divers.	Alim. Pot.	Reg. T°	Alm. C	Sec. C	Pat. natural	Árboles Pat.	Daño potencial	Potencial alergénico
Diversidad	1	0,39	0,08	0,004	<0,001	0,02	0,71	0,80	0,91
Alimento Potencial	0,087	1	0,57	0,41	0,94	<0,001	0,28	0,83	0,13
Regulación T°	0,174	-0,057	1	<0,001	<0,001	0,71	0,04	0,88	<0,001
Alm. Carbono	0,283	-0,083	0,737	1	<0,001	0,56	0,02	0,01	<0,001
Secuestro Carbono	0,387	0,007	0,529	0,653	1	0,53	0,55	0,68	<0,001
Patrimonio natural	0,224	0,457	0,037	-0,058	0,064	1	0,65	<0,001	0,73
Árboles Patrimoniales	-0,038	-0,110	0,206	0,241	0,060	-0,046	1	0,73	0,01
Daño potencial	0,025	-0,022	0,016	0,267	0,042	-0,369	0,036	1	0,76
Potencial alergénico	-0,012	-0,152	0,884	0,671	0,455	-0,035	0,260	0,031	1

Observación: En la parte inferior izquierda de la tabla se observa el índice de correlación de Spearman (valores en negro) mientras que en la parte superior derecha se observa el valor de p (valores en rojo). En negrita se destacan las relaciones de mayor valor.

7.7. Distribución diamétrica de las especies nativas y exóticas del arbolado vial de Rancagua.

