



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y
OCEANOGRÁFICAS
BIOLOGÍA

Rasgos funcionales de especies de plantas nativas
asociados a persistencia, establecimiento y dispersión en
ecosistemas emergentes ubicados en áreas periurbanas de
Concepción

Seminario de título presentado a la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas para
optar el título de Bióloga.

Por: Camila Belén Arriagada Rodríguez
Profesor Guía: Dr. Alfredo Saldaña

Concepción, Chile 2021



Este seminario ha sido desarrollado en el Laboratorio de Ecología Funcional del Departamento de Botánica de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción

Profesor Guía

Dr. Alfredo Saldaña

Profesores evaluadores

Dra. Angela Sierra

Dr. Pablo Guerrero



Profesor Coordinador Seminario de Título

Dr. Víctor Hernández Santander

Concepción, Marzo de 2021

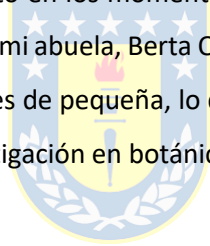
AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a mi profesor guía, Dr. Alfredo Saldaña, por su apoyo constante durante la realización de mi tesis, por las conversaciones y comentarios sin los cuales no hubiera podido concretar este trabajo.

Además, agradecer a Dra. Nicol Fuentes por el conocimiento y comentarios entregados sobre la introducción de especies y ecosistemas emergentes.

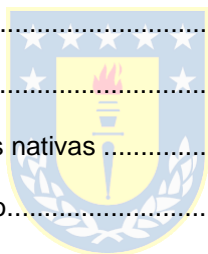
Al proyecto FONDECYT 1181688.

Y a mi familia, a Patricia Rodríguez Quintana, Catalina Arriagada Rodríguez y Rubén Arriagada Vera. Por su apoyo constante, cuidado y afecto en los momentos difíciles, lo cual fue fundamental para poder terminar el trabajo comenzado. A mi abuela, Berta Quintana Sierra, por recordarme lo mucho que me gustaban y asombraban las flores de pequeña, lo que fue esencial para recordar porqué dedico continuar en la carrera de la investigación en botánica.



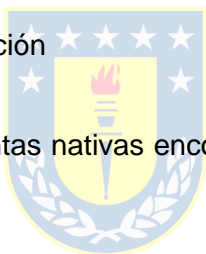
Índice de contenidos

1. RESUMEN	7
2. INTRODUCCIÓN	
2.1 Ecosistemas emergentes	8
2.2 Respuestas funcionales de las plantas en Ecosistemas Emergentes.....	8
2.3 Especies nativas en Ecosistemas Emergentes.....	9
2.4 Ecosistemas emergentes en las áreas periurbanas de Concepción.....	11
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Sitio de estudio	15
3.2. Muestreo de vegetación y clasificación rasgos funcionales de las plantas.....	16
3.3. Análisis de datos	17
4. RESULTADOS	18
4.1. Composición de especies de plantas nativas	18
4.2. Rasgos funcionales y éxito ecológico.....	21
5. DISCUSIÓN	23
6. BIBLIOGRAFÍA	27



Índice de Tablas y Figuras

Tabla 1. Rasgos de las plantas, descripciones y escalas en las que cada rasgo se incluirá en el estudio.	13
Tabla 2. Áreas periurbanas estudiadas de la ciudad de Concepción	15
Tabla 3. Riqueza de familias, géneros y especies de plantas nativas presentes en los ecosistemas emergentes de Concepción	18
Tabla 4. Categorías de conservación para las especies de plantas nativas presentes en ecosistemas emergentes de Concepción	19
Tabla 5. Listado de especies de plantas nativas encontradas en ecosistemas emergentes de Concepción.	19
Tabla 6. ANOVA de Welch aplicado a los rasgos funcionales tipo de fruto, vía de propagación, ciclo de vida y forma de crecimiento	22
Fig. 1. Ejemplo sectores Cerro Caracol y Nonguén, sitios de estudio y esquematización de unidades de muestreo a escala local y escala de paisaje.	16
Fig. 2. Valores promedio \pm ES de la frecuencia de cada grupo de rasgos funcionales relacionados con dispersión y establecimiento encontrados en escala de paisaje	22
Fig. 3. Valores promedio \pm ES de la cobertura de cada grupo de rasgos funcionales relacionados con la persistencia encontrados en escala de sitio.	23



1. RESUMEN

Los ecosistemas emergentes suelen estar dominados por especies introducidas con alto potencial de convertirse en taxa invasoras. Sin embargo, pueden ser importantes reservorios de especies de plantas nativas que aún persisten en ellos. Los ecosistemas emergentes son probablemente el tipo de vegetación más frecuente en el paisaje del centro sur de Chile. En ese contexto, el objetivo de esta tesis fue describir la composición de especies de plantas nativas en ecosistemas emergentes y establecer que atributos funcionales asociados con su dispersión, establecimiento y persistencia se relacionan con su éxito ecológico a escala de paisaje (i.e. frecuencia) y de sitio (i.e. cobertura) en áreas periurbanas de Concepción. Por lo que se sistematizó la información de la composición de especies de plantas nativas y sus rasgos funcionales asociados. Posterior a ello, se relacionaron estos rasgos con el éxito ecológico. Los resultados muestran que existe una comunidad de especies de plantas nativas que persiste, se dispersa y se establece en los ecosistemas emergentes. Posiblemente, los propágulos de especies nativas provengan de reservas donde se mantiene la diversidad autóctona de especies vegetales. En la misma línea, los atributos funcionales como formas de vida arbóreas (o herbáceas), perennes, de frutos carnosos dispersados por vertebrados, o de frutos tipo capsulas (o cariósides) propagados por anemocoría, son estrategias que les permiten a las plantas nativas resistir a pesar de las perturbaciones e introducción de especies en los ecosistemas emergentes de las áreas periurbanas de Concepción.

Palabras clave: ecosistemas emergentes; especies plantas nativas; rasgos funcionales; áreas periurbanas

2. INTRODUCCIÓN

2.1 Ecosistemas emergentes

Los ecosistemas emergentes son aquellos que contienen nuevas combinaciones de especies dentro de un bioma particular debido a la acción humana, el cambio climático y el impacto de especies introducidas (Hobbs *et al.*, 2006). Estos ecosistemas suelen estar dominados por especies introducidas con alto potencial de convertirse en taxa invasoras (Richardson *et al.*, 1994). Las condiciones abióticas de estos sistemas han sido alteradas por efecto de variaciones ambientales como, el cambio global y el uso de suelo (e.g. monocultivo) (Root & Schneider, 2006). A pesar de lo anterior los ecosistemas emergentes pueden proporcionar servicios ecosistémicos valiosos (e.g. mantenimiento de la biodiversidad, almacenamiento de carbono) (Perring *et al.*, 2013). Ya que aún existen distintas comunidades de especies nativas en zonas perturbadas (por ejemplo, espacio periurbano de las ciudades) (Aronson *et al.*, 2014), aunque este conjunto de especies esté fuertemente influenciado por las invasiones y extinciones (Duncan *et al.*, 2011; Knapp *et al.*, 2010). A pesar de la persistencia de las especies de plantas nativas, sin un manejo adecuado, los ecosistemas emergentes pueden conducir a la disminución o incluso a la extinción local de otras especies de interés para la conservación (Lindenmayer *et al.*, 2008).

2.2 Respuestas funcionales de las plantas en ecosistemas emergentes

Los rasgos funcionales de las plantas son aquellas características morfológicas, fisiológicas y fenológicas que afecten indirectamente su adecuación biológica a

través de sus efectos sobre el crecimiento, la reproducción y la supervivencia (Violle *et al.*, 2007). Estas características reflejan las estrategias ecológicas de los organismos en respuesta a factores ambientales, su efecto sobre otros niveles tróficos y su influencia en las propiedades de los ecosistemas (Kattge *et al.*, 2011). La identificación y estandarización de rasgos funcionales de las plantas proporciona una vía para la comprensión de patrones y procesos ecológicos (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013), además de contribuir a predicciones en cuanto a relaciones locales, regionales y globales, entre las plantas y el ambiente (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2016). El análisis de las respuestas funcionales de las plantas asociadas con la persistencia, la regeneración y la dispersión al ambiente debería ayudar a una comprensión más mecanicista de la ecología comunitaria y el nicho de las especies (McGill *et al.*, 2006).



2.3 Especies nativas en ecosistemas emergentes:

En el caso de las especies nativas presentes en ecosistemas emergentes, un aspecto importante parece ser que su coexistencia con especies introducidas tiene efectos significativos en la diversidad nativa sólo cuando las introducidas son abundantes (Fried & Panetta, 2016; Panetta & Gooden, 2017). A escala regional y local, las especies de plantas introducidas reducen la diversidad nativa y alteran significativamente las funciones y la estructura del ecosistema (Pysek *et al.*, 2012, Vilà *et al.*, 2015). Marini *et al.* (2012) sugieren que la sensibilidad de las especies de plantas nativas a la pérdida de hábitat puede estar relacionada con los rasgos de persistencia y dispersión de estas, pero la comprensión del papel de los rasgos

relacionados con estos procesos en la determinación de la dinámica de las comunidades de especies en paisajes fragmentados aún es limitada. Existe evidencia reciente que respalda la idea de que algunas especies nativas toleran muy bien la convivencia con altos niveles de abundancia de especies exógenas, dependiendo de algunas respuestas funcionales de estas nativas, como es el caso de los arbustos perennes, hábito de crecimiento que corresponde a un atributo asociado a la persistencia (Fried & Panetta, 2016). De hecho, algunos autores han sugerido que el efecto de las especies exóticas en la disminución de las especies nativas varía de una especie invasora a otra, y al mismo tiempo depende de las características funcionales de la vegetación nativa (Heida, 2013; Panetta & Gooden, 2017). Además, Driscoll (2017) sugiere que las perturbaciones pueden mantener una composición comunitaria determinada donde algunas especies nativas siempre están presentes. Si bien los efectos combinados del aumento del aislamiento y la disminución del tamaño de la población se han estudiado intensamente para las especies nativas (Panetta & Gooden, 2017), no se entiende a cabalidad cómo la población de plantas nativas persiste en paisajes heterogéneos afectados por la fragmentación. Como la capacidad de las especies de plantas dadas para persistir localmente y dispersarse es crítica en la conformación de las comunidades (Jakobsson & Eriksson, 2003), la baja capacidad de persistir localmente y la baja capacidad de dispersión se asociarían con la mayor sensibilidad de las especies a la fragmentación del hábitat (Cadotte *et al.*, 2006). En general, se espera que las especies con menor capacidad de dispersión se vean más afectadas por la fragmentación del hábitat debido a su menor oportunidad de recolonización (Damschen *et al.*, 2008; Collins *et al.*, 2009). Ciertas especies de plantas optimizan

los atributos que favorecen la dispersión de sus diásporas para aumentar la distancia de dispersión, o pueden producir un mayor número de diásporas (Eriksson & Jakobsson, 1999). En cuanto al desafío del establecimiento, Engst *et al.*, (2017) sugiere que una combinación de rasgos asociados con la dispersión y reproducción (e.g. tipo de fruto, forma de dispersión), permitiría predecir mejor el éxito de establecimiento de las plantas en ecosistemas emergentes, que evaluar solo rasgos aislados. En la misma línea, por ejemplo, los frutos grandes y carnosos son más atractivos para dispersores vertebrados, lo que aumenta la probabilidad de dispersión y establecimiento (Richardson *et al.*, 2000).

2.4 Ecosistemas emergentes en las áreas periurbanas de Concepción

En Chile la concentración de personas alrededor de los centros urbanos está impactando en la biodiversidad de las áreas urbanas y periurbanas (Romero & Ordenes, 2004; Azócar *et al.*, 2003). La mayoría de los centros urbanos se ubican en la zona mediterránea y la transición entre esta y la zona templada, que en conjunto es un área reconocida como *hotspot* de biodiversidad, debido a su endemismo y amenaza para la conservación (Myers, 1990; Myers *et al.*, 2000). Esta parte del territorio ha sufrido una gran fragmentación, cambio en el uso del suelo y pérdida de hábitat para las especies nativas (Echeverría *et al.*, 2006; 2007; Schulz *et al.*, 2010). Debido a lo anterior, los ecosistemas emergentes son probablemente el tipo de vegetación más frecuente en el paisaje del centro sur de Chile. A pesar de estos hechos, en estos ecosistemas se encuentran frecuentemente especies de plantas nativas (Grez *et al.*, 2007), lo que refleja su importante papel potencial en la

conservación de biodiversidad. El área metropolitana de Concepción, con casi un millón de habitantes, está ubicada en lo que solía ser un área de transición muy diversa entre los biomas mediterráneo y templado de Chile. En esta región han ocurrido importantes cambios en el paisaje en las últimas décadas debido a la ampliación de las plantaciones forestales de especies introducidas, actividades agrícolas y expansión urbana e industrial que ha llevado a una pérdida sustancial de ecosistemas naturales (Aguayo *et al.*, 2009), además de poseer un elevado número de registros de especies introducidas en comparación con otros países de América Latina (Fuentes *et al.* 2013; Fuentes *et al.* 2020). En este escenario ecológico, existe un vacío de conocimiento en la comprensión de los rasgos funcionales relacionados con la capacidad de algunas especies nativas para mantener poblaciones en ecosistemas emergentes en este *hotspot* de biodiversidad (*sensu* Myers *et al.*, 2000; Armesto *et al.*, 1998). Por lo tanto, para entender mejor el rol de los ecosistemas emergentes como reservorio de especies de plantas nativas es fundamental investigar qué rasgos funcionales permiten que estas se establezcan con éxito y como estos determinan su distribución y abundancia. Concepción metropolitano se ha considerado como modelo bastante representativo de otras ciudades de países en vías de desarrollo para estudios sobre posibles impactos de expansión urbana sobre los ecosistemas (ver Pauchard *et al.*, 2006). A partir de esto, en este estudio se propone identificar la composición de especies de plantas nativas en ecosistemas emergentes y establecer que atributos funcionales asociados con su dispersión, establecimiento y persistencia se relacionan con su éxito ecológico a escala de paisaje (es decir, frecuencia con la que se presentan en el conjunto de parcelas muestreadas dentro de la zona de estudio) y de sitio (es

decir, abundancia dentro de la parcela), en áreas periurbanas de Concepción (Tabla 1).

Tabla 1. Rasgos de las plantas, descripciones y escalas en las que cada rasgo se incluirá en el estudio. Los rasgos se agruparán según las funciones asociadas a tres desafíos que enfrentan las plantas (es decir, dispersión, establecimiento y persistencia) *sensu* Weiher et al. (1999).

Escala	Grupo de rasgos	Rasgo de la planta	Nivel del rasgo
Paisaje	Dispersión	Propagación de semilla	Anemocoría, autocoría, zoocoría, hidrocoría, etc.
	Establecimiento	Tipo de fruto	Baya, lomento, legumbre, cápsula, nuez, polidrupa, folículo, aquenio, cariósipide, drupa, etc.
Local	Persistencia	Forma de crecimiento	Árbol, arbusto, herbácea y enredadera
	Persistencia	Ciclo de vida	Anual, bianual y perenne

Hipótesis y predicciones

El éxito ecológico, en términos de distribución y abundancia, de las especies de plantas nativas en ecosistemas emergentes se relaciona con atributos funcionales que favorecen la dispersión, establecimiento y persistencia, de modo que:

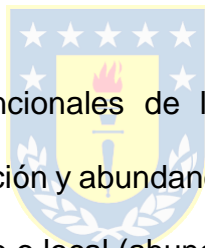
1. A escala de paisaje, las especies nativas con rasgos asociados con una mayor dispersión (e.g. anemocoría) y una mayor probabilidad de establecimiento (e.g. presentar fruto carnoso o capsula) tienen un mayor éxito ecológico (i.e. mayor frecuencia en las parcelas muestreadas en el sitio de estudio).
2. A escala de sitio, las especies nativas con rasgos asociados con una mayor persistencia (e.g. árboles o arbusto; bianuales o perennes) tienen un mayor éxito ecológico (i.e. mayor abundancia dentro de las parcelas)

OBJETIVO GENERAL:

Identificar la composición de especies de plantas nativas en ecosistemas emergentes y establecer que atributos funcionales relacionados con su dispersión, establecimiento y persistencia se relacionan con su éxito ecológico a escala de paisaje y de sitio.

Objetivos específicos:

1. Caracterizar la composición de especies de plantas nativas presentes en los ecosistemas emergentes periurbanos seleccionados para este estudio, con sus respectivos rasgos funcionales para los tres tipos de rasgos (dispersión, establecimiento y persistencia).
2. Relacionar los rasgos funcionales de las plantas nativas con su éxito ecológico, en términos de distribución y abundancia, a escala de paisaje (frecuencia en las parcelas) y a escala de sitio o local (abundancia dentro de las parcelas).



3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Sitio de estudio

La ciudad de Concepción se encuentra sobre el Valle de la Mocha y a los pies de la Cordillera de la Costa, está rodeada por áreas naturales, como, cerros, ríos, desembocadura, etc. En estos sectores se pueden encontrar numerosos ecosistemas emergentes producto de actividad humana (por ejemplo, cambio de uso de suelo), que pesar de la perturbación, albergan especies de plantas nativas. Lo anterior podría deberse a su cercanía a fragmentos de vegetación autóctona (por ejemplo, el Parque Nacional Nonguén; Fig. 1) que proveerían de propágulos de especies nativas a estos ecosistemas. Se estudiaron cuatro áreas periurbanas (Tabla 2) ubicadas en una zona de transición de clima mediterráneo y templado. En cada sitio de estudio, se seleccionaron zonas de muestreo donde la matriz del paisaje fue relativamente equidistante (2-3 km) de las áreas urbanas y protegidas (como ejemplo, el caso del Parque Nacional Nonguén, Fig. 1). Usaremos este criterio para estandarizar la selección de sitios de muestreo porque existe una relación inversa entre la abundancia de especies a escalas de paisaje y la distancia al fragmento de vegetación nativa más cercano, y no podemos descartar un efecto de conectividad en la ocupación de especies individuales (Marini *et al.*, 2012).

Tabla 2. Áreas periurbanas estudiadas de la ciudad de Concepción

N°	Sector	Coordenada
1	Nonguén	36°52'S 72°59'W
2	Cerro Caracol	36°50'S 73°02'W
3	Pedro de Valdivia	36°51'S 73°03'W
4	Hualpén	36°47'S 73°09'W

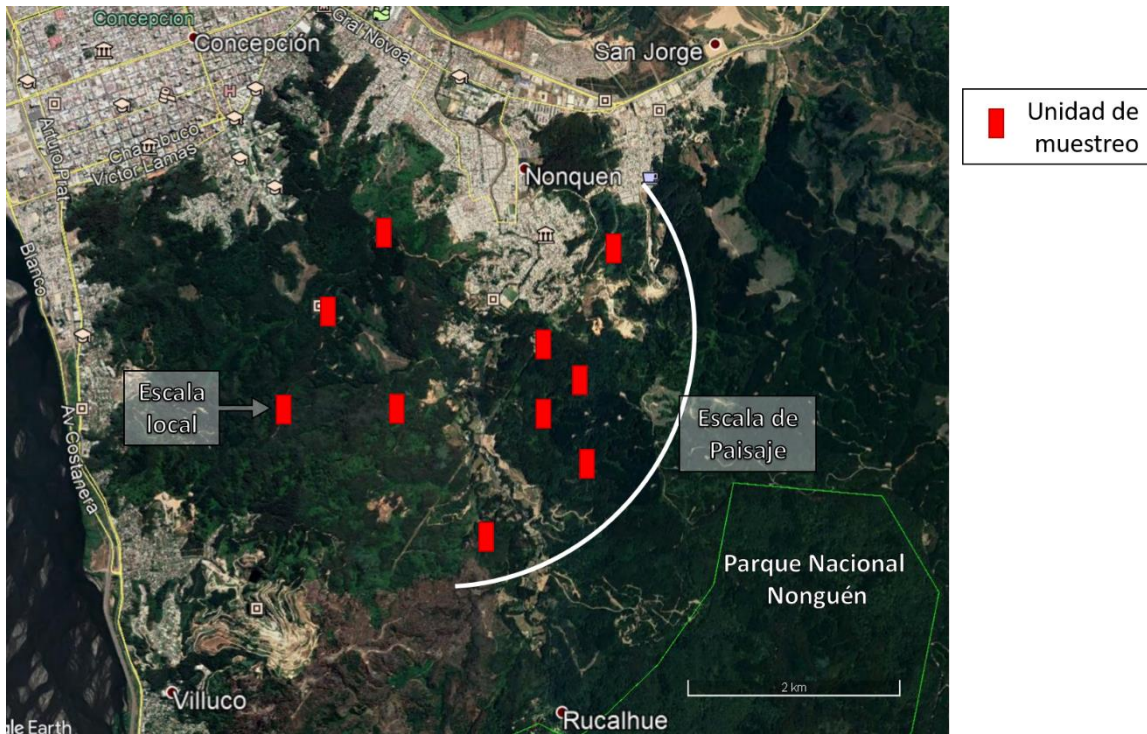


Fig. 1. Ejemplo sectores Cerro Caracol y Nonguén, sitios de estudio y esquematización de unidades de muestreo a escala local y escala de paisaje.

3.2 Muestreo de vegetación y clasificación rasgos funcionales de las plantas.

Los datos se obtuvieron de los sitios de estudio propuestos (Tabla 2). La identificación y clasificación de especies de plantas nativas se hizo mediante las descripciones del Catálogo de Flora Vascular de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018), complementado con información del material del Herbario (Conc) del Departamento de Botánica de la Universidad de Concepción. También se tomó en consideración registros de especies nativas que se encuentran en ecosistemas emergentes de los estudios de Fuentes *et al.*, (2010; 2013).

Las unidades de muestreo serán 10 parcelas (20 x 20 m) ubicadas en la matriz del paisaje circundante en el sitio de estudio seleccionado, relativamente equidistantes tanto del área urbana como del área protegida (Fig.1). Para cada parcela

registramos: plantas nativas con sus abundancias de cobertura basadas en una escala modificada de Braun-Blanquet (van der Maarel, 1979) e información básica sobre la ubicación geográfica (es decir, pendiente y posición geográfica).

Para evaluar la variación del éxito ecológico en función de los rasgos de las plantas, se creará una base de datos de con los rasgos para cada especie nativa, los cuales se asignaron de acuerdo con la literatura (e.g., Zuloaga *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2013; Rodríguez *et al.*, 2018), además de la información disponible en el Herbario Conc. Para la asignación de tipos de rasgos funcionales relacionados con los desafíos de dispersión, establecimiento y persistencia se utilizarán el manual de rasgos funcionales de las plantas de Pérez-Harguindeguy *et al.*, (2013).



3.4. Análisis de datos

Para evaluar los rasgos funcionales de las plantas relacionados potencialmente con el éxito ecológico (persistencia, establecimiento y dispersión) en sus diferentes alternativas o niveles se utilizó el estadístico ANOVA de Welch ($p < 0.05$) para cada grupo de rasgos. El análisis de varianza se aplicó con la corrección de Welch ya que los datos a pesar de ser heterodásticos, se comprenden en un modelo equilibrado con observaciones por grupo mayores a 10, como sugiere McDonald (2009). A escala de paisaje, la variable independiente considerada fue la frecuencia de aparición de una alternativa del atributo funcional (por ejemplo, tipo de fruto: baya) por cada parcela muestreada. Mientras que para escala local o de sitio, se consideró la cobertura relativa del rasgo dentro de cada parcela. Complementario

al estadístico antes mencionado se realizó la prueba *post-hoc* de comparación múltiple Tukey-Kramer ($p < 0.05$) para identificar los grupos distintos.

4. RESULTADOS

4.1 Composición de especies de plantas nativas

Se encontraron 65 especies de plantas nativas vasculares en los ecosistemas emergentes de las áreas periurbanas de Concepción (Tabla 3; ver detalles Tabla 5), de las cuales 28 especies son endémicas (Tabla 5). El total de especies se distribuyen en 39 familias y 56 géneros (Tabla 3). Las familias con mayor número de especies de plantas nativas son Poaceae con 9 especies, seguida de Myrtaceae con 4 especies (Tabla 5). De todas las especies revisadas en esta tesis, solo 7 han sido incluidas en alguna categoría de conservación en Chile continental (Tabla 4). Dentro de este grupo de especies destacan *Persea lingue* y *Laurelia serpenvirens* clasificadas como casi amenazadas por IUCN (González, 1998).

Tabla 3. Riqueza de familias, géneros y especies de plantas nativas presentes en los ecosistemas emergentes de Concepción

Clase	Familias	Géneros	Especies
Polyodiopsida	3	3	4
Magnoliopsida	29	41	44
Liliopsida	7	12	17
Total	39	56	65

Tabla 4. Categorías de conservación para las especies de plantas nativas presentes en ecosistemas emergentes de Concepción.

Especie	Categoría de conservación
<i>Blechnum chilense</i> (Kaulf.) Mett	Preocupación menor
<i>Blechnum hastatum</i> Kaulf	Preocupación menor
<i>Adiantum chilense</i> Kaulf.	Preocupación menor
<i>Eryngium paniculatum</i> Cav. & Dombey ex F. Delaroche	Preocupación menor
<i>Persea lingue</i> (Ruiz & Pav.) Nees	Preocupación menor/Casi amenazada
<i>Laurelia sempervirens</i> (Ruiz & Pav.) Tul.	Casi amenazada
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.	Preocupación menor

Tabla 5. Listado de especies de plantas nativas encontradas en ecosistemas emergentes de Concepción.

N°	Familia	Especie	Origen
1	Aextoxicaceae	<i>Aextoxicon punctatum</i> Ruiz & Pav	Nativo
2	Alstroemeriaceae	<i>Bomarea salsilla</i> (L.) Herb.	Endémico
3	Anacardiaceae	<i>Lithrea caustica</i> (Molina) Hook. & Arn.	Endémico
4	Apiaceae	<i>Eryngium paniculatum</i> Cav. & Dombey ex F. Delaroche	Nativo
5	Apiaceae	<i>Sanicula crassicaulis</i> Poepp. Ex DC	Nativo
6	Asparagaceae	<i>Oziroë biflora</i> (Ruiz & Pav.) Speta	Nativo
7	Asparagaceae	<i>Herreria stellata</i> Ruiz & Pav	Endémico
8	Asteraceae	<i>Baccharis racemosa</i> (Ruiz & Pav.) DC	Nativo
9	Asteraceae	<i>Proustia pyrifolia</i> DC.	Endémico
10	Blechnaceae	<i>Blechnum chilense</i> (Kaulf.) Mett	Nativo
11	Blechnaceae	<i>Blechnum hastatum</i> Kaulf	Nativo
12	Brassicaceae	<i>Cardamine bonariensis</i> Pers	Nativo
13	Bromeliaceae	<i>Greigia sphacelata</i> (Ruiz & Pav.) Regel	Endémico
14	Calceolariaceae	<i>Jovellana violaceae</i> (Cav.) G. Don	Endémico
15	Campanulaceae	<i>Lobelia tupa</i> L.	Endémico
16	Celastraceae	<i>Maytenus boaria</i> Molina	Nativo
17	Cyperaceae	<i>Uncinia multifaria</i> Nees ex Boott	Endémico
18	Cyperaceae	<i>Uncinia phleoides</i> (Cav.) Pers.	Nativo
19	Dioscoreaceae	<i>Dioscorea auriculata</i> Poepp.	Endémico
20	Elaeocarpaceae	<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	Nativo
21	Equisetaceae	<i>Equisetum bogotense</i> Kunth	Nativo
22	Euphorbiaceae	<i>Chiropetalum tricuspidatum</i> (Lam.) A. Juss.	Endémico
23	Fabaceae	<i>Senna stipulaceae</i> (Aiton) H.S. Irwin & Barneby	Endémico
24	Iridaceae	<i>Libertia sessiliflora</i> (Poepp.) Skottsbo	Endémico
25	Iridaceae	<i>Solenomelus pedunculatus</i> (Gillies ex Hook.) Hochr.	Endémico
26	Juncaceae	<i>Junco</i> sp.	Nativo

27	Lardizabalaceae	<i>Boquila trifoliolata</i> (DC.) Decne.	Nativo
28	Lardizabalaceae	<i>Lardizabala biternata</i> Ruiz & Pav.	Endémico
29	Lauraceae	<i>Cryptocarya alba</i> (Molina) Looser	Endémico
30	Lauraceae	<i>Persea lingue</i> (Ruiz & Pav.) Nees	Nativo
31	Monimiaceae	<i>Laurelia sempervirens</i> (Ruiz & Pav.) Tul.	Endémico
32	Monimiaceae	<i>Peumus boldus</i> Molina	Endémico
33	Myrtaceae	<i>Amomyrtus luma</i> (Molina) D. Legrand & Kausel	Nativo
34	Myrtaceae	<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Nativo
35	Myrtaceae	<i>Myrceugenia obtusa</i> (DC.) O. Berg	Endémico
36	Myrtaceae	<i>Myrceugenia planipes</i> (Hook. & Arn.) O. Berg	Nativo
37	Nothofagaceae	<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.	Nativo
38	Onagraceae	<i>Fuchsia magellanica</i> Lam.	Nativo
39	Onagraceae	<i>Oenothera stricta</i> Ledeb. ex Link	Nativo
40	Oxalidaceae	<i>Oxalis micrantha</i> Bertero ex Savi	Nativo
41	Oxalidaceae	<i>Oxalis rosea</i> Jacq.	Endémico
42	Philesaciae	<i>Lapageria rosea</i> Ruiz & Pav.	Endémico
43	Phytolaccaceae	<i>Ercilla spicata</i> (Bertero) Moq.	Endémico
44	Poaceae	<i>Agrostis philippiana</i> Rúgolo & De Paula	Nativo
45	Poaceae	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	Nativo
46	Poaceae	<i>Chusquea quila</i> Kunth.	Endémico
47	Poaceae	<i>Festuca purpurascens</i> Banks & Sol. ex Hook.f	Nativo
48	Poaceae	<i>Melica violaceae</i> Cav.	Endémico
49	Poaceae	<i>Nassella gigantea</i> (Steud.) Muñoz-Schick	Nativo
50	Poaceae	<i>Nassella neesiana</i> (Trin. & Rupr.) Barkworth	Nativo
51	Poaceae	<i>Piptochaetium angolense</i> Phil.	Endémico
52	Poaceae	<i>Piptochaetium fuscum</i> (Nees ex Steud.) Barkworth, Ciald. & Gandhi	Endémico
53	Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Sm.) I.M.Johnst.	Nativo
54	Proteaceae	<i>Lomatia dentata</i> (Ruiz & Pav.) R. Br	Nativo
55	Pteridaceae	<i>Adiantum chilense</i> Kaulf.	Nativo
56	Rosaceae	<i>Kageneckia oblonga</i> Ruiz & Pav.	Endémico
57	Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex Griseb.	Nativo
58	Rubiaceae	<i>Nertera granadensis</i> (Mutis ex L.f.) Druce	Nativo
59	Salicaceae	<i>Azara dentata</i> Ruiz & Pav	Endémico
60	Salicaceae	<i>Azara integrifolia</i> Ruiz & Pav.	Endémico
61	Verbenaceae	<i>Rhaphithamnus spinosus</i> (Juss.) Moldenke	Nativo
62	Verbenaceae	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Nativo
63	Violaceae	<i>Viola capillaris</i> Pers.	Nativo
64	Violaceae	<i>Viola reichei</i> Skottsbo	Nativo
65	Vitaceae	<i>Cissus striata</i> Ruiz & Pav	Nativo

4.2 Rasgos funcionales y éxito ecológico

A escala de paisaje, en el grupo de rasgos de establecimiento tipo de fruto se encontraron diferencias significativas entre sus distintos niveles (Tabla 6). Posterior a la prueba *post-hoc* se encontró que los tipos de fruto con mayor frecuencia fueron baya, cápsula y drupa (Fig. 2.2), los cuales tuvieron diferencias significativas con los tipos de fruto en baja frecuencia (es decir, aquellos en el grupo b o bc), más no con los de frecuencia media (es decir, aquellos del grupo ab) (Fig. 2.2). Para el grupo de rasgos relacionados con la dispersión vía de propagación se encontraron diferencias significativas entre sus distintos niveles (Tabla 6). Se encontró que las vías de propagación presentes con mayor frecuencia fueron anemocoría, endozocoría y ornitocoría (Fig. 2.1), las cuales tuvieron diferencias significativas con aquellas vías del grupo b, más no con el grupo ab. A escala local, se estudiaron los rasgos relacionados con la persistencia en el sitio, los cuales fueron el ciclo de vida y forma de crecimiento, ambos con diferencias significativas entre sus niveles respectivamente (Tabla 6). Para ciclo de vida se encontró una mayor abundancia de plantas perennes (Fig. 3.2). Por otro lado, para forma de crecimiento se encontró en mayor abundancia árboles y herbáceas, donde los primeros tuvieron diferencias significativas con el resto de las formas de vida (Fig. 3.1), mientras que con el segundo no se encontraron diferencias significativas con arbustos trepadores, y estos a su vez son parecidos a las demás formas de crecimiento (Fig. 3.1).

Tabla 6. ANOVA de Welch aplicado a los rasgos funcionales tipo de fruto, vía de propagación, ciclo de vida y forma de crecimiento.

Escala	Rasgo funcional	g.l.	F	P
Paisaje	Tipo de fruto	12	12.74	4.15E-19
	Vía de propagación	8	15.74	1.41E-16
Local	Ciclo de vida	2	382.2	1.43E-35
	Forma de crecimiento	5	11.13	1.24E-08

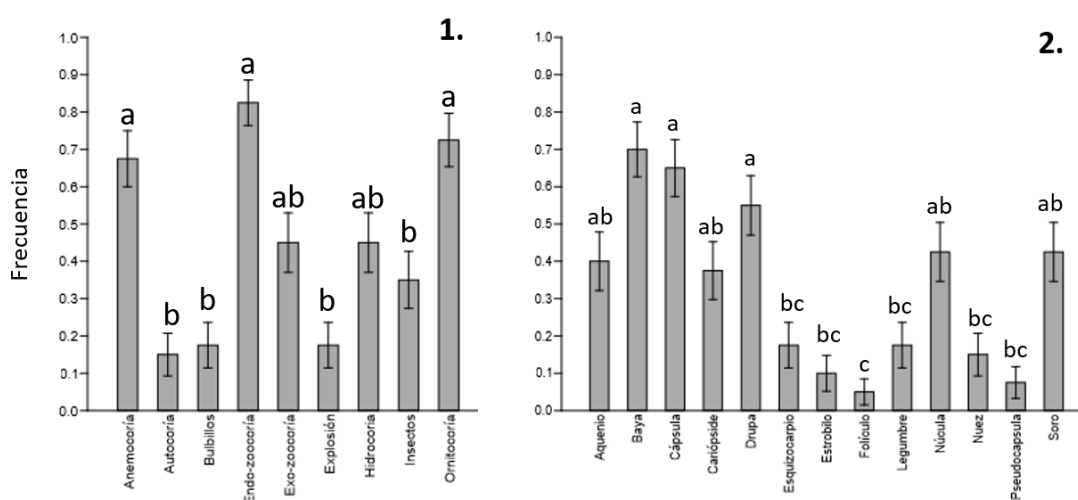


Fig. 2. Valores promedio ± ES de la frecuencia de cada grupo de rasgos funcionales relacionados con dispersión y establecimiento encontrados en escala de paisaje. 2.1. Grupo de rasgos vía de propagación. 2.2. Grupo de rasgos tipo de fruto.

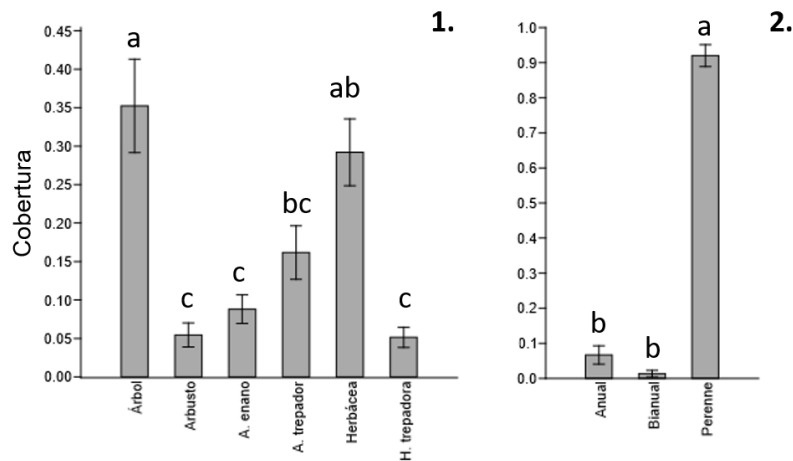


Fig. 3. Valores promedio \pm ES de la cobertura de cada grupo de rasgos funcionales relacionados con la persistencia encontrados en escala de sitio. 3.1. Grupo de rasgos de forma de crecimiento. 3.2. Grupo de rasgos ciclo de vida.

5. DISCUSIÓN



El listado de especies de la flora vascular obtenido (Tabla 5) muestra una riqueza de especies de plantas nativas destacable, que persisten en ecosistemas emergentes, perturbados y fragmentados por la actividad humana e invadidos por especies introducidas (Fuentes *et al.*, 2012; 2013; 2015). Alrededor de 53 de las 65 especies encontradas coinciden con el registro de Moreno-Chacón *et al.*, (2018) en la Estación Biológica Terrestre de Hualpén. Considerando la identidad de las especies encontradas en los ecosistemas emergentes de Concepción se pueden hallar 9 de las 26 especies potenciales descritas en la composición característica del bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* (Luebert & Pliscoff, 2006). Entre estas especies (Tabla 5) se encuentran *Bomarea salsilla*, *Lithrea caustica*, *Proustia pyrifolia*, *Blechnum hastatum*, *Lardizabala*

bitermata, *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus*, *Myrceugenia obtusa* y *Adiantum chilense*. De lo anterior mencionado se destaca que los ecosistemas emergentes pueden conservar algunos componentes florísticos de la vegetación original. En cuanto a las especies en categoría de conservación, se distinguen *Persea lingue* y *Laurelia serpenvirens* clasificadas como Casi Amenazadas por IUCN (González, 1998). En Chile *P. lingue* se ha clasificado como Preocupación Menor en su distribución al sur del Maule y Vulnerable desde la región del Libertador Bernardo O'higgins al norte (CONAMA, 2008). Mientras que *L. serpenvirens* aún no está clasificada por el Ministerio de Medio Ambiente.

A escala de paisaje, para el desafío de establecimiento que enfrentan las plantas nativas en ecosistemas emergentes de Concepción, se encontró que los tipos de frutos más frecuentes fueron cápsula, baya y drupa (Fig. 2.2). Mientras que para la dispersión se encontró que las vías de propagación más utilizadas fueron anemocoría, endo-zoocoría y ornitocoría, estas dos últimas estrechamente relacionadas (Fig. 2.1). De los resultados se distingue una estrategia mutualista con un vertebrado, principalmente aves, por medio de un fruto carnoso para dispersarse y establecerse. Los frutos carnosos, como las bayas, suelen ser más atractivos para los vertebrados (Richardson *et al.*, 2000). En ecosistemas emergentes las plantas nativas e introducidas compiten por frugívoros para dispersar sus semillas y posteriormente establecerse (Aslan & Rejmanek, 2012). Se ha registrado que aves nativas, especialmente endémicas, suelen preferir frutos nativos incluso en áreas de alta densidad de plantas invasoras (Gleditsch & Carlo, 2011; Williams & Karl, 1996). Mientras que aves introducidas actúan de forma oportunista consumiendo

fácilmente frutas nativas y otras provenientes de especies de plantas introducidas (Williams & Karl, 1996). Lo anterior podría explicar la mayor frecuencia o éxito ecológico de plantas nativas con un fruto carnoso en ecosistemas emergentes. Por otra parte, se distingue una segunda estrategia mediada por un fruto tipo capsula (Fig. 2). Con frecuencia las cápsulas se dispersan por el viento en hábitats abiertos y áridos (Lorts & Briggeman, 2008). Se ha documentado que especies de plantas nativas dispersadas por el viento corresponden a especies de sucesión temprana que pueden establecerse con mayor facilidad en ecosistemas perturbados de áreas periurbanas (Aroson *et al.*, 2007). Se han descrito variados tipos de frutos dispersados por el viento, como capsulas, aquenios y sámaras, además de nueces y folículos que en algunos casos (Aroson *et al.*, 2007). Muchos de estos tipos de frutos están presentes en este estudio (Fig 2.2, ver ANEXO). Lo anterior podría esclarecer la alta abundancia del rasgo de anemocoría presente en especies de plantas nativas en ecosistemas emergentes.

A escala de local, para el desafío de persistir en el sitio enfrentado por las especies de plantas nativas en ecosistemas emergentes de Concepción se encontró una mayor abundancia relativa de aquellas con un ciclo de vida perenne y una forma de crecimiento arbórea, seguida por la herbácea (Fig. 3). Se ha registrado que las especies de plantas anuales son más sensibles a la competencia con especies introducidas (Fried & Panetta, 2016), en esta misma línea los autores sugieren que plantas perennes tienen más recursos para resistir un cierto nivel de competencia (Fried & Panetta, 2016). En cuanto a la forma de crecimiento, se ha encontrado que en ecosistemas urbanos invadidos alrededor del 60% de las especies leñosas (i.g.

árboles y arbustos) son nativas (Arosón *et al.*, 2007), aunque en este caso, los ciclos de vida caducifolios se encontraron en mayor abundancia.

Los altos niveles de perturbación (e.g. población humana, rutas de tráfico) y los factores ambientales (e.g. precipitaciones) pueden facilitar la introducción de especies vegetales (Fuentes *et al.*, 2015). A pesar de lo mencionado anteriormente, existe una comunidad de especies de plantas nativas que persiste, se dispersa y se establece en los ecosistemas emergentes. Posiblemente, en el caso de las zonas periurbanas evaluadas en el presente estudio, los propágulos de especies nativas provengan de reservas o parques (Por ejemplo, La Estación de Biología Terrestre de Hualpén o del Parque Nacional Nonguén) donde se mantiene la diversidad autóctona de especies vegetales. En la misma línea, los atributos funcionales como formas de vida arbóreas (o herbáceas), perennes, de frutos carnosos dispersados por vertebrados, o de frutos tipo capsulas (o cariósides) propagados por anemocoría, son estrategias que les permiten a las plantas nativas resistir a pesar de las perturbaciones e introducción de especies en los espacios naturales periurbanos. Finalmente, la identificación de la composición de especies y la determinación de los atributos funcionales que se relacionan con la distribución y abundancia de plantas nativas en ecosistemas emergentes, entrega información valiosa, por un lado, para entender el rol de estos ecosistemas como reservorio de diversidad nativa, y por otro para contar con información de base potencialmente útil en el manejo adecuado de estos ecosistemas (ver Gardener *et al.*, 2012). Además, de entregar valor florístico y cultural, por medio de componentes de la vegetación original, al centro urbano aledaño, en este caso a la ciudad de

Concepción. El rol de los ecosistemas emergentes como hábitats de especies de plantas nativas, incluso para aquellas amenazadas, aumenta a medida que estos se vuelven cada vez más frecuentes producto de la expansión urbana y la falta de una planificación territorial adecuada. Dado este incremento, será necesario comprender mejor cómo gestionarlos, de manera que se promuevan los servicios de los ecosistemas y el valor de conservación

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., & Parra, O. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.
- Armesto JJ, Rozzi R, Smith-Ramírez C, Arroyo MTK (1998) Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282:1271–1272
- Aronson, M. F., Handel, S. N., & Clemants, S. E. 2007. Fruit type, life form and origin determine the success of woody plant invaders in an urban landscape. *Biological Invasions*, 9(4), 465-475.
- Aslan, C., & Rejmanek, M. 2012. Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. *NeoBiota*, 12, 1.
- Azócar, G., Sanhueza, R., & Henríquez, C. 2003. Cambio en los patrones de crecimiento en una ciudad intermedia: el caso de Chillán en Chile Central. *EURE (Santiago)*, 29(87), 79-82.
- Cadotte MW, Murray BR & Lovett-Doust J. 2006. Ecological patterns and biological invasions: using regional species inventories in macroecology. *Biological Invasions* 8: 809-821.
- Collins CD, Holt RD & Foster BL. 2009. Patch size effects on plant species decline in an experimentally fragmented landscape. *Ecology* 90: 2577–2588.
- CONAMA. 2008. Resolución de Clasificación de Especies. Disponible en <http://especies.mma.gob.cl>. Leído el 8 de octubre 2010.

- Damschen EI, Brudvig LA, Haddad NM, Levey DJ, Orrock JL & Tewksbury JJ. 2008. The movement ecology and dynamics of plant communities in fragmented landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 19078–19083.
- Driscoll D A. 2017. Disturbance maintains native and exotic plant species richness in invaded grassy woodlands. *Journal of Vegetation Science* 28(3): 573-584.
- Duncan, R. P., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Hahs, A. K., McCarthy, M. A., McDonnell, M. J., ... Williams, N. S. G. (2011). Plant traits and extinction in urban areas: A meta-analysis of 11 cities. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 509–519.
- Echeverría C, Coomes D, Salas J, Benayas JMR, Lara A & Newton A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological conservation* 130(4): 481-494.
- Echeverría C, Newton AC, Lara A, Benayas JMR & Coomes D A. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16(4): 426-439.
- Engst, K., Baasch, A., & Bruelheide, H. 2017. Predicting the establishment success of introduced target species in grassland restoration by functional traits. *Ecology and evolution*, 7(18), 7442-7453.
- Eriksson O & Jakobsson A. 1999. Recruitment tradeoffs and the evolution of dispersal mechanisms in plants. *Evolutionary Ecology* 13: 411–423.
- Ewel, J. J., & Putz, F. E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(7), 354-360.
- Fried, G., & Panetta, F. D. 2016. Comparing an exotic shrub's impact with that of a native life form analogue: *Baccharis halimifolia* vs *Tamarix gallica* in Mediterranean salt marsh communities. *Journal of Vegetation Science*, 27(4), 812-823.
- Fuentes N, Ugarte E, Kühn I & Klotz S. 2010. Alien plants in southern South America. A framework for evaluation and management of mutual risk of invasion between Chile and Argentina. *Biological Invasions* 12: 3227-3236.
- Fuentes, N., Pauchard, A., Sánchez, P., Esquivel, J., & Marticorena, A. 2013. A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biological Invasions*, 15(4), 847-858.
- Fuentes N, Saldaña A, Kühn I & Klotz S. 2015. Climatic and socio-economic factors determine the level of invasion by alien plants in Chile. *Plant Ecology & Diversity* 8(3):371-377.

- Gleditsch, J. M., & Carlo, T. A. (2011). Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions*, 17(2), 244-253.
- González, M. 1998. *Laurelia sempervirens*. The IUCN Red List of Threatened Species 1998: e.T34847A9893929
- González, M. 1998. *Persea lingue*. The IUCN Red List of Threatened Species 1998: e.T32036A9676464.
- Grez AA, Simonetti JA & Bustamante RO. 2007. Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. *Ciencia e Investigación Agraria* 34: 159-159.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... & Norton, D. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.
- Hejda M. (2013). Do species of invaded communities differ in their vulnerability to being eliminated by the dominant alien plants? *Biological Invasions* 15: 1989–1999.
- Jakobsson A & Eriksson O. 2003. Trade-offs between dispersal and competitive ability: a comparative study of wind-dispersed Asteraceae forbs. *Evolutionary Ecology* 17: 233–246.
- Kattge, J., Diaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Bönisch, G., ... & Cornelissen, J. H. C. 2011. TRY—a global database of plant traits. *Global change biology*, 17(9), 2905-2935.
- Knapp, S., Kühn, I., Stolle, J., & Klotz, S. (2010). Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12, 235–244.
- Lindenmayer, D. B., Fischer, J., Felton, A., Crane, M., Michael, D., Macgregor, C., ... & Hobbs, R. J. 2008. Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. *Conservation Letters*, 1(3), 129-135.
- Lloret F, Médail F, Brundu G & Hulme PE. 2003. Local and regional abundance of exotic plant species on Mediterranean islands: are species traits important? *Global Ecology and Biogeography* 12: 1-9.
- Lorts, C. M., & Briggeman, T. 2008. Evolution of fruit types and seed dispersal: a phylogenetic and ecological snapshot. *Journal of systematics and evolution*, 46(3), 396-404.

- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.
- Marris, E., Mascaró, J., & Ellis, E. C. 2013. Perspective: Is everything a novel ecosystem? If so, do we need the concept. *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*, 345-349.
- Marini L, Bruun HH, Heikkinen R, Helm A, Honnay O, Krauss J, Kühn I, Lindborg R, Pärtel M & Bommarco R. 2012. Traits related to species persistence and dispersal explain changes in plant communities subjected to habitat loss. *Diversity and Distributions* 18: 898-908.
- McDonald, J. H. (2009). Handbook of biological statistics (Vol. 2, pp. 6-59). Baltimore, MD: sparky house publishing.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 178-185.
- Moreno-Chacón, M., Mardones, D., Viveros, N., Madriaza, K., Carrasco-Urra, F., Marticorena, A., ... & Saldaña, A. (2018). Flora vascular de un remanente de bosque esclerófilo mediterráneo costero: Estación de Biología Terrestre de Hualpén, Región del Biobío, Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 466-481.
- Myers, N. (1990). The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *Environmentalist*, 10(4), 243-256.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Panetta FD, Gooden B. 2017. Managing for biodiversity: impact and action thresholds for invasive plants in natural ecosystems. *NeoBiota* 34: 53-66.
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., & Urrutia, R. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation*, 127(3), 272-281.
- Pérez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Gamier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 61: 167-234.
- Perez-Harguindeguy, N., Diaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... & Urcelay, C. 2016. Corrigendum to: new handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of botany*, 64(8), 715-716.

- Perring, M. P., Manning, P., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ramalho, C. E., & Standish, R. J. 2013. Novel urban ecosystems and ecosystem services. *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*, 310-325.
- Pyšek P & Richardson DM. 2007. Traits associated with invasiveness in alien plants: Where do we stand?. In: *Biological invasions, Ecological Studies 193* (ed. Nentwig W), pp. 97-126. Springer-Verlag, Berlin.
- Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U & Vilà M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- Richardson, D. M., Allsopp, N., D'Antonio, C. M., Milton, S. J., & Rejmánek, M. 2000. Plant invasions—the role of mutualisms. *Biological Reviews*, 75(1), 65-93.
- Richardson, D.M., Williams P.A., Hobbs R.J. 1994. Pine invasions in the southern hemisphere: determinants of spread and invadability. *J Biogeogr* 21, 511–527.
- Rodriguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V. L., ... & Marticorena, A. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1), 1-430.
- Romero, H., & Ordenes, F. 2004. Emerging urbanization in the Southern Andes. *Mountain Research and Development*, 24(3), 197-201.
- Root, T. L., & Schneider, S. H. 2006. Conservation and climate change: the challenges ahead. *Conservation biology*, 20(3), 706-708.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.
- Schulz JJ, Cayuela L, Echeverría C, Salas J & Benayas JMR. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography* 30(3): 436-447.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116(5), 882-892.
- van der Maarel E. 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 38: 97-114.
- Williams, P. A., & Karl, B. J. (1996). Fleshy fruits of indigenous and adventive plants in the diet of birds in forest remnants, Nelson, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 127-145.

Zuloaga, F. O., Morrone, O., & Belgrano, M. J. Catalogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur.[1-3], 1-3348. 2008.

