



FLORA EXÓTICA PRESENTE EN ÁREAS SILVESTRES PROTEGIDAS DE CHILE

EXOTIC FLORA PRESENT IN PROTECTED WILD AREAS OF CHILE

Jonathan Urrutia-Estrada^{1,2*}, Javier Ulloa¹, Rafael A. García^{1,2} & Pedro Jara-Seguel³

1. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Concepción, Chile
2. Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Santiago, Chile
3. Departamento de Ciencias Biológicas y Químicas, Núcleo de Estudios Ambientales, Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile

*jurrutiaestrada@gmail.com

Citar este artículo

URRUTIA-ESTRADA, J., J. ULLOA, R. A. GARCÍA & P. JARA-SEGUEL. 2023. Flora exótica presente en áreas silvestres protegidas de Chile. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 58: 91-103.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38513>

Recibido: 18 Ago 2023
Aceptado: 12 Feb 2023
Publicado impreso: 31 Mar 2023
Editora: Natalia Aguirre

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: The main goal of Protected Wild Areas (in Spanish ASP) is to protect biodiversity. Limiting the entry of exotic species is an essential priority. The objective of this study was to register exotic plant species within Chile's ASP and to describe floristic patterns which determine species presence and distribution.

M&M: Information was collected across 35 ASP, and total number of flora species and the proportion of exotic plants were reported. Richness was obtained and an invasibility index calculated on each ASP. Species composition analysis and floristic patterns determination were carried out through statistical analyses of ordering, similarity and regression.

Results: A total of 355 exotic plant species were recorded across the studied ASP. The Reserva Nacional Río Clarillo had the greatest species richness, while the highest proportion and invasibility occurred in the Monumento Natural Cerro Nielol. The distance to the nearest city, precipitation and temperature were the environmental variables with the highest incidence on the different assemblages of exotic species that exhibit ASP.

Discussion: Exotic plants richness within ASP was high, in relation to the total adventitious flora that Chile presents. The evidence shown suggests a low proportion of exotic plants shared among the ASP distributed in the different bioclimates considered. These types of studies constitute the basis for the preparation of risk lists and the design of management programs for exotic plant species.

KEY WORDS

Biodiversity, exotic plants, floristic composition, invasibility, richness.

RESUMEN

Introducción y objetivos: Las áreas silvestres protegidas (ASP) tienen como tarea principal la protección de la biodiversidad de un área determinada, para lo cual es fundamental limitar el ingreso de especies exóticas. El objetivo del presente estudio fue registrar las especies de plantas exóticas que prosperan al interior de ASP de Chile y describir algunos patrones florísticos que determinan la presencia y distribución de las especies.

M&M: Se recopilaron antecedentes para 35 ASP, en donde fue reportado el número total y la proporción de especies exóticas. Con estos datos se obtuvo la riqueza y se calculó un índice de invasibilidad para cada ASP. Se realizaron análisis de la composición de especies y se determinaron patrones florísticos a través de análisis de ordenamiento, similitud y regresión.

Resultados: Se registró un total de 355 especies de plantas exóticas presentes en las 35 ASP. La Reserva Nacional Río Clarillo presentó la mayor riqueza de especies exóticas, en tanto que la mayor proporción con relación al total de especies y la mayor invasibilidad fueron registradas en el Monumento Natural Cerro Nielol. La distancia a la ciudad más cercana, la precipitación y la temperatura fueron las variables ambientales de mayor incidencia sobre los diferentes ensamblajes de especies exóticas que exhiben las ASP.

Discusión: La riqueza de plantas exóticas al interior de las ASP es alta, con relación a la flora adventicia total que presenta Chile. La evidencia mostrada sugiere una baja proporción de plantas exóticas compartidas entre las ASP distribuidas en los diferentes bioclimas considerados. Este tipo de estudios constituyen la base para la confección de listas de riesgo y el diseño de programas en la gestión de las especies de plantas exóticas.

PALABRAS CLAVE

Biodiversidad, composición florística, invasibilidad, plantas exóticas, riqueza.

INTRODUCCIÓN

Las áreas silvestres protegidas (ASP) corresponden a un espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, a través de medios legales o de otro tipo para conseguir la conservación a largo plazo de la naturaleza, de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados (Dudley, 2008). La creación de estos espacios es una de las estrategias más importantes para la conservación de la biodiversidad (Bruner *et al.*, 2001). En Chile, dicha tarea está en manos del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), cuya administración recae en la Corporación Nacional Forestal (CONAF) a través de la tutelación de 41 Parques Nacionales, 46 Reservas Nacionales y 18 Monumentos Naturales, lo que en conjunto abarca más de 18 millones de hectáreas y representa alrededor del 20 % del territorio nacional (Pliscoff, 2022). Más aún, se suman a este conglomerado de conservación los Santuarios de la Naturaleza administrados por el Consejo de Monumentos Nacionales y las ASP privadas. Además del objetivo central de protección que caracteriza a las ASP, en su interior también se desarrollan actividades de ecoturismo, ya que las áreas tienen un fuerte componente recreacional y de valor escénico que muchas veces se encuentra implícitamente subordinado a los objetivos de conservación (Pauchard & Villarroel, 2002).

Una parte integral de la protección de la diversidad biológica al interior de las ASP es limitar el ingreso de las especies exóticas (Pauchard *et al.*, 2009). Sin embargo, en la práctica esta situación es difícil de controlar, ya que las actividades humanas que se desarrollan al interior y en la matriz adyacente a las ASP pueden tener numerosas consecuencias negativas, como la llegada de especies exóticas, fragmentación a nivel de paisaje y una mayor susceptibilidad a perturbaciones (Pauchard & Villarroel, 2002; Myers & Bazely, 2003; Allen *et al.*, 2009; Spear *et al.*, 2013). La vulnerabilidad de las áreas protegidas a dichas amenazas es particularmente importante en países en vías de desarrollo, principalmente debido a la limitación de recursos para implementar medidas de protección efectivas (Bonham *et al.*, 2008). Una de las principales amenazas a la biodiversidad son las invasiones biológicas, y en este contexto las especies de plantas exóticas merecen atención especial (Pyšek

et al., 2013), ya que luego de asilvestrarse en un nuevo ambiente tienen el potencial de convertirse en invasoras, pudiendo generar impactos (Dogra *et al.*, 2010). En este escenario, los elementos florísticos adventicios han mostrado una relación directamente proporcional con el número de visitantes o la densidad poblacional de un determinado lugar (White *et al.*, 2001; Pyšek *et al.*, 2002), debido a que se constituyen como vectores o corredores de introducción y se asocian con una alta presión de propágulos (Stohlgren, 2002; Rodgers & Parker, 2003). Los impactos de este grupo de plantas sobre la biota nativa son bien conocidos tanto a nivel local como paisajístico y están ampliamente reportados en la literatura, entre los más conocidos se pueden mencionar: producir homogenización biótica, disminuir la riqueza de especies nativas y aumentar la carga de combustible modificando el régimen incendios forestales (Pauchard *et al.*, 2011, 2013; Jiménez *et al.*, 2013; Urrutia *et al.*, 2013; Taylor *et al.*, 2017; Bradley *et al.*, 2019; Crystal-Ornelas & Lockwood, 2020).

El conocimiento respecto de la flora exótica en Chile ha experimentado un aumento considerable en el último tiempo (Fuentes *et al.*, 2013, 2014, 2020). Sin embargo, son escasos los estudios de este grupo de plantas focalizados al interior de las ASP. En este sentido, se destacan algunos trabajos realizados en caminos o senderos que han determinado patrones de comportamiento, vías de dispersión o nuevos registros de plantas exóticas (de la Barrera *et al.*, 2011; Mardones *et al.*, 2012; Jiménez *et al.*, 2013; Liedtke *et al.*, 2020). El entendimiento de la dinámica que exhiben las especies exóticas será de utilidad para determinar la llegada de nuevos elementos adventicios a los ecosistemas, evaluar su potencial riesgo de invasión y dilucidar una eventual homogenización de los ambientes en cuestión. Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo del presente estudio fue determinar la riqueza y composición de plantas exóticas al interior de las ASP de Chile, y definir posibles patrones florísticos que determinan la presencia y distribución de este grupo de plantas. Se hipotetiza que la presencia de especies de plantas exóticas estará concentrada en ASP ubicadas en la zona climática mediterránea-templada, la cual se caracteriza por albergar la mayor cantidad de habitantes del país, por lo tanto, dicho parámetro estará influenciado por la cercanía de las ASP a centros poblados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas estudiadas

Las áreas consideradas en el presente estudio comprenden un total de 35 ASP (Fig. 1). De éstas, 28 pertenecen al SNASPE, distribuidas en cuatro Monumentos Naturales, ocho Reservas Nacionales y 16 Parques Nacionales. Además, se incluyen cuatro áreas privadas y tres Santuarios de la Naturaleza. Las ASP estudiadas abarcan una amplia trayectoria latitudinal que va desde la Región de Antofagasta (23°S) hasta la región de Magallanes (53°S). Este largo gradiente considera una serie de factores climáticos que van cambiando y condicionan el desarrollo de la biota (Amigo & Ramírez, 1998). Considerando lo anterior, a cada ASP se le asignó el bioclima correspondiente de acuerdo con su ubicación, para lo cual se utilizó

como base la propuesta de Luebert & Plissock (2006).

Recopilación de información

Se realizó una búsqueda exhaustiva de artículos publicados en revistas científicas, cuya temática central correspondiera a estudios florísticos o de composición de especies vegetales al interior de ASP. Para afinar los resultados, se utilizaron diferentes motores de búsqueda (*e.g.* Google Scholar, WoS, Scopus), en los cuales se ingresaron distintas combinaciones de palabras claves, tales como: catálogo+flora+ASP, flora+exótica+ASP, flora+vascular+ASP, estudio+florístico+ASP, diversidad+florística+ASP, riqueza+florística+ASP y plantas+silvestres+ASP. Además, se rastrearon trabajos citados en las bibliografías de los documentos seleccionados, de manera de

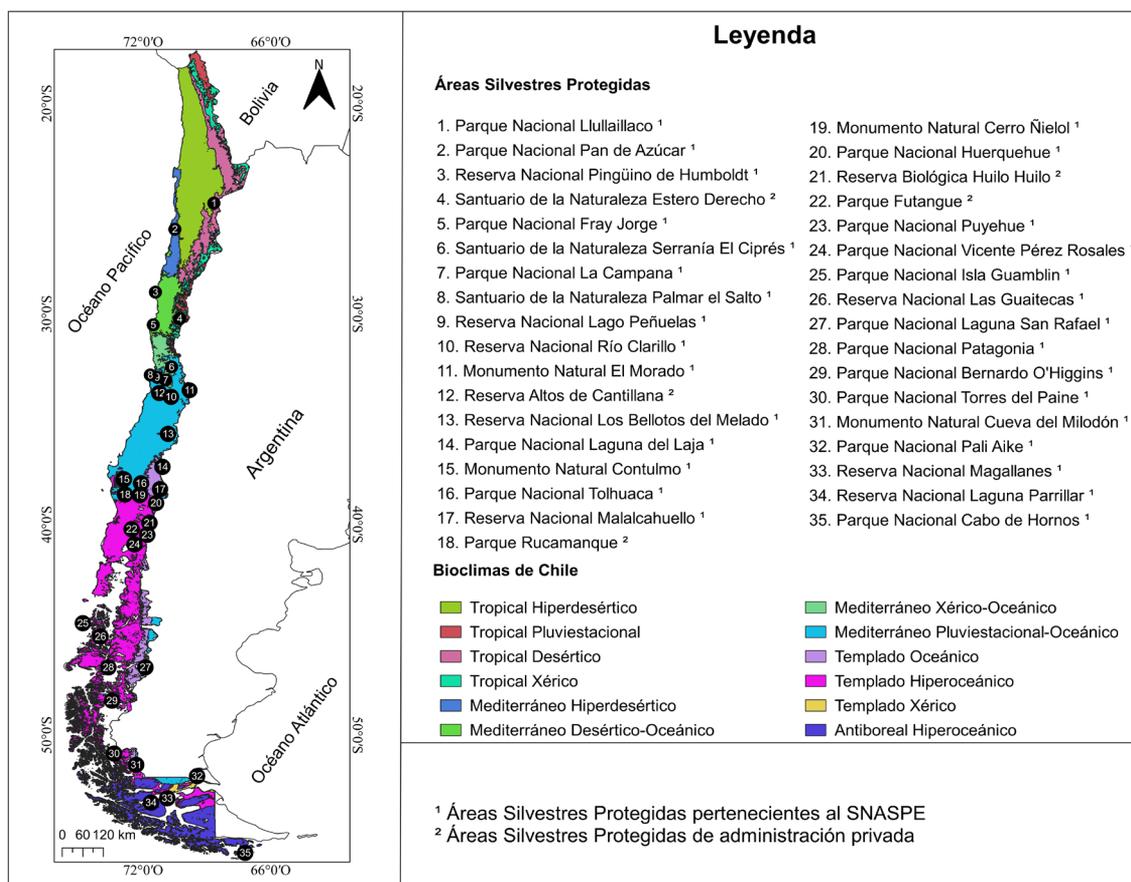


Fig. 1. Distribución geográfica de las áreas silvestres protegidas consideradas en el estudio.

complementar la búsqueda, y se incluyeron algunos libros o manuales publicados que cumplieran los requisitos antes señalados. La discriminación y selección de información tuvo como premisa que cada trabajo diera cuenta del número total de especies de plantas del área estudiada (nativas + exóticas), ambos grupos informados en un listado correspondiente.

Construcción de la base de datos

Una vez recopilada la información pertinente se confeccionó una lista inicial de todas las especies de plantas exóticas presentes en las 35 ASP. Posteriormente se realizó una depuración, en donde se actualizaron nombres, se eliminaron sinónimos y se excluyeron algunas especies que erróneamente se habían considerado como exóticas. Para lo anterior se utilizó el Catálogo de las Plantas Vasculares de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018) y la base de datos de la Flora del Conosur (Zuloaga *et al.*, 2008). Las formas de vida y el origen geográfico de las especies se obtuvieron de Fuentes *et al.* (2013) y Fuentes *et al.* (2020). Finalmente, se confeccionó un listado general con todas las plantas exóticas documentadas en las 35 ASP en estudio (Apéndice 1) y se obtuvo una matriz de presencia/ausencia de especies (Apéndice 2). Para cada una de ellas se indica su nombre científico, autor, familia botánica y origen geográfico.

Variables ambientales

Para cada ASP se recopilaron variables climáticas y geográficas, las cuales se determinaron según el centroide de cada unidad y fueron reunidas en una matriz ambiental (Apéndice 3). Las variables seleccionadas fueron: altitud media, continentalidad, distancia a la ciudad más cercana, número de habitantes (de la ciudad más cercana), número de visitantes, precipitación anual, radiación media anual, superficie y temperatura media anual. La información climática fue extraída de la base de datos WorldClim (Fick & Hijmans, 2017). Las variables relativas a las ASP (i.e. número de visitantes y superficie) se obtuvieron de la página de CONAF (www.conaf.cl), de publicaciones disponibles o de consultas directas a la administración.

Índice de invasibilidad

En términos simples, la invasibilidad se refiere a las características propias de un ecosistema que

lo hacen susceptible a la invasión de una especie (Alpert *et al.*, 2000). Teniendo esto en cuenta, se determinó una razón entre la riqueza de plantas exóticas de cada ASP y la superficie (hectáreas) de la misma, obteniendo de esta forma el nivel de invasibilidad de cada área estudiada. Debido a las diferencias en las superficies y con el fin de hacer comparables todas las ASP en cuestión, dicha variable fue transformada mediante logaritmo natural (ln) antes de calcular la proporción relativa (Feng *et al.*, 2014).

Análisis de datos

En primer lugar, se calculó el índice de similitud de Bray-Curtis, lo cual sirvió de insumo para la confección de una matriz de semejanza. Lo anterior se utilizó como base para realizar un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS), que permitió conocer la ordenación espacial de las ASP en base a su composición florística. Además, se llevó a cabo un análisis de similitud (ANOSIM) de una vía con el fin de determinar posibles diferencias estadísticas con base en la composición florística. Para ambas pruebas se definió como factor predictor el bioclima al cual pertenecen cada una de las ASP. Debido al desbalance en el número de réplicas, la agrupación se realizó de manera más general (templado y mediterráneo). Adicionalmente, con el fin de conocer las variables ambientales que podrían estar determinando la composición de especies exóticas al interior de las ASP, se realizó un análisis BioEnv (Biota-Environment). Para lo anterior, se trabajó en conjunto con la matriz de presencia/ausencia de especies (Apéndice 2) y la matriz de datos ambientales antes descrita (Apéndice 3), en la cual se incluyeron nueve variables. Previamente se realizó una prueba de Draftsman Plot, la cual permitió eliminar variables correlacionadas (i.e. radiación media anual). Todos estos análisis se realizaron con el software Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2006). Por último, con el fin de determinar si la distancia a la ciudad más cercana, la precipitación y la temperatura influyen sobre el índice de invasibilidad, se llevó a cabo un modelo lineal generalizado (GLM) utilizando la función `glm` del programa R. Este análisis fue ajustado a un error de distribución de Poisson con una función de enlace log. Los gráficos fueron elaborados con el paquete `ggplot2` del programa R.

RESULTADOS

La recopilación y discriminación de antecedentes arrojó un total de 47 artículos científicos (Apéndice 4), los cuales abarcan un periodo de tiempo que va desde al año 1947 al 2018 (Apéndice 2). Para las 35 ASP estudiadas se obtuvo una riqueza de 355 especies de plantas vasculares exóticas, las cuales se reparten en 212 géneros y 54 familias. En cuanto al origen geográfico, la composición detalla una mayor presencia de plantas provenientes de Europa y Eurasia (Fig. 2), en tanto que las formas de vida exhiben un dominio considerable de hierbas anuales y perennes (Fig. 3). La especie

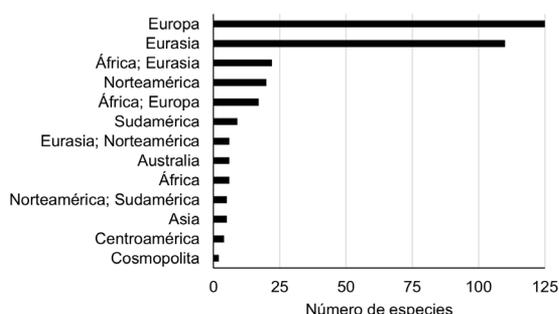


Fig. 2. Origen geográfico de las especies de plantas exóticas presentes en las áreas silvestres protegidas estudiadas.

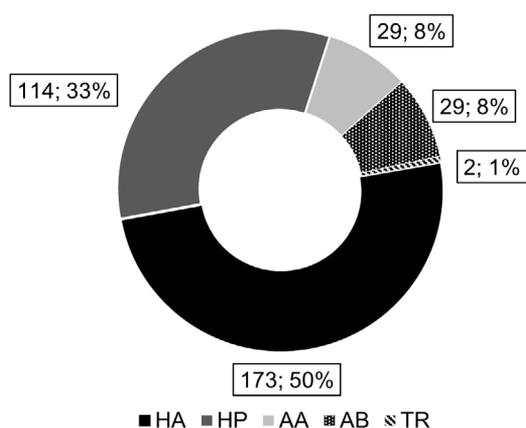


Fig. 3. Riqueza y porcentaje de especies de plantas exóticas presentes en las áreas silvestres protegidas estudiadas, según formas de vida. AA: árbol, AB: arbusto, HA: hierba anual. HP: hierba perenne, TR: trepadora.

más frecuente fue *Rumex acetosella* con 22 presencias (63 %), seguida de *Cerastium arvense*, *Hypochaeris radicata*, *Plantago lanceolata* y *Taraxacum officinale*, todas con 19 presencias (54 %) al interior de las ASP. En las familias con mayor número de representantes, destacan Poaceae con 60 especies, Asteraceae con 58 y Fabaceae con 30. En lo referido a géneros, los de mayor relevancia fueron *Trifolium* con ocho representantes y *Poa* con siete.

Respecto de las ASP estudiadas, la que presentó la mayor riqueza fue la RN Río Clarillo con 119 especies exóticas, seguida del MN Cerro Ñielol con 93 y el PN Torres del Paine con 84 (Fig. 4A). Sin embargo, al considerar lo anterior en términos porcentuales con relación al total de especies de la flora, se observan algunos cambios en la tendencia. En primer lugar, aparece el MN Cerro Ñielol con un 39,2 % de especies exóticas, luego se ubica el PN Torres del Paine con un 32,0 % y en tercer lugar se encuentra la RN Lago Peñuelas con un 27,5 % (Fig. 4B). En el extremo opuesto, es decir, las ASP con menor presencia de especies exóticas, se encuentran el PN Lullaillaco y el PN Pan de Azúcar, ambos con sólo un registro y el PN Cabo de Hornos con 4 (Fig. 4A). El índice de invasibilidad señala que la ASP con mayor presencia de especies exóticas según su superficie fue el MN Cerro Ñielol, con una riqueza de 93 plantas en tan sólo 89 hectáreas. En el extremo opuesto se encuentra el PN Lullaillaco, únicamente con una planta exótica en 268.670 hectáreas (Fig. 4C).

Las especies más frecuentes, es decir, las que ocurren en más de la mitad de los bioclimas a los cuales pertenecen las ASP fueron: *Cerastium arvense* y *Erodium cicutarium* con un 77,7 % de presencia, y *Capsella bursa-pastoris* y *Taraxacum officinale* con un 66,6 %. En este mismo contexto, los bioclimas con mayor concentración de plantas exóticas fueron el Templado Hiperoceánico con 232 especies y el Mediterráneo Pluviestacional-Océánico con 219.

El nMDS muestra la separación espacial de las ASP con diferente bioclima de acuerdo con su composición florística (Fig. 5). Del mismo modo, el ANOSIM señaló la presencia de diferencias significativas (R Global: 0,445; p: 0,0001) entre los bioclimas mediterráneo y templado. El análisis Bio-Env señaló que las variables ambientales que más influyeron en la composición de especies exóticas

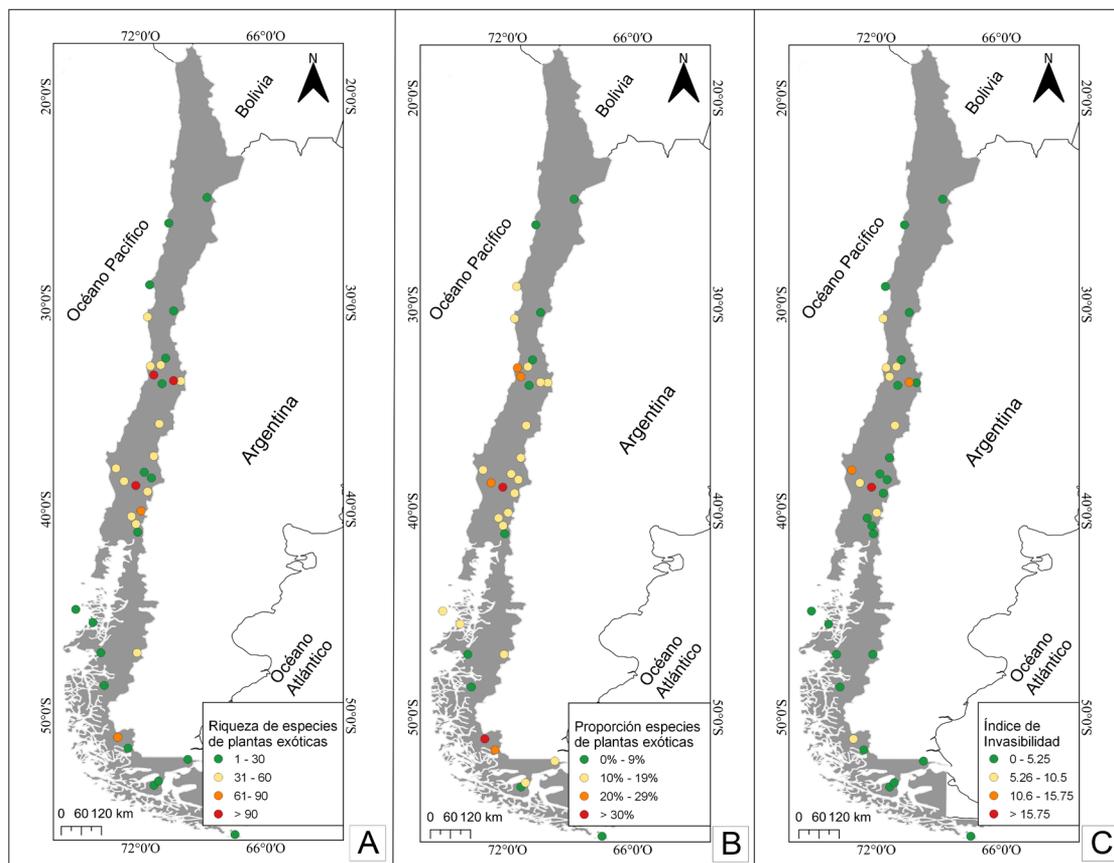


Fig. 4. Distribución de las áreas silvestres protegidas estudiadas, clasificadas según **A:** riqueza de especies de plantas exóticas. **B:** Proporción de especies de plantas exóticas. **C:** Índice de invasibilidad.

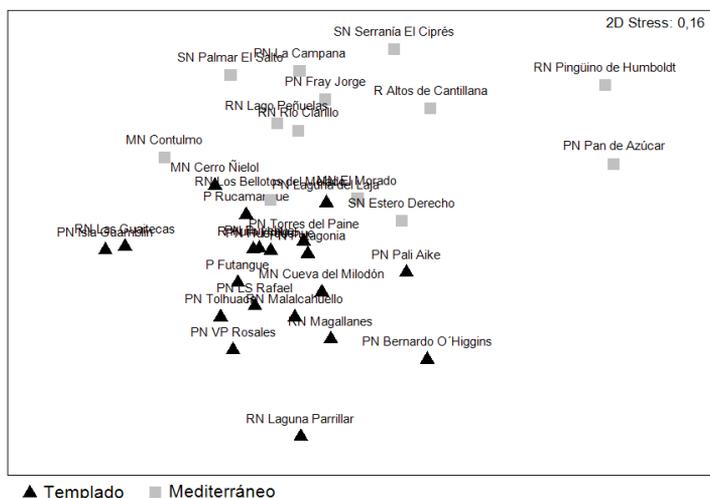


Fig. 5. Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS) para las áreas silvestres protegidas y estudiadas según bioclima.

al interior de las ASP fueron: distancia a la ciudad más cercana, precipitación y temperatura (R: 0,625; p: 0,0001). En este contexto, el GLM indicó que estas mismas tres variables tuvieron un efecto significativo sobre la invasibilidad de las ASP (Fig.

6; Tabla 1), la cual disminuyó marcadamente al aumentar la distancia a las ciudades ($p < 0,001$), exhibió una tendencia unimodal con la precipitación ($p: 0,02$) y aumentó con la temperatura ($p: 0,03$) de manera exponencial.

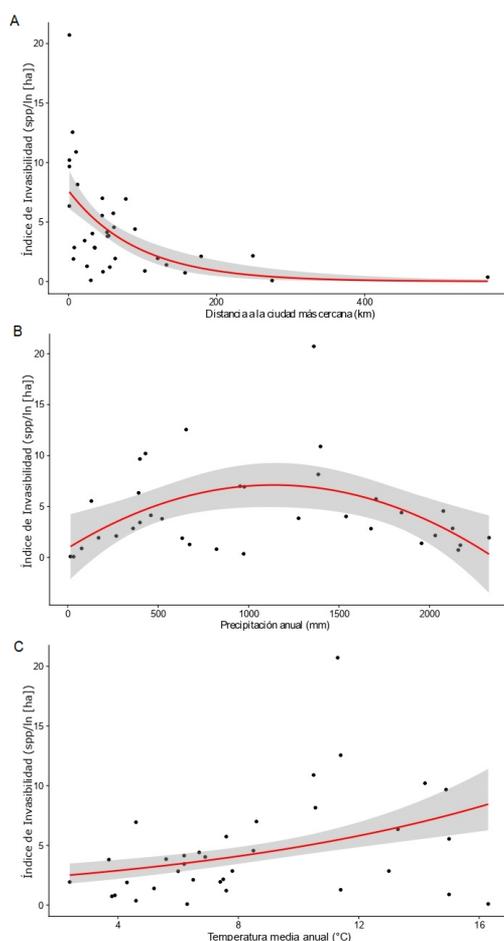


Fig. 6. Distribución y modelo ajustado del índice de invasibilidad para: **A:** distancia a la ciudad más cercana, **B:** precipitación anual y **C:** temperatura media anual.

Tabla 1. Coeficientes de salida del análisis GLM. DIS: distancia a la ciudad más cercana, PPA: precipitación anual, TMA: temperatura media anual, EE: error estándar, GL: grados de libertad.

	Estimado	EE	Valor Z	GL	p
Intercepto	1,135	0,3807450	2,980	-	0,003
DIS	-0,010	0,002	-4,305	30	0,000
PPA	0,000	0,0001390	2,301	32	0,021
TMA	0,0576060	0,027	2,130	31	0,033

DISCUSIÓN

Los antecedentes recopilados para un rango de tiempo de más de 70 años, permitieron contabilizar un total de 355 especies de plantas vasculares exóticas para las 35 ASP que conforman el área de estudio. En términos generales, Europa aparece como el origen más común, las hierbas anuales son la forma de vida dominante y la mayor concentración de especies ocurre en los bioclimas Templado Hiperoceánico y Mediterráneo Pluviestacional-Oceánico.

La ventana temporal que enmarca los trabajos utilizados en el levantamiento de la base de datos florísticos y los distintos esfuerzos de muestreo aplicados en cada uno de ellos, sugiere un sesgo implícito en la interpretación de nuestros resultados. En este sentido, es probable que estudios más antiguos no revelen la condición actual de la flora exótica en determinadas ASP, como podría ser el caso del PN Vicente Pérez Rosales (Villagrán *et al.*, 1974) y el PN Tolhuaca (Ramírez, 1978). Otra situación importante de mencionar son los estudios dirigidos a encontrar especies exóticas en una ASP, como ocurre con el PN Torres del Paine (Domínguez *et al.*, 2006) y el PN Pali Aike (Domínguez *et al.*, 2004).

En términos generales, la riqueza de especies exóticas registradas al interior de las ASP es alta, ya que representa un 45 % del total de la flora vascular adventicia documentada para el país (Fuentes *et al.* 2020). Cabe señalar que este grupo de plantas ha experimentado un aumento progresivo desde hace más de dos décadas, donde se reportaron 700 especies exóticas (Arroyo *et al.*, 2000). Posteriormente, dicha cifra aumentó a 743 (Fuentes *et al.*, 2013), para finalmente totalizar 790 especies exóticas que se informan en el último trabajo (Fuentes *et al.*, 2020). Probablemente este número siga creciendo con el aumento de información y la prospección de nuevas áreas.

La RN Río Clarillo (33°S, Región Metropolitana) es el área que presenta la mayor riqueza de especies exóticas (119) de todas las ASP estudiadas. Sin embargo, esta situación cambia cuando se considera la proporción de dichas plantas con relación a la flora total de la unidad en cuestión, ya que el MN Cerro Ñielol (38°S, Región de La Araucanía) pasa a ocupar el primer lugar con un 39 %. En este sentido, el nivel de participación de especies exóticas

en el espectro florístico de un área protegida, puede ser consecuencia de la interacción de varios factores, entre los cuales se pueden mencionar el tamaño, antigüedad del ASP, riqueza de plantas nativas y densidad poblacional de las zonas urbanas aledañas (McKinney, 2006; White & Houlahan, 2007). Si bien estas variables están altamente relacionadas, el área parece ser la más influyente de ellas (McKinney, 2002). Lo anterior tiene sentido con nuestros resultados, ya que el índice de invasibilidad también ubica al MN Cerro Ñielol como el área más afectada por la presencia de plantas exóticas. Probablemente esta situación sea consecuencia de una sinergia de los factores antes mencionados, ya que por un lado se debe considerar la pequeña superficie que comprende esta unidad (89 ha), sumado a que está inmersa en un centro urbano de más de 250 mil habitantes, lo que se traduce en una constante presión de propágulos que amenazan a la biodiversidad. Se debe tener en cuenta que la riqueza de especies exóticas no es un indicador directo de la susceptibilidad a la invasión de un área determinada. Más bien depende del nivel de dispersión que presenten las especies o la heterogeneidad ambiental, la cual podría incrementarse debido a la acción antropogénica, constituyendo hábitats potenciales para las plantas exóticas (Pauchard & Shea, 2006; McKinney, 2006).

Las familias y los géneros más importantes aquí reportados siguen el patrón descrito en trabajos anteriores que tratan temáticas similares (Pyšek, 1998; Jiménez *et al.*, 2008). De esta manera Poaceae, Asteraceae y Fabaceae son los taxones que más especies de plantas exóticas aportan a la flora nacional, la misma situación ocurre en la categoría de género con *Trifolium* y *Poa* (Fuentes *et al.*, 2013, 2020). Con relación al origen geográfico de las especies, se exhibe el mismo patrón observado a nivel país, en donde las plantas provenientes desde Europa son las más abundantes (Fuentes *et al.*, 2013).

Según el ANOSIM las ASP distribuidas en los diferentes bioclimas considerados muestran ensambles de plantas exóticas distintos. Este resultado sugiere una baja proporción de especies compartidas, las cuales más bien estarían ocurriendo de manera indistinta a lo largo de un gradiente latitudinal. Sin embargo, destacan algunos elementos florísticos de manera individual que aparecen en más de la mitad de los bioclimas, entre los cuales

cabe mencionar a *Cerastium arvense*, *Erodium cicutarium*, *Capsella bursa-pastoris* y *Taraxacum officinale*. Lo anterior queda de manifiesto en los dos bioclimas de mayor representación en este estudio (Templado Hiperoceánico y Mediterráneo Pluviestacional-Oceánico), ya que sólo exhiben un poco más del 30 % del espectro florístico en común. Lo anterior contrasta con evidencias que surgen de otros estudios provenientes de ASP, donde se señala la existencia de una homogenización a escala local y regional, ya que las plantas exóticas estarían ocupando rangos de distribución igual o más amplios a los que muestran las especies nativas (Pauchard *et al.*, 2013). El contraste antes planteado podría ser atribuido al extenso gradiente latitudinal y altitudinal que abarca el presente trabajo, donde probablemente se desvanecen los efectos a escala más local.

La cercanía a ciudades es un factor clave en determinar el ensamble de especies exóticas de una ASP. Lo anterior puede tener su explicación ya que la población humana juega un papel crucial en determinar la llegada de especies exóticas a un área específica a través de la presión de propágulos y las diferentes vías de introducción de especies (Rodgers & Parker, 2003). La precipitación y la temperatura también revisten gran injerencia, ya que son fundamentales en determinar la composición de especies de plantas exóticas. Ambas variables actúan de manera conjunta (Moles *et al.*, 2014) y su incidencia en determinar la distribución y diversidad de las comunidades de plantas ha sido ampliamente reportado en la literatura (Whittaker, 1970; MacArthur, 1972; Clarke & Gaston, 2006). Más aun, cuando ambos tipos de datos (huella humana y climáticos) se analizan de manera conjunta, se comportan como los mejores predictores del número de especies exóticas que presenta un área (Pyšek *et al.*, 2010). En términos generales, si se miran de manera conjunta las variables en cuestión, se podría señalar que las ASP de zonas templadas que se encuentran cercanas a algún centro urbano, estarían más propensas a la llegada de especies exóticas, ya que presentan las condiciones climáticas y antrópicas ideales para su desarrollo. En este sentido, para el caso de Chile se ha documentado que las especies exóticas naturalizadas se distribuyen principalmente en zonas con climas mediterráneos y templados (Fuentes *et al.*, 2020). Esto ha sido refrendado por otros estudios (Figuroa *et al.*, 2004;

Castro *et al.*, 2005; Fuentes *et al.*, 2008; Fuentes *et al.*, 2013) y probablemente tenga su explicación en el hecho que desde la época colonial el 80 % de la población chilena se ha establecido en esta área (Fuentes *et al.*, 2013).

La especie más frecuente dentro de las áreas estudiadas fue *Rumex acetosella*, la cual concentra su presencia principalmente en ASP de zonas templadas, pero cuya distribución general abarca todo el territorio nacional (Rodríguez *et al.*, 2018). Esta planta es considerada una maleza agrícola y exhibe además un alto potencial invasor en ambientes naturales (Fuentes *et al.*, 2014). Probablemente su presencia al interior de las ASP se vea favorecida por la existencia de caminos y senderos de tránsito peatonal, además de la facultad de sus semillas para ser transportadas por varios agentes dispersores (Matthei, 1995). Sin embargo, cabe señalar que al considerar la amplia variedad de bioclimas en donde se distribuyen las ASP, las especies que toman protagonismo son *Cerastium arvense* y *Erodium cicutarium*, con presencia en siete de los nueve bioclimas considerados. A nivel nacional, *C. arvense* solo registra ausencia en las regiones del extremo norte (Arica-Parinacota y Tarapacá), en tanto que *E. cicutarium* se encuentra presente en todo el país (Rodríguez *et al.*, 2018). En este sentido, el conglomerado de especies que se articula en un área está fuertemente determinado por el uso o las actividades antrópicas que se desarrollan en la matriz adyacente (Urrutia-Estrada *et al.*, 2018).

Es probable que en la actualidad el número de especies de plantas exóticas al interior de las ASP sea mayor al que se ha documentado hasta el momento. A modo de ejemplo, en el PN Pan de Azúcar, en prospecciones florísticas recientes hemos registrado la presencia de al menos dos especies exóticas adicionales, *Mesembryanthemum crystallinum* y *Cylindropuntia tunicata* (datos no publicados). Por tal motivo, es importante considerar la antigüedad de los estudios incorporados para la conformación de la base de datos, ya que en el caso del PN Pan de Azúcar han pasado al menos 25 años desde los primeros registros (Rundel *et al.*, 1996). Cabe también mencionar la baja riqueza de especies exóticas que presentan otras dos ASP, el PN Lullaillaco (1 especie) y el PN Cabo de Hornos (4 especies). En el primer caso, esta situación podría tener su explicación en la lejanía que presenta dicha

unidad respecto de la ciudad más próxima (275 km) y en la altitud media que alcanza, la cual está por sobre los 4.000 m snm. Ambas características están en estrecha relación con bajas tasas de arribo de especies exóticas, ya que se comportan como verdaderas barreras que impiden la llegada de elementos florísticos adventicios (Pauchard *et al.*, 2009; Foxcroft *et al.*, 2011). En lo que al PN Cabo de Hornos respecta, se trata de una unidad conformada por islas, distante a más de 550 km de la ciudad más cercana y cuyo único acceso es vía marítima. Este alto nivel de desconectividad con el continente, provoca un bajo intercambio de especies exóticas, lo que justifica la baja presencia de estas plantas (Pauchard *et al.*, 2013).

El rol que desempeñan las ASP tanto públicas como privadas es esencial para la protección y el mantenimiento de la biodiversidad de un país, no sólo desde el prisma de las especies, sino que también a nivel genético (Jara-Seguel *et al.*, 2020). Entendiendo la trascendencia de dicha tarea, es que resulta indispensable conocer el estado de la biota que albergan estos ambientes y la amenaza que representan las especies exóticas. De acuerdo con lo anterior, este tipo de estudios son de gran utilidad, ya que permiten conocer la identidad de las especies de plantas adventicias más comunes y los mecanismos que explicarían su abundancia. Este tipo de información constituye una base para la confección de listas de riesgo y priorización de especies exóticas y el diseño de programas de gestión y manejo de este grupo de plantas al interior de áreas silvestres protegidas.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

JUE y PJS realizaron la recopilación de antecedentes. JUE, RG y JU llevaron a cabo los análisis estadísticos y la confección de figuras. Todos los autores participaron en la redacción del manuscrito.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto ANID FB210006, al Núcleo de Estudios Ambientales (NEA) de la Universidad Católica de Temuco y a Eduardo Fuentes-Lillo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, J., C. BROWN & T. STOHLGREN. 2009. Non-native plant invasions of United States national parks. *Biol. Invasions* 11: 2195-2207. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9376-1>.
- ALPERT, P., E. BONE & C. HOLZAPFEL. 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 3: 52-66. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00004>.
- ÁLVAREZ, M., C. SAN MARTÍN, C. NOVOA, G. TOLEDO & C. RAMÍREZ. 2010. Diversidad florística, vegetacional y de hábitats en el Archipiélago de Los Chonos (Región de Aisén, Chile). *An. Inst. Patagon.* 38: 35-56.
- AMIGO, J. & C. RAMÍREZ. 1998. A bioclimatic classification of Chile: woodland communities in the temperate zone. *Plant Ecol.* 136: 9-26. <https://doi.org/10.1023/A:1009714201917>.
- ARROYO, M., C. MARTICORENA, O. MATTHEI & L. CAVIERES. 2000. Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions. In: MOONEY, H. & R. HOBBS (eds.), *Invasive species in a changing world*, pp. 385-421. Island Press, California.
- BONHAM, C., E. SACAYON & E. TZI. 2008. Protecting imperiled "paper parks": potential lessons from the Sierra Chinajá, Guatemala. *Biodivers. Conserv.* 17: 1581-1593. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9368-6>.
- BRADLEY, B., B. LAGINHAS, R. WHITLOCK, J. ALLEN, A. BATES, G. BERNATCHEZ, J. DIEZ, R. EARLY, J. LENOIR, M. VILÀ & C. SORTE, C. 2019. Disentangling the abundance-impact relationship for invasive species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 116: 9919-9924. <https://doi.org/10.1073/pnas.1818081116>.
- BRUNER, A., R. GULLISON, R. RICE & G. DA FONSECA. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128. <https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>.
- CASTRO, S., J. FIGUEROA, M. MUÑOZ-SCHICK & F. JAKSIC. 2005. Minimum residence time, biogeographical origin, and life cycle as determinants of the geographical extent of naturalized plants in continental Chile. *Divers. Distrib.* 11: 183-191. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00145.x>
- CLARKE, A. & K. GASTON. 2006. Climate, energy and diversity. *Proc. Royal Soc. B.* 273: 2257-2266. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3545>.

- CLARKE, K. & R. GORLEY. 2006. *Plymouth routines in multivariate ecological research*. Primer-E. Plymouth Marine Laboratory, London.
- CRYSTAL-ORNELAS, R. & J. LOCKWOOD. 2020. The 'known unknowns' of invasive species impact measurement. *Biol. Invasions*. 22: 1513-1525. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02200-0>.
- DE LA BARRERA, F., D. MOREIRA & R. BUSTAMANTE. 2011. Efecto de un sendero sobre la comunidad de plantas nativas en la Reserva Nacional Altos de Lircay (Región del Maule-VII-Chile). *Chloris Chilensis* 14:1.
- DOGRA K., S. SARVESH, D. PARVEEN & S. SHARMA. 2010. Alien plant invasion and their impact on indigenous species diversity at global scale: a review. *J. Ecol. Nat. Environ*. 2: 175-186.
- DOMÍNGUEZ, E., A. ELVEBAKK, C. MARTICORENA & A. PAUCHARD. 2006. Plantas introducidas en el Parque Nacional Torres del Paine. *Gayana Bot.* 63: 131-141. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432006000200001>
- DOMÍNGUEZ, E., C. MARTICORENA, A. ELVEBAKK & A. PAUCHARD. 2004. Catálogo de la flora vascular del Parque Nacional Pali Aike. XII Región, Chile. *Gayana Bot.* 61: 67-72. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432004000200005>.
- DUDLEY, N. 2008. *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. UICN, Gland.
- FENG, C., H. WANG, N. LU, T. CHEN, H. HE, Y. LU & X. TU. 2014. Log-transformation and its implications for data analysis. *Shanghai Arch. Psychiatry* 26: 105-109. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1002-0829.2014.02.009>.
- FICK, S. & R. HIJMANS. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 37: 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- FIGUEROA, J., S. CASTRO, P. MARQUET & F. JAKSIC. 2004. Exotic plant invasions to the Mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77: 465-483. <http://doi.org/10.4067/S0716-078X2004000300006>.
- FOXCROFT, L., V. JAROŠÍK, P. PYŠEK, D. RICHARDSON & M. ROUGET. 2011. Protected-area boundaries as filters of plant invasions. *Conserv. Biol.* 25: 400-405. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01617.x>.
- FUENTES, N., A. MARTICORENA, A. SALDAÑA, V. JEREZ, J. ORTIZ, P. VICTORIANO, R. MORENO, J. LARRAÍN, C. VILLASEÑOR-PARADA, G. PALFNER, P. SÁNCHEZ & A. PAUCHARD. 2020. Multi-taxa inventory of naturalized species in Chile. *Neobiota*. 60: 25-41. <https://doi.org/10.3897/neobiota.60.55366>.
- FUENTES, N., A. PAUCHARD, P. SÁNCHEZ, J. ESQUIVEL & A. MARTICORENA. 2013. A new comprehensive database of alien plant species in Chile based on herbarium records. *Biol. Invasions*. 15: 847-858. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0334-6>.
- FUENTES, N., P. SÁNCHEZ, A. PAUCHARD, J. URRUTIA, L. CAVIERES & A. MARTICORENA. 2014. *Plantas invasoras del centro-sur de Chile: una guía de campo*. Laboratorio de Invasiones Biológicas, Universidad de Concepción, Concepción.
- FUENTES, N., E. UGARTE, I. KÜHN & S. KLOTZ. 2008. Alien plants in Chile: inferring invasion periods from herbarium records. *Biol. Invasions*. 10: 649-657. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9159-0>.
- JARA-SEGUEL, P., J. URRUTIA-ESTRADA, N. VALLEJOS, E. ANDRADE & M. JARA. 2020. Chromosome number variation in part of the flora of protected wild areas in the Araucanía region of southern Chile. *J. Basic Appl. Genet.* 31: 27-38. <http://doi.org/10.35407/bag.2020.31.02>.
- JIMÉNEZ, A., A. PAUCHARD, L. CAVIERES, A. MARTICORENA & R. BUSTAMANTE. Do climatically similar regions contain similar alien floras? A test from the mediterranean areas of Chile and California. 2008. *J. Biogeogr.* 35: 614-624. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01799.x>.
- JIMÉNEZ, A., A. PAUCHARD, A. MARTICORENA & R. BUSTAMANTE. 2013. Patrones de distribución de plantas introducidas en áreas silvestres protegidas y sus áreas adyacentes del centro-sur de Chile. *Gayana Bot.* 70: 87-97. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100012>.
- JULIA, A., C. BROWN & T. STOHLGREN. 2009. Non-native plant invasions of United States National Parks. *Biol. Invasions* 11: 2195-2207. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9376-1>.
- LIEDTKE, R., A. BARROS, F. ESSL, J. LEMBRECHTS, R. WEDEGÄRTNER, A. PAUCHARD & S. DULLINGER. 2020. Hiking trails as conduits for the spread of non-native species in mountain areas. *Biol. Invasions* 22: 1121-1134. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02165-9>.

- LUEBERT, F. & P. PLISCOFF. 2006. *Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- MACARTHUR, R. 1972. *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- MARDONES, D., A. ZÚÑIGA-REINOSO, M. MIHOC & A. SALDAÑA. 2012. Flora introducida asociada a bordes de senderos en el bosque templado siempreverde: nuevos registros para el Parque Nacional Puyehue (Región de Los Lagos, Chile). *Chloris Chilensis*. 15:2.
- MARTICORENA, A., V. PARDO, A. PEÑALOZA, M. NEGRITTO, L. CAVIERES & M. PARADA. 2004. Adiciones y notas a la flora del Parque Nacional Lluillailaco, II región, Chile. *Gayana Bot.* 61: 49-54. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432004000200001>.
- MATTHEI, O. 1995. *Manual de malezas que crecen en Chile*. Alfabeta Impresores, Santiago.
- MCKINNEY, M. 2002. Influence of settlement time, human population, park shape and age, visitation and roads on the number of alien plant species in protected areas in the USA. *Divers. Distrib.* 8: 311-318. <http://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2002.00153.x>.
- MCKINNEY, M. 2006. Correlated non-native species richness of birds, mammals, herptiles and plants: scale effects of area, human population and native plants. *Biol. Invasions* 8: 415-425. <http://doi.org/10.1007/s10530-005-6418-9>.
- MOLES, A., S. PERKINS, W. LAFFAN, H. FLORES-MORENO, M. AWASTHY, M. TINDALL, L. SACK, A. PITMAN, J. KATTGE, (...) & S. BONSER. 2014. Which is a better predictor of plant traits: temperature or precipitation? *J. Veg. Sci.* 25: 1167-1180. <http://doi.org/10.1111/jvs.12440>.
- MYERS, J. & D. BAZELY. 2003. *Ecology and control of introduced plants*. Cambridge Press, Cambridge.
- PAUCHARD, A., N. FUENTES, A. JIMÉNEZ, R. BUSTAMANTE & A. MARTICORENA. 2013. Alien plants homogenise protected areas: evidence from the landscape and regional scales in south central Chile. En: FOXCROFT, L., P. PYŠEK, D. RICHARDSON & P. GENOVESI (eds.), *Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges*, pp. 191-208. Springer, Dordrecht. http://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_10.
- PAUCHARD, A., R. GARCÍA, B. LANGDON & N. FUENTES. 2011. The invasion of non-native plants in Chile and their impacts on biodiversity: history, current status, and challenges for management. En: FIGUEROA, E. (ed.), *Biodiversity conservation in the Americas: lessons and policy recommendations*, pp. 133-165. Editorial FEN-Universidad de Chile, Santiago.
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P. EDWARDS, J. AREVALO, L. CAVIERES, A. GUI SAN, S. HAIDER, G. JAKOBS, K. MCDUGALL, C. MILLAR, B. NAYLOR, C. PARKS, L. REW & T. SEIPEL. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Front. Ecol. Environ.* 7: 479-486. <https://doi.org/10.1890/080072>.
- PAUCHARD, A. & K. SHEA. 2006. Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biol. Invasions* 8: 399-413. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-6419-8>.
- PAUCHARD, A. & P. VILLARROEL. 2002. Protected areas in Chile: history, current status and challenges. *Nat. Areas J.* 22: 318-330.
- PLISCOFF, P. 2022. *Actualización de las áreas protegidas de Chile: análisis de representatividad y riesgo climático*. Centro de Estudios Públicos. Documento de trabajo n°39.
- PYŠEK, P. 1998. Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82: 282-294. <https://doi.org/10.2307/3546968>.
- PYŠEK, P., P. GENOVESI, J. PERGL, A. MONACO & J. WILD. 2013. Plant invasions of protected areas in Europe: an old continent facing new problems. En: FOXCROFT, L., P. PYŠEK, D. RICHARDSON & P. GENOVESI (eds.), *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges*, pp. 209-240. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7_11.
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK & T. KUČERA. 2002. Patterns of invasions in temperate nature reserves. *Biol. Conserv.* 104: 13-24. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00150-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00150-1).
- PYŠEK, P., V. JAROŠÍK, P. HULME, I. KÜHN, J. WILD, M. ARIANOUTSOU, S. BACHER, F. CHIRON, V. DIDŽIULIS, F. ESSL, P. GENOVESI, F. GHERARDI, M. HEJDA, S. KARK, P. LAMB DON, M. DESPREZ-LOUSTAU, W. NENTWIG, J. PERGL, K. POBOLJŠAJ, W. RABITSCH, A. ROQUES, D. ROY, S. SHIRLEY, W. SOLARZ, M. VILÀ & M. WINTER. 2010. Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107: 12157-12162. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107>.

- RAMÍREZ, C. 1978. Estudio florístico y vegetacional del Parque Nacional Tolhuaca (Malleco-Chile). *Publicación Ocasional del Museo de Historia Natural* 24: 3-23.
- RODGERS, J. & K. PARKER. 2003. Distribution of alien plant species in relation to human disturbance on the Georgia Sea Islands. *Divers. Distrib.* 9: 385-398. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00036.x>.
- RODRÍGUEZ, R., C. MARTICORENA, D. ALARCÓN, C. BAEZA, L. CAVIERES, V. FINOT, N. FUENTES, A. KIESSLING, M. MIHOC, A. PAUCHARD, E. RUÍZ, P. SÁNCHEZ & A. MARTICORENA. 2018. Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Bot.* 75: 1-430. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100001>.
- RUNDEL, P., M. DILLON & B. PALMA. 1996. Flora and vegetation of Pan de Azúcar National Park in the Atacama Desert of northern Chile. *Gayana Bot.* 53: 295-315.
- SPEAR, D., L. FOXCROFT, H. BEZUIDENHOUT & M. MCGEOCH. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biol. Conserv.* 159: 137-147. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.022>.
- STOHLGREN, T. 2002. Beyond theories of plant invasions: lessons from natural landscapes. *Comments Theor. Biol.* 7: 355-379. <https://doi.org/10.1080/08948550214858>.
- TAYLOR, K., B. MAXWELL, D. MCWETHY, A. PAUCHARD, M. NUÑEZ & C. WHITLOCK. 2017. *Pinus contorta* invasions increase wildfire fuel loads and may create a positive feedback with fire. *Ecology* 98: 678-687. <https://doi.org/10.1002/ecy.1673>.
- URRUTIA-ESTRADA, J., A. FUENTES-RAMÍREZ, F. CORREA-ARANEDA & E. HAUENSTEIN. 2018. Impactos de la fragmentación sobre la composición florística en bosques pantanosos del centro-sur de Chile. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 53: 279-294. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v53.n2.20584>.
- URRUTIA, J., A. PAUCHARD & R. GARCÍA. 2013. Diferencias en la composición vegetal de un bosque de *Araucaria araucana* (Molina) K.Koch y *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst. asociadas a un gradiente de invasión de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. *Gayana Bot.* 70: 92-100. <http://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100010>.
- VILLAGRÁN, C., C. SOTO & I. SEREY. 1974. Estudio preliminar de la vegetación boscosa del Parque Nacional Vicente Pérez Rosales. *An. Mus. Hist. Nat. Valpo.* 7: 125-151.
- WHITE, T., B. CAMPBELL, P. KEMP, C. HUNT. 2001. Impacts of extreme climatic events on competition during grassland invasions. *Glob. Change Biol.* 7: 1-13. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2001.00381.x>.
- WHITTAKER, R. 1970. *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York.
- WHITE, P. & J. HOULAHAN. 2007. The relationship between native and non-nativespecies differs among taxa in Canadian national parks. *Ecoscience* 14: 195-204. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2007\)14\[195:TRBNAN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2007)14[195:TRBNAN]2.0.CO;2).
- ZULOAGA, F., O. MORRONE & M. BELGRANO. 2008. *Catálogo de las plantas vasculares del cono sur (Argentina, sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay)*. Vol. 1. *Pteridophyta, gymnospermae y monocotyledoneae*. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis.

