

# Patrones de distribución de plantas introducidas en áreas silvestres protegidas y sus áreas adyacentes del centro-sur de Chile

## Distribution patterns of alien plants in protected natural areas and their adjacent areas of south-central Chile

ALEJANDRA JIMÉNEZ<sup>1, 4\*</sup>, ANÍBAL PAUCHARD<sup>1, 4</sup>, ALICIA MARTICORENA<sup>1, 2</sup> & RAMIRO O. BUSTAMANTE<sup>1, 3, 4</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

<sup>2</sup>Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

<sup>3</sup>Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile, Casilla 653, Santiago, Chile.

<sup>4</sup>Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Casilla 653, Santiago, Chile.

\*aljimene@udec.cl

### RESUMEN

Las áreas silvestres protegidas (ASP) ubicadas en la zona centro-sur de Chile (Región Metropolitana - Región de la Araucanía) conforman un relicto de conservación inserto en la matriz agronómica y silvicultural de esta zona. Comparamos la diversidad taxonómica de especies nativas e introducidas de nueve sitios en ASP y su matriz adyacente, en orillas de camino y hábitats de interior. Encontramos 353 especies nativas y 120 introducidas. La mayor diversidad de introducidas se concentra en la matriz adyacente a las ASP y en las orillas de caminos. Las especies nativas no presentan diferencias en riqueza entre la matriz y las ASP. Especies introducidas y nativas se agrupan de acuerdo al gradiente climático. La mayor riqueza y abundancia de especies introducidas se concentra en las familias Poaceae, Asteraceae, Fabaceae, Polygonaceae y Rosaceae. Las ASP que presentan una mayor cantidad de especies introducidas son aquellas que presentan un mejor acceso y mayor número de visitantes. Las ASP estarían cumpliendo su función de protección de la flora silvestre al mantener un bajo número de especies introducidas.

**PALABRAS CLAVE:** Áreas naturales, gradiente climático, introducidas, perturbación, taxonomía.

### ABSTRACT

Natural protected areas (ASP) located in the south-central Chile (Región Metropolitana - Región de la Araucanía) are a conservation relict embedded in agricultural and silvicultural matrices. We compared the taxonomic diversity of native and introduced species in nine sites on ASP and their adjacent matrices, in roadsides and interior habitats. We found 353 species native and 120 introduced. The greater diversity of introduced is concentrated in the matrix adjacent to the ASP and on roadsides. Native species do not differ between the matrix and the ASP. Introduced and native species are grouped according to the climatic gradient. The greater richness and abundance of introduced species is concentrated in the families Poaceae, Asteraceae, Fabaceae, Polygonaceae and Rosaceae. The ASP having a higher amount of introduced species are those that have a greater access and visitor numbers. The ASP would be fulfilling its role of protecting wild flora to maintain a low number of introduced species.

**KEYWORDS:** Climatic gradient, disturbance, introduced, natural areas, taxonomy.

### INTRODUCCIÓN

Chile presenta alrededor de 5.363 especies de plantas vasculares, de las cuales 743 son especies introducidas (i.e. exóticas, casuales, a silvestradas) (Arroyo *et al.* 2000,

Zuloaga *et al.* 2008, Fuentes *et al.* 2012). En Chile central se concentra la mayor proporción de especies introducidas, esto asociado a la mayor intervención humana (Matthei 1995, Arroyo *et al.* 2000). Esta zona presenta un clima del tipo mediterráneo-templado y las zonas de tipo mediterráneo

son consideradas particularmente susceptibles a la llegada de especies introducidas (Di Castri 1991, Rejmánek *et al.* 1991, Figueroa *et al.* 2004, Jiménez *et al.* 2008).

La creación de áreas silvestres protegidas (ASP) constituye una de las medidas más importantes para la conservación de la biodiversidad (Ervin 2003) y podrían limitar el ingreso de especies introducidas (Pauchard & Alaback 2004, Foxcroft *et al.* 2011). El creciente aumento en el tráfico e intercambio comercial ha facilitado la entrada de especies introducidas hacia los ecosistemas naturales, acrecentando la amenaza para la conservación de la biodiversidad (Pauchard *et al.* 2009). Los caminos han sido estudiados como importantes hábitats para las especies de plantas introducidas (Tyser & Worley 1992, Trombulak & Frissell 2000, Seipel *et al.* 2012) pudiendo en muchos casos actuar como corredores que permitirían su llegada al interior de las ASP (Arroyo *et al.* 2000, D'Antonio *et al.* 2000, Parendes & Jones 2000, Pauchard & Alaback 2004, Arévalo *et al.* 2005, Seipel *et al.* 2012). El conocimiento de los patrones y procesos que determinan la llegada de flora introducida a las ASP resulta relevante para determinar si están recibiendo nuevas especies y por lo tanto afectando la biota nativa (McKinney 2002). En este trabajo estudiamos la distribución de especies introducidas y su relación con las especies nativas, con la distancia a los caminos, con el contexto de paisaje y con el gradiente latitudinal, lo que nos permite conocer el comportamiento natural de la comunidad frente a las perturbaciones. Teniendo como objetivo comparar la riqueza de la flora nativa e introducida entre las condiciones: dentro y fuera de las ASP (parque/matriz) y orilla versus lejos de los caminos (camino/interior). Se esperaba que la riqueza de especies introducidas fuera mayor fuera de las ASP y en la orilla de los caminos. En la primera comparación, el mecanismo más probable que explicaría esta diferenciación es la perturbación antropogénica que existe fuera de las ASP, lo que facilitaría el establecimiento de especies introducidas (McIntyre & Lavorel 1994, Rodgers & Parker 2003, Alston & Richardson 2006); en la segunda comparación en tanto, el mecanismo más probable sería la resistencia que ejercería la biota frente a la llegada de nuevas especies vía competencia interespecífica (Shea & Chesson 2002).

Varios investigadores han explorado la estructura taxonómica de los ensamblajes regionales de especies, buscando evidencia de que las interacciones ecológicas son importantes en este sentido (Simberloff 1970, Webb 2000), pero pocos trabajos en ecología de la invasión se han preocupado de los patrones de diversidad taxonómica a escala comunitaria o de paisaje (Weber 1997, 2008, Pyšek 1998, Wu *et al.* 2004, Lambdon *et al.* 2008a). Por lo que otro objetivo es establecer el patrón taxonómico dentro y fuera de las ASP y además determinar si existen asociaciones en relación al gradiente latitudinal, referente a la ubicación geográfica de cada ASP.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se consideraron nueve sitios en ocho áreas silvestres protegidas del centro-sur de Chile (Tabla I) ubicadas en zonas de la Cordillera de los Andes, excepto el Parque Nacional Nahuelbuta que se encuentra en la Cordillera de la Costa (Fig. 1). Las temperaturas fluctúan entre los 5° y 14°C en promedio, mientras que las precipitaciones entre los 500 mm y 3.500 mm año. Las elevaciones fluctúan entre los 800 y los 1.150 m s.n.m. (Tabla I). Se trabajó en cada ASP y su zona adyacente (matriz), el límite divisorio entre estas áreas fue el ingreso principal al ASP. Los transectos se ubicaron en el camino principal de cada ASP, abarcando un total aproximado de 5 km hacia el interior de las ASP y 5 km fuera de las ASP; se realizaron muestreos disponiendo cuatro pares de transectos dentro del parque y cuatro fuera del parque. Cada par consideraba un transecto en la orilla del camino y un transecto 50 m hacia el interior paralelos al transecto de orilla de camino. Cada uno de éstos transectos se subdividieron en cinco subtransectos de 10 x 2 m cada uno (Fig. 2). En cada uno de éstos subtransectos se determinó la riqueza de especies introducidas y nativas, y la abundancia de éstas, medida como la cobertura de Braun-Blanquet (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Los datos de cada subtransecto fueron agrupados y promediados, así se consideraron cuatro unidades para el análisis: (1) Parque/Camino, (2) Parque/Interior, (3) Matriz/Camino y (4) Matriz/Interior. En resumen, se consideraron: nueve ASP con cuatro unidades de análisis cada uno lo que entrega un total de 36 unidades de evaluación. Los análisis se realizaron con el número de especies recopilado para cada una de las cuatro unidades de análisis. La distribución taxonómica de las especies introducidas fue resumida por familias y especies.

La comprobación de la normalidad estadística de las variables riqueza de especies nativas e introducidas se realizó con el test de Kolmogorov-Smirnoff, y las comparaciones entre las condiciones (Camino/Interior, Matriz/Parque y ASP) se hicieron con un MANOVA, en el software SPSS. Las comparaciones de la riqueza de especies entre camino/interior se realizó con un test de U de Mann-Whitney para dos muestras independientes.

Para evaluar la similitud de los taxa entre las distintas ASP se generó una matriz de presencia-ausencia para cada ASP (9 unidades de análisis). Se realizó un análisis de cluster utilizando el software PRIMER v.6 (Clarke & Warwick 2001), se usó el método de conglomeración Group Average, el cual promedia los valores de similitud de cada muestra y como medida de similitud el índice de Jaccard. Los nodos significativos fueron obtenidos con el método SIMPROF ("similarity profile") que es un test de permutaciones realizadas con el grupo de muestras, las cuales no son divididas *a priori* en grupos. Se usó un nivel de significancia del 95 %.

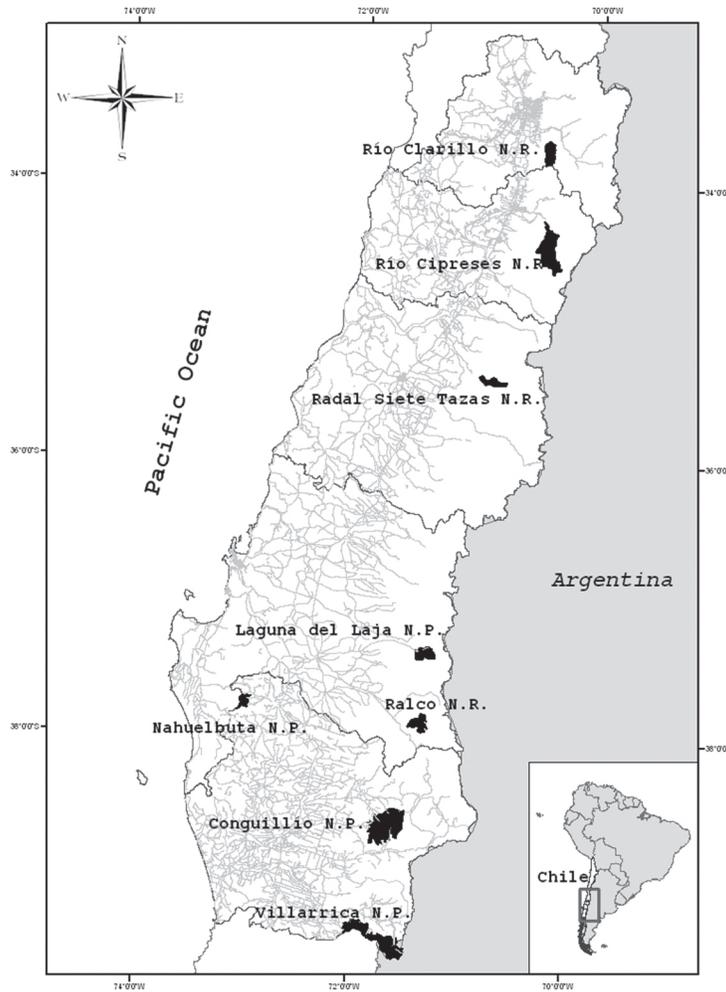


FIGURA 1. Mapa de ubicación de las áreas de estudio.

FIGURE 1. Ubication map of study areas.

TABLA I. Datos relativos a las áreas silvestres protegidas. TMM\_ANU: Temperatura media anual, PP\_ANU: Precipitación media anual, HRMM\_ANU: Humedad relativa media mensual anual (Extraído de Santibáñez & Uribe (1993)).

TABLE I. Data on protected natural areas. TMM\_ANU: Annual average temperature, PP\_ANU: Annual average precipitation, HRMM\_ANU: Annual monthly mean relative humidity (Extracted from Santibáñez & Uribe (1993)).

ÁREA SILVESTRE PROTEGIDA	LATITUD	LONGITUD	SUPERFICIE (Ha)	VISITANTES 2004-2007	TMM_ANU (°C)	PP_ANU (mm)	HRMM_ANU (%)	ALTITUD PROMEDIO (ms.n.m.)
R.N. Rio Clarillo	33°40' S	70°30' O	10.185	48.566	13.4	495	71	852
R.N.Los Cipreses	34°15' S	70°25' O	36.882	7.115	12.4	687.8	63.8	1062
R.N. Radal Siete Tazas	35°25' S	71°00' O	5.026	22.305	10.3	1473	59.4	924
P.N. Laguna del Laja	37°23' S	71°24' O	11.880	19.888	8.6	2114	65	1010
R.N. Ralco	37°55' S	71°25' O	12.492	416	5.5	1300	60	1039
P.N. Nahuelbuta	37°44' S	72°55' O	6.832	5.481	10.1	2678	72	1139
P.N. Conguillio	38°40' S	71°30' O	60.833	18.829	5.5	3311	60	1011
P.N. Villarrica I *	39°30' S	71°30' O	63.000	44.379	5.5	3311	60	832
P.N.Villarrica II *	39°30' S	71°30' O	63.000	44.379	5.5	3311	60	820

\* En el P.N. Villarrica se estudiaron dos sitios: I sector Rucapillán, II sector Puesco./\* In the P.N. Villarrica two sites were studied: I Rucapillán area, II Puesco area.

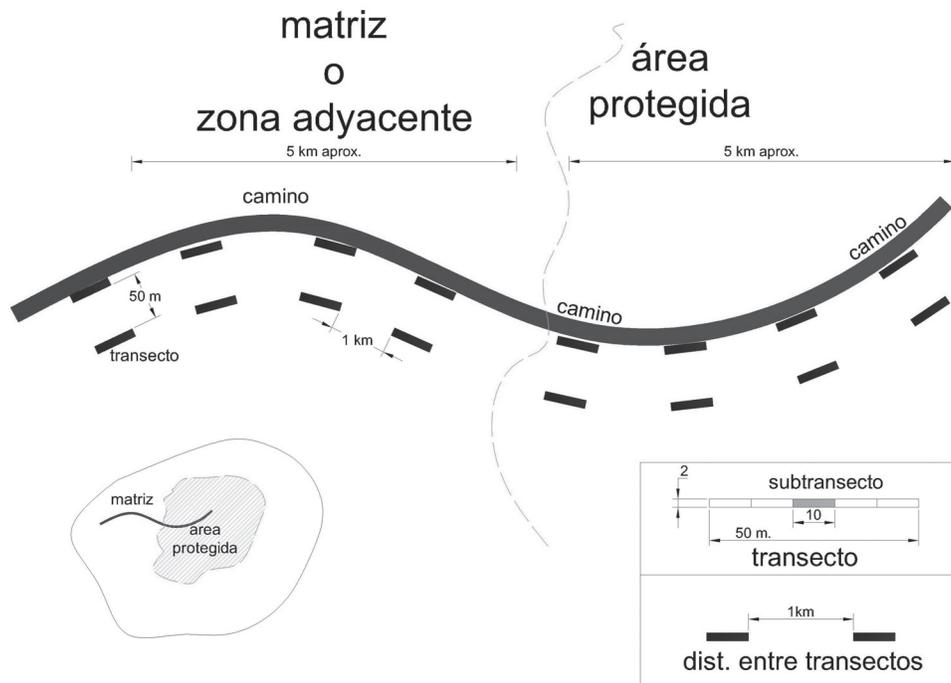


FIGURA 2. Esquema del método de muestreo.

FIGURE 2. Sampling method scheme.

La determinación taxonómica se realizó con la ayuda de expertos utilizando claves taxonómicas, literatura y por comparación con ejemplares del herbario de la Universidad de Concepción (CONC), siguiendo actuales sistemas de clasificación (Stevens 2001, IPNI 2004, Tropicos.org 2008).

## RESULTADOS

Se encontró un total de 108 familias, 84 con representantes nativos, 24 con especies introducidas y 19 familias con especies de ambos orígenes. Entre todas las ASP se encontraron 473 especies, de las cuales 353 son nativas (75% del total) y 120 introducidas (25% del total).

### ÁREA SILVESTRE PROTEGIDA VERSUS MATRIZ

La mayor riqueza de especies introducidas se concentra fuera del parque (Fig. 3A). En el interior de las ASP se encuentra una mayor riqueza de especies nativas, excepto en las ASP Radal Siete Tazas, Conguillío y Villarrica I (Fig. 3B). La interacción entre la riqueza de especies entre Matriz/Parque y ASP es significativa para las especies introducidas y nativas. La relación Matriz/Parque es significativa sólo para las especies introducidas (Tabla II). La identidad de las ASP afecta significativamente la riqueza de especies nativas e introducidas (Tabla II).

### ORILLA DE CAMINO VERSUS INTERIOR

Dentro de las ASP y en la zona adyacente, la mayor riqueza de especies introducidas se concentra en la orilla de caminos (Fig. 3A). En el caso de la flora nativa, el patrón general de acuerdo con la ubicación del camino (camino/interior) es una mayor riqueza a la orilla del camino, pero dentro del parque (Fig. 3B) con la excepción de Laguna del Laja y Conguillío. Fuera del parque hay una mayor riqueza en los transectos ubicados hacia el interior del camino, salvo en los casos de Radal Siete Tazas y Nahuelbuta. La diferencia de la riqueza de especies entre camino e interior es significativa en 6 parques, 3 en el interior del parque y 3 fuera del parque. La riqueza de nativas resultó significativamente diferente sólo fuera del parque Laguna del Laja. La cercanía al camino resultó significativamente importante para el caso de especies introducidas (Tabla II).

### PATRONES DE SIMILITUD DE ESPECIES INTRODUCIDAS Y NATIVAS

Al analizar la relación de riqueza de especies introducidas entre las ASP, encontramos que existen tres grandes agrupaciones significativas (clados 1, 2 y 3), que incluyen a otras dos agrupaciones (clados 4 y 5) (Fig. 4). En el clado 1 se agrupan las ASP ubicadas en la zona centro-norte de Chile, en el clado 2 están aquellas ASP de la zona centro-sur, y en el clado 3 las de la zona más austral. Sólo el ASP Radal Siete Tazas no se asocia significativamente con ninguna rama del cladograma.

TABLA II. MANOVA pruebas de los efectos inter-sujetos. RN: riqueza de especies nativas, RI: riqueza de especies introducidas.

TABLE II. MANOVA tests of between-subjects effects. RN: native species richness, RI: introduced species richness.

FUENTE	VARIABLE DEPENDIENTE	SUMA DE CUADRADOS TIPO III	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA CUADRÁTICA	F	P
Modelo corregido	RN	3880.306(a)	35	110.866	3.769	.000
	RI (c)	17.044(b)	35	.487	12.214	.000
Intersección	RN	36036.694	1	36036.694	1225.043	.000
	RI	103.115	1	103.115	2586.315	.000
Camino/Interior	RN	6.250	1	6.250	.212	.646
	RI	1.613	1	1.613	40.453	.000
Matriz/Parque	RN	87.111	1	87.111	2.961	.088
	RI	6.177	1	6.177	154.936	.000
ASP	RN	2109.681	8	263.710	8.965	.000
	RI	6.731	8	.841	21.104	.000
Camino/Interior * Matriz/Parque	RN	18.778	1	18.778	.638	.426
	RI	.091	1	.091	2.273	.135
Camino/Interior * ASP	RN	231.375	8	28.922	.983	.453
	RI	.513	8	.064	1.607	.131
Matriz/Parque * ASP	RN	1331.264	8	166.408	5.657	.000
	RI	1.456	8	.182	4.564	.000
Camino/Interior * Matriz/Parque * ASP	RN	95.847	8	11.981	.407	.914
	RI	.464	8	.058	1.455	.182
Error	RN	3177.000	108	29.417		
	RI	4.306	108	.040		
Total	RN	43094.000	144			
	RI	124.466	144			
Total corregida	RN	7057.306	143			
	RI	21.350	143			

(a) R cuadrado = .550 (R cuadrado corregida = .404)/ (a) R squared = .550 (Adjusted R-squared = .404).

(b) R cuadrado = .798 (R cuadrado corregida = .733)/ (b) R squared = .798 (Adjusted R-squared = 0.733).

(c) En el caso de la variable Riqueza de especies introducidas, se utilizó la transformación log10(X+1) para normalizar los datos./ (c) In the case of variable introduced species richness, we used the transformation log10 (X + 1) to normalize the data.

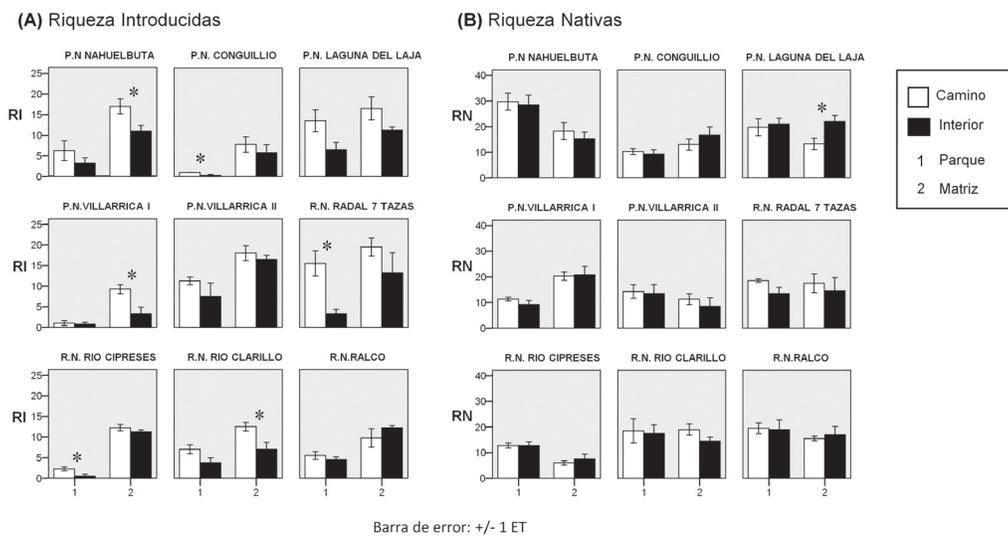


FIGURA 3. Riqueza de especies introducidas y nativas para cada ASP. En el eje X se muestran los valores de la media de riqueza de especies, RI: riqueza de especies introducidas, RN: riqueza de especies nativas. N= 36 condiciones. Nivel de significancia \* p< 0,05.

FIGURE 3. Richness of native and introduced species for each ASP. The X axis shows the media of species richness, RI: richness of introduced species, RN: richness of native species. N = 36 conditions. Significance level \* p< 0.05.

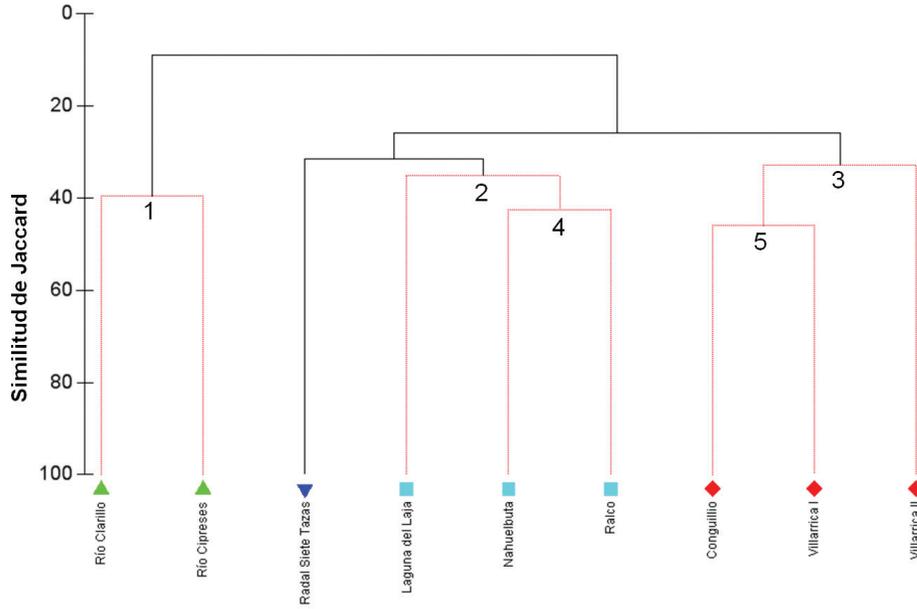


FIGURA 4. Cladograma entre las ASP utilizando la riqueza de especies introducidas. Líneas punteadas y signos iguales indican grupos no separados significativamente ( $p < 0,05$ , SIMPROFF). Ver resultados.

FIGURE 4. Cladogram between the ASP using the richness of introduced species. Dotted lines, and equal signs indicate non-separated groups significantly ( $p < 0.05$ , SIMPROFF). View results.

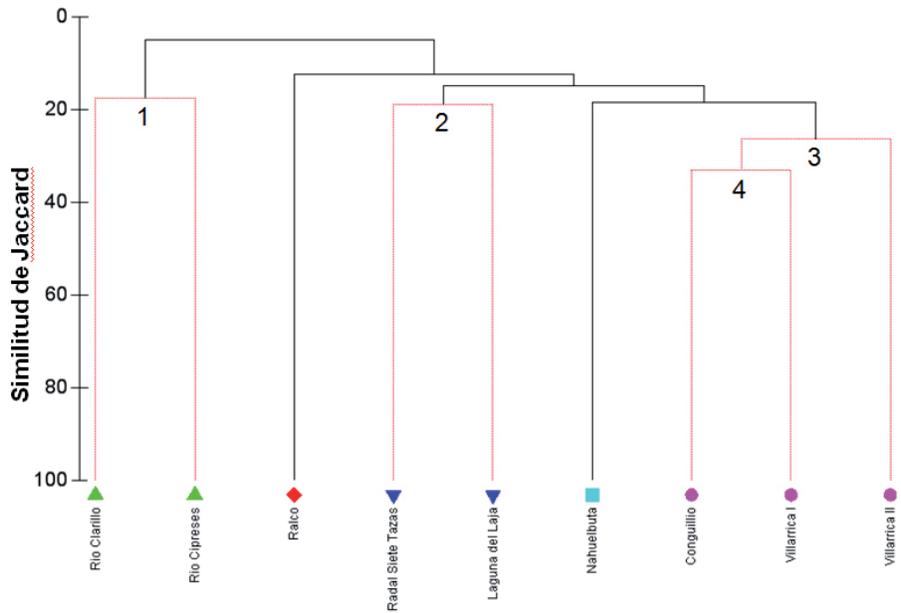


FIGURA 5. Cladograma entre las ASP, utilizando la riqueza de especies nativas. Los clados unidos por líneas punteadas y con igual signo no son significativamente diferentes ( $p < 0,05$ , SIMPROFF). Ver resultados.

FIGURE 5. Cladogram between ASP, using native species richness. Clades connected by dotted lines and with equal sign are not significantly different ( $p < 0.05$ , SIMPROFF). View results.

Cladograma de especies nativas (segundo cladograma en el orden de las figuras) hay cuatro grupos significativos. Uno de ellos agrupa a las ASP de la zona centro-norte (clado 1), Río Clarillo y Río Cipreses, separándose del resto de las ramas con aproximadamente 30% de similitud. El clado 2 agrupa a Radal Siete Tazas y Laguna del Laja. El clado 3 reúne las ASP ubicadas en la zona sur, donde las comunidades de Conguillío y Villarrica I presentan una similitud mayor entre sí (clado 4), las que están relacionadas estrechamente con Villarrica II, constituyéndose en el clado que engloba a las ASP de distribución más austral, las que

se relacionan con Nahuelbuta en un nivel superior, pero no significativamente. El ASP Ralco no presenta asociaciones significativas.

RIQUEZA Y ABUNDANCIA TAXONÓMICA

Las especies introducidas presentan la mayor riqueza (61%) en las familias Poaceae (25 especies), Asteraceae (23 especies), Fabaceae (15 especies) y Rosaceae (10 especies) (Fig. 6A). El 32 % presenta entre siete y dos especies por familia y el 7% tiene sólo una especie por familia.

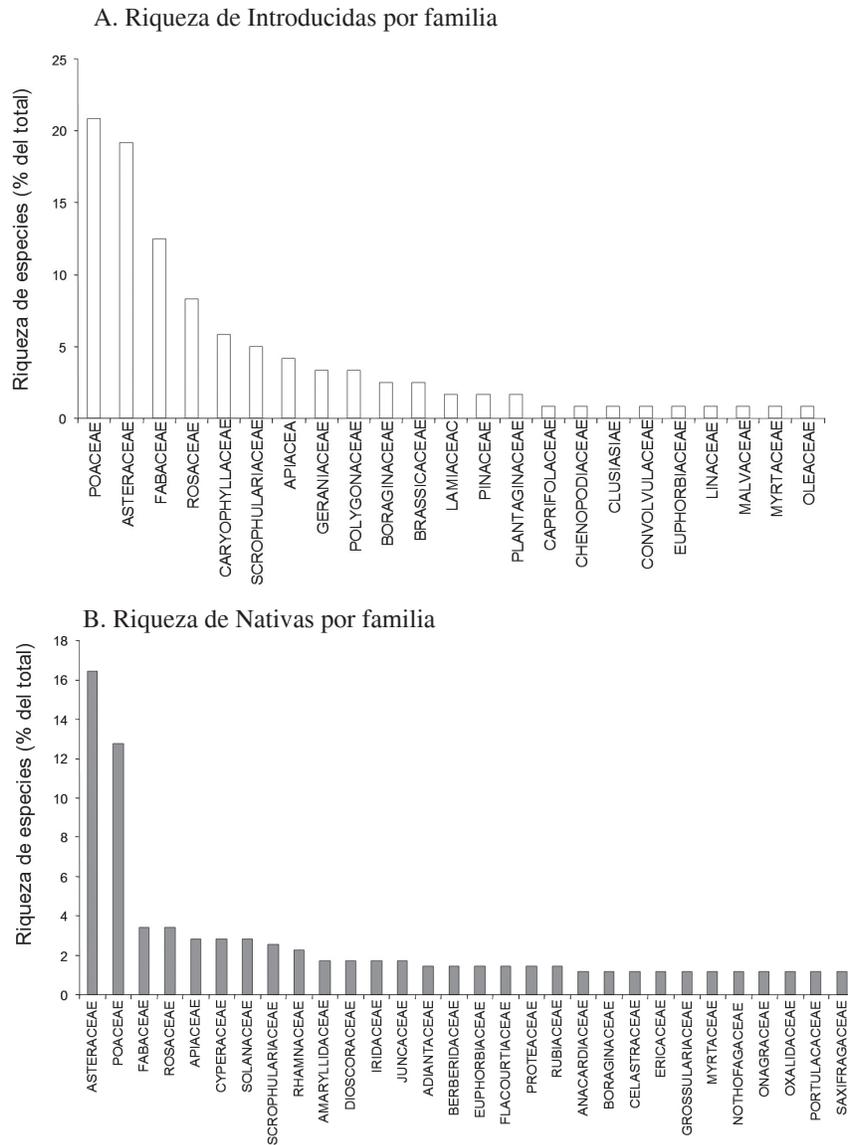


FIGURA 6. Riqueza de especies, representado como el porcentaje del total de especies distintas encontradas en la suma de todos los transectos (nativas e introducidas por separado). (A) Riqueza de introducidas (n=120), (B) Riqueza de nativas (n=353). Se presentan todas las familias en introducidas y para nativas las que tienen al menos cuatro especies.

FIGURE 6. Species richness, as a percentage of total species than found in the sum of all transects (native and introduced separately). (A) Richness of introduced species (n = 120), (B) Richness of native species (n = 353). All families are presented in native, introduced and which have at least four species.

El 36 % de la riqueza de especies nativas se concentra en las familias Asteraceae (58 especies), Poaceae (45 especies), Rosaceae (12 especies) y Fabaceae (12 especies) (Fig. 6B). Las otras 226 especies se encuentran distribuidas de forma homogénea en las otras familias.

Las plantas introducidas presentan la mayor abundancia principalmente en 5 familias: Poaceae, Fabaceae, Asteraceae, Polygonaceae y Rosaceae. La mayor abundancia de especies nativas se concentra en dos de las familias con mayor riqueza de especies a nivel mundial: Poaceae y Asteraceae.

TAXA CONSPICUOS

Las especies introducidas que se presentan con mayor frecuencia en las ASP son: *Rosa rubiginosa* L., *Hypochaeris radicata* L., *Rumex acetosella* L. y *Trifolium glomeratum* L., que están presentes en siete de las nueve áreas de estudio (Fig. 7). Las especies introducidas con mayor abundancia son: *Agrostis castellana* Boiss. & Reut., *Rumex acetosella* L., *Agrostis stolonifera* L., *Aira caryophyllea* L. y *Arrhenatherum elatius* (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl entre otras (Fig. 7).

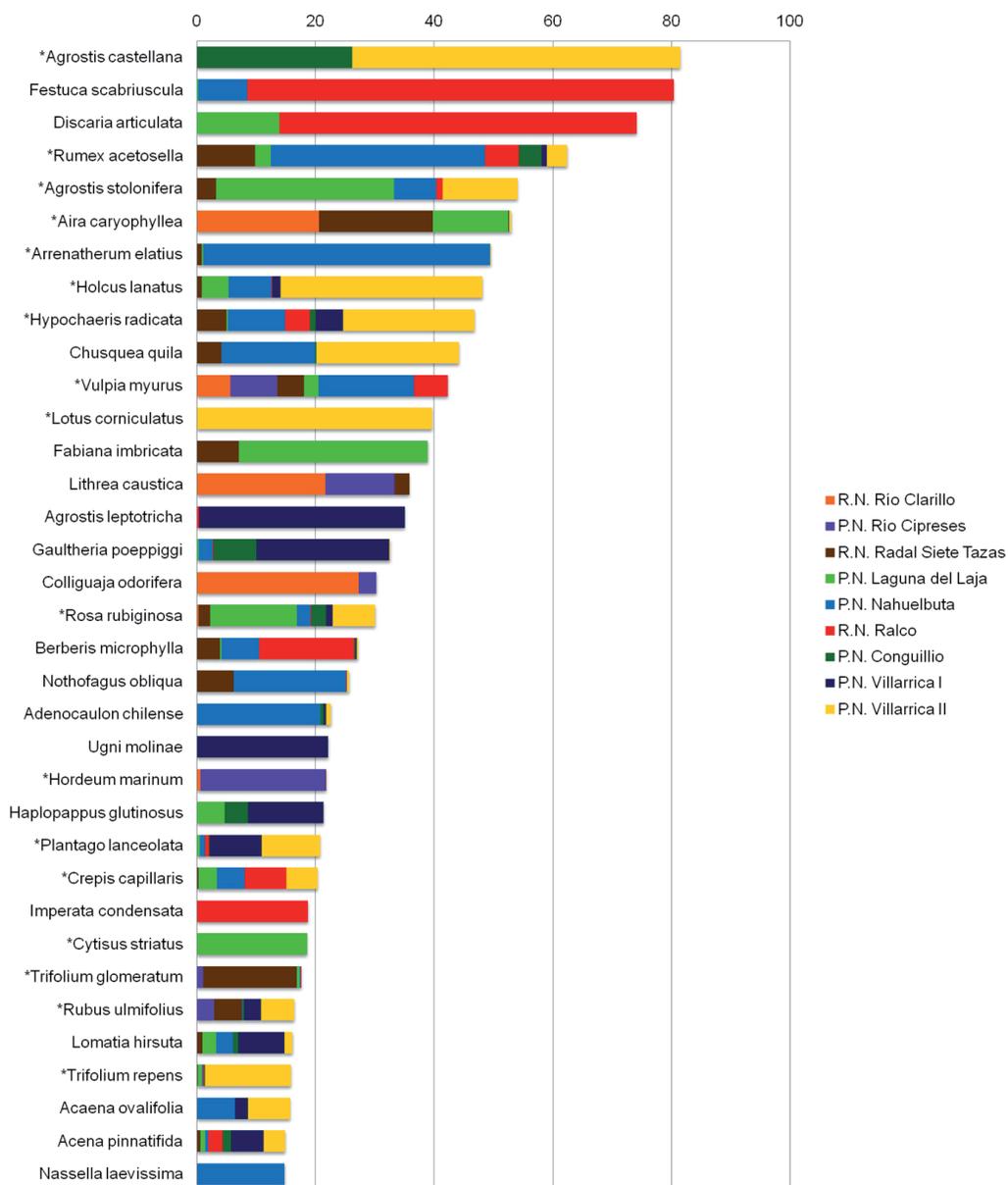


FIGURA 7. Abundancia estandarizada (100%) de las 5 especies introducidas (\*) y nativas más frecuentes en los transectos de las ASP.

FIGURE 7. Standardized abundance (100%) of the 5 most frequent introduced (\*) and natives species in the transects at ASP.

Dentro de las especies nativas, aquellas que presentan mayor representatividad dentro de las ASP son: *Berberis microphylla* G. Forst., *Gaultheria poeppigii* DC., *Festuca scabriuscula* Phil., *Discaria articulata* (Phil.) Miers, *Chusquea quila* Kunth, *Fabiana imbricata* Ruiz & Pav. entre otras (Fig. 7). Sin embargo, a pesar que la abundancia de especies introducidas y nativas es similar, la presencia en las ASP es mayor para las especies introducidas, representando un 12,5 % y las nativas sólo un 4,2%.

## DISCUSIÓN

En general, las ASP se encuentran cumpliendo su función de protección del patrimonio de la flora silvestre, debido a que hay una mayor proporción de especies nativas dentro del parque que fuera de él, y una menor cantidad de especies introducidas en el interior de las ASP. La mayor riqueza de especies introducidas que se concentra en las zonas de Radal Siete Tazas, Laguna del Laja, Nahuelbuta y Villarrica II, se relacionaría con que estos parques tienen una fuerte presión antropogénica y un alto número de visitantes (Tabla I). También se ha observado este patrón en otras áreas protegidas (McDonald *et al.* 1998, Lonsdale 1999), sumado a que Villarrica II y Laguna del Laja son pasos fronterizos hacia Argentina, el acceso vehicular a todos estos sitios es constante en la época estival. La menor riqueza de especies introducidas en los otros parques responde al tipo de suelo volcánico en común (Conguillío y Villarrica I), y al difícil acceso de visitantes como ocurre en Ralco y en Río Cipreses.

Las especies introducidas crecen en mayor frecuencia fuera del parque y en la orilla del camino. Las ASP siguen manteniendo una mayor abundancia de especies nativas en su interior. La mayor abundancia de introducidas se corresponde con los sitios que presentan una mayor afluencia de visitantes y de un fácil acceso vehicular, como es el caso de Villarrica II, lo que ha quedado demostrado que carreteras y caminos son importantes en la extensión de especies introducidas en otros estudios en Chile (Arroyo *et al.* 2000, Pauchard & Alaback 2004, Teillier *et al.* 2010).

La similitud florística entre comunidades es mayor entre las especies introducidas, denotando una evidencia de homogeneización en el paisaje. Esto ya ha sido planteado como una de las consecuencias de las invasiones (McKinney 2004a, 2004b, Castro *et al.* 2007, Lambdon *et al.* 2008b), indicando la capacidad de las especies introducidas a adaptarse a diversos tipos vegetacionales y utilizando sitios disponibles donde no crecen especies nativas. A escalas locales o regionales, la singularidad biótica se está perdiendo debido al rápido movimiento de las especies (Sax & Gaines 2003).

A nivel de escala de paisaje, la agrupación de las comunidades entre ASP se concentran principalmente de acuerdo a zonas geográficas, donde las ASP ubicadas en

la zona más mediterránea (Río Clarillo y Río Cipreses) se agrupan en un clado significativo en el caso de especies introducidas y nativas. También aquellas ASP de ubicación más austral como es el caso de Conguillío y Villarrica I y II forman clados significativos. En el caso de las especies introducidas, aquellas ASP ubicadas en la zona intermedia del centro-sur comparten un clado en común, sin embargo para las especies nativas las ASP Ralco y Nahuelbuta no forman parte de este conglomerado, debido probablemente a la particular formación boscosa de la comunidad, dominada en gran parte por *Araucaria araucana*.

La riqueza taxonómica y la abundancia de especies introducidas se concentran en su mayoría en las familias Poaceae, Asteraceae, Fabaceae y Rosaceae. Esto coincide con otros estudios realizados (Binggeli 1996, Daehler 1998, Pyšek 1998, Wu 2004, Teillier *et al.* 2010), y corresponden a su vez a las familias con un mayor número de representantes a nivel mundial, colonizando muchos tipos de hábitats distintos y presentando una diversidad de atributos que las convierten en taxa introducidas más exitosas (Baker 1965, Rejmánek 1996, Dukes & Mooney 1999). El mismo patrón se encuentra en las especies nativas, con la diferencia que el número de especies en estas familias es menor, y por tanto la distribución de las especies se concentra más heterogéneamente entre otras familias. Dentro de las especies más abundantes, las introducidas están sobrerrepresentadas con un 12,5%, considerando que sólo constituyen un 25% de la flora total. Esto indicaría que las especies introducidas son más exitosas en dominar los distintos tipos vegetacionales. Respecto a este 25% es menor al 27% encontrado para Chile central (Arroyo *et al.* 2000) y al 34% en la zona occidental de Valparaíso (Teillier *et al.* 2010), ambas zonas expuestas a alta perturbación.

Las especies introducidas que se encuentran con mayor frecuencia y abundancia son *Rumex acetosella*, *Aira caryophyllea*, *Agrostis stolonifera*, *Hypochaeris radicata*, *Rosa rubiginosa* y *Crepis capillaris*, entre otras. Estas especies las encontramos en muchas de las ASP y podrían considerarse como dominantes. Pero su distribución se restringe principalmente a la orilla del camino, penetrando en pocas ocasiones y en baja cantidad a bosques prístinos. Su mayor frecuencia al interior se observó en sitios donde existe circulación de ganado.

En este trabajo se revelan los patrones de distribución, tanto de especies introducidas como nativas, y cómo estos patrones responden a diversos aspectos de perturbación humana, al comparar la riqueza de especies entre áreas naturales protegidas y áreas intervenidas. Las especies introducidas presentan un patrón de distribución más definido que las especies nativas, quedando en claro que el ensamble de especies introducidas se distribuye en forma continua y abundante a orilla de caminos, demostrando el rol de los caminos como vectores de propágulos (Arroyo *et al.* 2000, D'Antonio *et al.* 2000, Parendes & Jones 2000,

Pauchard & Alaback 2004, Arévalo *et al.* 2005, Teillier *et al.* 2010, Seipel *et al.* 2012). A su vez, que las comunidades obedecen a una composición taxonómica en común, según sea el gradiente biogeográfico en el que están insertas, y la tasa de homogeneización entre estas comunidades es alta.

## AGRADECIMIENTOS

A CONAF y a los guardaparques de cada unidad por la colaboración en terreno. A Vicente García, Darío Moreira y Andrea Suardo por la ayuda en la recolección de datos en terreno. Estudio financiado por Fondecyt 1040528 y Proyectos del Instituto de Ecología y Biodiversidad ICM P05-002 y CONICYT PFB-23.

## LITERATURA CITADA

- ALSTON, K.P. & D.M. RICHARDSON. 2006. The roles of habitat features, disturbance, and distance from putative source populations in structuring alien plant invasions at the urban/wildland interface on the Cape Peninsula, South Africa. *Biological Conservation* 132(2):183-198.
- ARÉVALO, J.R., J.D. DELGADO, R. OTTO, A. NARANJO, M. SALAS & J.M. FERNÁNDEZ-PALACIOS. 2005. Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 7: 185-202.
- ARROYO, M.T.K., C. MARTICORENA, O. MATTHEI & L. CAVIERES. 2000. Plant invasions in Chile: Present patterns and future predictions. In: H.A. Mooney & R.J. Hobbs (eds.), *Invasive species in a changing world*: 385-421. Island Press, Washington, D.C.
- BAKER, H.G. 1965. Characteristics and modes of origin of weeds. In: H.G. Baker & G.L. Stebbins (eds.), *The genetics of colonizing species*: 147-172. Academic Press, New York.
- BINGGEL, P. 1996. A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science* 7: 121-124.
- CASTRO, S.A., M. MUÑOZ & F.M. JAKSIC. 2007. Transit towards floristic homogenization on oceanic islands in the south-eastern Pacific: comparing pre-European and current floras. *Journal of Biogeography* 34: 213-222.
- CLARKE, K.R. & R.N. WARWICK. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2<sup>nd</sup> edition. Primer v6: User Manual/Tutorial Primer-E. Plymouth, United Kingdom.
- DAEHLER, C.C. 1998. The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation* 84: 167-180.
- D'ANTONIO, C.M., J.T. TUNISON & R.K. LOH. 2000. Variation in the impact of exotic grasses on native plant composition in relation to fire across an elevation gradient in Hawaii. *Austral Ecology* 25: 507-522.
- DI CASTRI, F. 1991. An ecological overview of the five regions of the world with Mediterranean climate. In: R.H. Groves & F. di Castri (eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions*: 3-15. Cambridge University Press, Cambridge.
- DUKES, J.S. & H.A. MOONEY. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14(4): 135-139.
- ERVIN, J. 2003. Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *Bioscience* 53: 833-841.
- FIGUEROA, J.A., S.A. CASTRO, P.A. MARQUET & F.M. JAKSIC. 2004. Exotic plant invasions to the mediterranean region of Chile: causes, history and impacts. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 465-483.
- FOX-CROFT, L.C., V. JAROSIK, P. PYSEK, D.M. RICHARDSON & M. ROUGET. 2011. Protected-Area Boundaries as Filters of Plant Invasions. *Conservation Biology* 25: 400-405.
- FUENTES, N., A. PAUCHARD, P. SANCHEZ, J. ESQUIVEL & A. MARTICORENA. 2012. A new comprehensive database of alien plants species in Chile base on herbarium records. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-012-0334-6.
- IPNI. 2004. The International Plants Names Index. <http://www.ipni.org/>, [http://www.ipni.org/ipni/query\\_ipni.html](http://www.ipni.org/ipni/query_ipni.html) (visitado en febrero de 2008).
- JIMÉNEZ, A., A. PAUCHARD, L.A. CAVIERES, A. MARTICORENA & R.O. BUSTAMANTE. 2008. Do climatically similar regions contain similar alien floras? A comparison between the mediterranean areas of central Chile and California. *Journal of Biogeography* 35: 614-624.
- LAMBON, P.W., P. PYSEK, C. BASNOU, M. HEJDA, M. ARIANOUTSOU, F. ESSL, V. JAROŠIK, J. PERGL, M. WINTER, P. ANASTASIU, P. ANDRIOPOULOS, I. BAZOS, G. BRUNDU, L. CELESTI-GRAPOW, P. CHASSOT, P. DELIPETROU, M. JOSEFSSON, S. KARK, S. KLOTZ, Y. KOKKORIS, I. KÜHN, H. MARCHANTE, I. PERGLOVÁ, J. PINO, M. VILA, A. ZIKOS, D. ROY & P. HULME. 2008a Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149.
- LAMBON, P.W., F. LLORET & P.E. HULME. 2008b. Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. *Diversity and Distributions* 14: 774-785.
- LONSDALE, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522-1536.
- MCDONALD, I.A.W., D.M. GRABER, S. DE BENEDETTI, R.H. GROVES & E.R. FUENTES. 1998. Introduced species in nature reserves in Mediterranean-type climatic regions of the world. *Biological Conservation* 44: 37-66.
- MATTHEI, O. 1995. *Manual de las malezas que crecen en Chile*. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 545 pp.
- MCINTYRE, S. & S. LAVOREL. 1994. How environmental and disturbance factors influence species composition in temperate Australian grasslands. *Journal of Vegetation Science* 5(3): 373-384.
- MCKINNEY, M.L. 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. *Diversity and Distributions* 8: 311-318.
- MCKINNEY, M.L. 2004a. Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of sampling and exotic species richness. *Biological Invasions* 6: 495-504.

- McKINNEY, M.L. 2004b. Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 13: 47-53.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. New York. 574 pp.
- PARENDES, L.A. & J.A. JONES. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 65-74.
- PAUCHARD, A. & P.B. ALABACK. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conservation Biology* 18: 238-248.
- PAUCHARD, A., C. KUEFFER, H. DIETZ, C.C. DAEHLER, J. ALEXANDER, P.J. EDWARDS, J.R. ARÉVALO, L.A. CAVIERES, A. GUIAN, S. HAIDER, G. JAKOBS, K. McDUGALL, C.I. MILLAR, B.J. NAYLOR, C.G. PARKS, L.J. REW & T. SEIPEL. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 479-486.
- PYSEK, P. 1998. Is there a taxonomic pattern to plant invasions? *Oikos* 82: 282-294.
- REJMÁNEK, M. 1996. A theory of seed plant invasiveness: The first sketch. *Biological Conservation* 78: 171-181.
- REJMÁNEK, M., C.D. THOMSEN & I.D. PETERS. 1991. Invasive vascular plants of California. In: R.H. Groves & F. di Castri (eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions* 81-101. Cambridge University Press.
- RODGERS, J.C. & K.C. PARKER. 2003. Distribution of alien plant species in relation to human disturbance on the Georgia Sea Islands. *Diversity and Distributions* 9: 385-398.
- SANTIBÁÑEZ, F. & J. URIBE. 1993. Atlas agroclimático de Chile, regiones VI, VII, VIII y IX. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago, Chile. 99 pp.
- SAX, D.F. & S.D. GAINES. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* 18(11): 561-566.
- SEIPEL, T., C. KUEFFER, L.J. REW, C.C. DAEHLER, A. PAUCHARD, B.J. NAYLOR, J.M. ALEXANDER, P.J. EDWARDS, C.G. PARKS, J.R. AREVALO, L.A. CAVIERES, H. DIETZ, G. JAKOBS, K. McDUGALL, R. OTTO & N. WALSH. 2012. Processes at multiple scales affect richness and similarity of non-native plant species in mountains around the world. *Global Ecology and Biogeography* 21: 236-246.
- SHEA, K. & P. CHESSON. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 170-176.
- SIMBERLOFF, D. 1970. Taxonomic diversity of island biotas. *Evolution* 24: 23-47.
- STEVENS, P.F. 2001 Onwards. Angiosperm Phylogeny Website. Version 7, May 2006. 525 <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>.
- TEILLIER, S., J.A. FIGUEROA & S.A. CASTRO. 2010. Especies exóticas de la vertiente occidental de la Cordillera de la Costa, Provincia de Valparaíso, Chile central. *Gayana Botánica* 67(1): 27-43.
- TROMBULAK, S.C. & C.A. FRISSELL. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14(1): 18-30.
- TROPICOS.ORG. Missouri Botanical Garden. 20 Feb 2008 <http://www.tropicos.org>.
- TYSER, R.W. & C.A. WORLEY. 1992. Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in glacier national-park, Montana (USA). *Conservation Biology* 6(2): 253-262.
- WEBB, C. 2000. Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. *The American Naturalist* 156: 145-155.
- WEBER, E.F. 1997. The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. *Journal of Vegetation Science* 8: 565-572.
- WEBER, E., S.G. SUN & B. LI. 2008. Invasive alien plants in China: diversity and ecological insights. *Biological Invasions* 10: 1411-1429.
- WU, S.H., C.F. HSIEH, S.M. CHAW & M. REJMÁNEK. 2004. Plant invasions in Taiwan: Insights from the flora of casual and naturalized alien species. *Diversity and Distributions* 10: 349-362.
- ZULOAGA, F.O., O. MORRONE & M.J. BELGRANO (eds.). 2008. Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay), en *Monographs of the Missouri Botanical Garden*, n° 107 (vol. 1 Pteridophyta, Gymnospermae y Monocotyledoneae; vol. 2 Dicotyledoneae: A-F; vol. 3 Dicotyledoneae: F-Z. 3348 pp.

Recibido: 24.05.12  
Aceptado: 30.01.13