

IMPACTOS DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN BOSQUES PANTANOSOS DEL CENTRO-SUR DE CHILE

JONATHAN URRUTIA-ESTRADA^{1,2*}, ANDRÉS FUENTES-RAMÍREZ³, FRANCISCO CORREA-ARANEDA⁴ y ENRIQUE HAUENSTEIN¹

Summary: Impacts of fragmentation on floristic composition of swamp forests in south-central Chile. The swamp forests of south-central Chile have been greatly altered by the fragmentation of the landscape, which is mainly derived from anthropogenic activities. Despite their high ecological and conservation value for the biodiversity, these ecosystems have been scarcely studied. The main goal of this study was to evaluate the richness of vascular plants in different fragments of swamp forests in the Araucanía region (38° S, Chile). A total of 11 fragments were studied, in which edge and core zones were defined. Floristic transects were established, and we recorded and identified all species of vascular plants. Differences in the floristic composition between the edge and the core zones were determined, and we performed a GLM to model the response of species richness according to the area of the fragments and the geographical origin of the plants. A total of 123 species of plants were found across all fragments, of which 76 were native and 47 were non-native species. The floristic composition differs significantly between edge and core zones, and the GLM revealed that species richness is influenced by the area of the fragments and the geographical origin of the plants. Our study concludes that the size of the fragments, as well as by the characteristics of the surrounding matrix are fundamental variables that influence the floristic composition of swamp forests in south-central Chile.

Key words: Edge zone, core zone, richness, native species, non-native species, anthropogenic matrix, fragment size.

Resumen: Los bosques pantanosos del centro-sur de Chile han sido fuertemente alterados por la fragmentación del paisaje, derivada principalmente de actividades antrópicas. A pesar de su alto valor ecológico y de conservación para la biodiversidad, estos ecosistemas han sido poco estudiados. El objetivo de este estudio fue evaluar la riqueza de plantas vasculares en distintos fragmentos de bosque pantanoso de la región de La Araucanía (38° S, Chile). Se estudiaron 11 fragmentos en total, en los cuales se definieron zonas de borde y núcleo. Se levantaron transectos florísticos y se identificaron todas las especies de plantas vasculares. Se determinaron diferencias en la composición florística entre el borde y núcleo, y se realizó un GLM para modelar la respuesta de la riqueza de especies en función de la superficie de los fragmentos y el origen geográfico de las plantas. Los resultados mostraron un total de 123 especies de plantas, de las cuales 76 son nativas y 47 son no-nativas. La composición florística difiere significativamente entre zonas de borde y núcleo, y la riqueza de especies está influenciada por la superficie de los fragmentos y el origen geográfico de las plantas. Nuestro estudio concluye que el tamaño de los fragmentos y las características de la matriz circundante son variables fundamentales que influyen la composición florística de los bosques pantanosos en el centro-sur de Chile.

Palabras clave: Zona borde, zona núcleo, riqueza, especies nativas, especies no-nativas, matriz antropogénica, tamaño de los fragmentos.

¹ Escuela de Ciencias Ambientales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

² Laboratorio de Invasiones Biológicas, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

³ Laboratorio de Biometría, Departamento de Ciencias Forestales, Universidad de La Frontera, Casilla 54-D, Temuco, Chile.

⁴ Laboratorio de Ecotoxicología, Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Casilla 160-C, Concepción, Chile.

Autor de correspondencia: jurrutiaestrada@gmail.com

INTRODUCCIÓN

Los bosques templados del sur de Sudamérica son mundialmente reconocidos como un hotspot de la biodiversidad global (Armesto *et al.*, 1998), debido principalmente a los altos niveles de biota endémica que en ellos existe, y también a las amenazas a las cuales se encuentran expuestos (Myers *et al.*, 2000). En las últimas décadas, sin embargo, estos ecosistemas han sido fuertemente alterados debido a procesos históricos de habilitación de terrenos para agricultura, ganadería y plantaciones forestales (San Martín *et al.*, 1988; Armesto *et al.*, 1998), generando procesos de fragmentación a gran escala. Además, en muchos de estos bosques ha existido una extracción constante y creciente de leña y otros productos forestales para uso doméstico, lo que ha modificado de manera considerable la estructura vegetacional del bosque (Benfield *et al.*, 2005; Walters, 2005). Todos estos procesos de degradación (histórica y reciente) han derivado en un aumento de la fragmentación del bosque, y en consecuencia de los hábitats que provee, situación considerada en la actualidad como una de las principales amenazas para la conservación de la biodiversidad (Fischer & Lindenmayer, 2007).

La degradación del hábitat puede ocurrir tanto en ambientes continuos como en bosques fragmentados, y los efectos sobre los mismos se reflejan en su biodiversidad (i.e., disminución de la riqueza florística) y cambios estructurales (i.e., densidad, área basal), los cuales ocurren a raíz de actividades de despeje, tala selectiva, pastoreo de ganado e incendios forestales (Lindenmayer & Fischer, 2006). En tal sentido, son los fragmentos más pequeños los mayormente afectados (Melo *et al.*, 2016), donde dichas acciones tienen mayor impacto (Cochrane, 2001; Hobbs, 2001; Jaña *et al.*, 2007). Lo anterior se debe principalmente a que dichos fragmentos se encuentran rodeados por amplias matrices agrícolas, cultivos forestales y/o caminos, las cuales actúan como fuentes y vectores de especies exóticas, que paulatinamente se establecen al interior de los fragmentos de bosque nativo (Hobbs, 2001; With, 2002).

La fragmentación del bosque a menudo se relaciona con importantes cambios en la comunidad vegetal, tales como disminución de la riqueza y abundancia de especies nativas (Echeverría *et al.*, 2007; Schmitt *et al.*, 2010), y al mismo tiempo un

incremento en la proporción de plantas introducidas (Pauchard & Alaback, 2004; Sax *et al.*, 2005). Los cambios en la composición de especies (i.e., nativas vs. no-nativas) están en directa relación con los cambios micro-ambientales que se generan en los bordes de los fragmentos a medida que el proceso de fragmentación avanza. Estos cambios incluyen, el incremento en la intensidad lumínica, el aumento de temperatura y la liberación potencial de recursos en el suelo (Hobbs, 2001). Una consecuencia importante de la disminución de especies nativas en ambientes fragmentados es la potencial reducción de la resistencia biótica frente a procesos de invasiones biológicas (Brothers & Spingarn, 1992). Adicionalmente, se ha demostrado que los bosques fragmentados son fácilmente invadidos por especies exóticas, especialmente si son de tamaño reducido (Fuentes-Ramírez *et al.*, 2010). De esta manera, un disturbio ambiental, como lo es la apertura del dosel debido a floreo o tala selectiva, puede crear condiciones micro-ambientales óptimas para la germinación y establecimiento de especies no-nativas, las que potencialmente pueden convertirse en invasoras (Sakai *et al.*, 2001). Tanto la fragmentación, como el cambio composicional de especies pueden poner en riesgo la estabilidad del ecosistema y su sustentabilidad en el tiempo, ya que se ha demostrado que las especies no-nativas, una vez establecidas pueden ser más exitosas en la competencia por recursos bajo condiciones de perturbación (With, 2004), lo que favorece aún más los potenciales procesos de invasión y degradación del bosque nativo (Sakai *et al.*, 2001; Teo *et al.*, 2003).

Los bosques pantanosos del centro-sur de Chile son ecosistemas importantes y de alto valor de conservación, ya que actúan como áreas de amortiguamiento (*buffer*) en periodos de inundación, protegen las napas freáticas de la radiación solar, y aportan suministro de agua para consumo en localidades rurales (Mitsch & Gosselink, 2007). Además, en la región de La Araucanía estos bosques presentan un fuerte acervo cultural, principalmente con el pueblo Mapuche, ya que son entendidos como lugares sagrados en donde habitan energías o fuerzas naturales y espirituales, son fuente importante de plantas medicinales y se les considera como lugares de nacimiento de agua (vertientes), (Correa-Araneda *et al.*, 2011). Por último, los bosques pantanosos albergan un

número importante de especies de flora y fauna, algunas de las cuales presentan graves problemas de conservación. En este grupo destaca la güiña (*Leopardus guigna*) y el huillín (*Lontra provocax*), cuyas categorías corresponden a "Vulnerable" y "En Peligro", respectivamente (IUCN, 2010).

En Chile, a la fecha no existen estudios que relacionan la fragmentación del hábitat con la riqueza de plantas vasculares en ecosistemas de bosques pantanosos. Sólo para bosques templados andinos (e.g., bosques de *Nothofagus*) se ha demostrado que la fragmentación afecta de manera negativa la riqueza y abundancia de plantas nativas (Rojas *et al.*, 2011). Más aún, es escaso el conocimiento que existe hoy en día respecto de los impactos de disturbios generados por actividades antrópicas sobre los ecosistemas naturales en la región de La Araucanía, y en particular en bosques pantanosos de la depresión central y el área costera (Hauenstein *et al.*, 2014). Así, el objetivo principal de este trabajo fue: (i) evaluar la riqueza de especies de plantas vasculares en fragmentos de bosques pantanosos de la región de La Araucanía, determinando el potencial cambio en la composición florística entre zonas de borde y núcleo de los fragmentos; y (ii) establecer relaciones entre el tamaño de los fragmentos y la presencia de especies de plantas nativas y no-nativas. Un elemento particular de esta investigación es que se ha llevado a cabo en un área altamente degradada por distintas actividades antrópicas y la información actual que se tiene del bosque pantanoso remanente aún es limitada, siendo muy necesaria para la toma de decisión en el manejo y conservación de estos ecosistemas. En esta investigación se hipotetiza que (i) los fragmentos más pequeños albergarán una mayor riqueza de especies no-nativas, en tanto que en los fragmentos más grandes habrá mayor cantidad de especies nativas; y (ii) que el borde los fragmentos exhibirá una mayor proporción de especies no-nativas, mientras que el núcleo presentará un predominio de especies nativas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los fragmentos de bosque pantanoso estudiados se distribuyen en la depresión central y el borde costero de la región de La Araucanía, en el

centro-sur de Chile (38° S; Fig. 1). Estos bosques corresponden a la asociación vegetal *Blepharocalyo-Myrceugenetium exsuccae* (Oberdorfer, 1960), se caracterizan por ser siempreverdes, presentan sólo un estrato vertical y desarrollan un dosel arbóreo cerrado (Ramírez *et al.*, 1995). Los bosques pantanosos son considerados como vegetación azonal, ya que su presencia depende principalmente de variables edáficas y microclimáticas (San Martín *et al.*, 1990). Estos bosques generalmente ocupan suelos con mal drenaje, dependiendo del aporte de aguas subterráneas (Villa-Martínez & Villagrán, 1997). Más antecedentes respecto de la flora, vegetación y estructura de estos sistemas boscosos pueden ser consultados en Ramírez *et al.* (1983), Correa-Araneda *et al.* (2011) y Urrutia & Hauenstein (2017).

Los fragmentos seleccionados para el presente estudio, varían en superficie, perímetro y uso de suelo de la matriz circundante (Tabla 1). En relación a la caracterización de los fragmentos, se tiene que el fragmento de Petrengo posee la mayor superficie con 136,1 ha y el mayor perímetro con 739,7 km. Por el contrario, el fragmento de Molonhue muestra la superficie más pequeña con 4,1 ha y un perímetro de 55,7 km. El uso de suelo predominante de las microcuencas asociadas a los fragmentos estudiados corresponde en su mayoría a cultivos agrícolas (6.874,5 ha), le siguen las plantaciones forestales (1.045,3 ha) y finalmente el renoval de bosque nativo (754,3 ha).

Diseño de muestreo y colecta de datos

Se trabajó con un total de 11 fragmentos, cuyo criterio principal de selección fue la superficie (en ha) de cada uno. De este modo, se estableció un gradiente ambiental considerando el tamaño de los fragmentos, el cual va desde las 4 ha para el más pequeño hasta las 136 ha para el más grande. La distancia mínima entre cada uno de los fragmentos fue de 9 km, y fueron delimitados a través de imágenes satelitales georreferenciadas provenientes de Google Earth, siguiendo la metodología propuesta por Visser *et al.* (2014). A partir de lo anterior, se caracterizó cada uno de los fragmentos respecto de su superficie, perímetro y usos de suelo de las respectivas microcuencas aledañas. Los procedimientos antes descritos se llevaron a cabo con el programa ArcGis 9.3.

En cada uno de los fragmentos se definieron dos zonas de muestreo: borde y núcleo. El borde fue

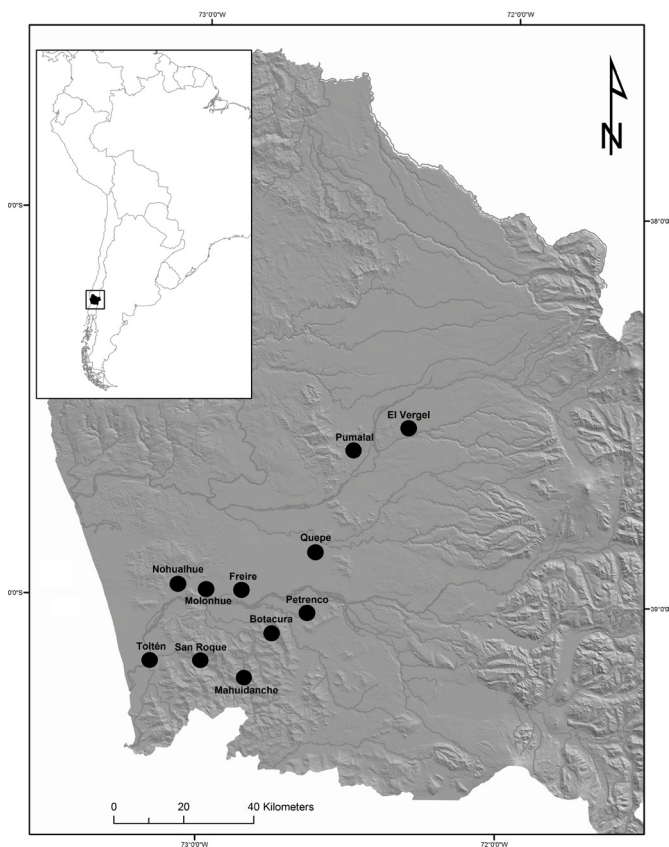


Fig. 1. Mapa de ubicación de los 11 fragmentos de bosque pantanoso considerados en este estudio en la región de La Araucanía, Chile.

definido como una banda perimetral que se inicia desde la orilla de cada fragmento hasta ca. 50 m al interior del mismo. Para efectos de este trabajo, la zona borde fue determinada en base a los estudios de Euskirchen *et al.* (2001), McDonald & Urban (2006) y Watkins *et al.* (2003), los cuales señalan que los efectos del borde en la composición de especies de plantas son mayormente evidentes en la franja de 5-30 m que va desde la orilla al interior del fragmento. La zona núcleo en tanto, fue definida como la porción central de cada fragmento, para cada uno de ellos la distancia mínima entre el borde y el núcleo fue de 500 m.

Al interior de cada zona de muestreo (borde y núcleo) se realizaron levantamientos florísticos, a través de un transecto de 500 m de largo por 2 m de ancho. En el caso de las zonas de borde, el transecto se orientó en manera longitudinal y dentro de los primeros 20 m de la orilla del fragmento. Para el

caso de las zonas de núcleo, el transecto se ubicó al centro del fragmento, lo cual aseguraba la mayor lejanía posible respecto del borde. En cada transecto de muestreo se identificaron todas las especies de plantas vasculares presentes, obteniendo de esta manera la riqueza específica por fragmento y por zona (i.e., borde y núcleo). Con la información registrada se elaboró un listado florístico, el cual incluye para cada especie su nombre científico, autor, familia botánica y origen geográfico. La nomenclatura y clasificación de las especies de plantas incluidas en el catálogo fue extraída de Zuloaga *et al.* (2008). El origen geográfico de las especies no-nativas se obtuvo de Matthei (1995) y Fuentes *et al.* (2014).

Análisis de datos

Con los datos de riqueza de plantas se construyó una matriz preliminar de presencia/ausencia

Tabla 1. Caracterización morfométrica de los fragmentos boscosos estudiados y uso de suelo de la matriz circundante. SF: superficie fragmento (ha), PF: perímetro fragmento (km), CU: cultivos agrícolas (ha), RN: renovación de bosque nativo (ha), PE: plantación forestal exótica (ha).

Fragmento	SF	PF	CU	RN	PE
Botacura	51.8	299.3	464.6	128.9	158.6
El Vergel	49.3	459.1	664.2	22	321.8
Freire	32	360.2	863.5	36.8	2.4
Mahuidanche	120.6	359.6	292.1	138.1	219.8
Nohualhue	65.1	479.4	779	68.8	34.7
Petrenco	136.1	739.7	757.1	78.6	96.3
Pumalal	41.5	218.4	445.8	58.6	120.8
Quepe	68.5	552.7	956.5	41.2	5
San Roque	121	529.8	534.6	100.5	68.7
Toltén	69	641.4	727.9	53.3	15
Molonhue	4.1	55.7	388.8	27.2	1.9

(representada con valores 1 y 0, respectivamente), a partir de la cual se calculó una matriz de semejanza utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Con esta información se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS), que permitió visualizar gráficamente una potencial agrupación de los fragmentos estudiados según las zonas de borde y núcleo. Se realizó también un análisis de similitud florística (ANOSIM) de una vía, para determinar posibles diferencias estadísticas en la composición de especies utilizando las zonas borde y núcleo como factor predictor. Adicionalmente, se llevó a cabo una prueba de porcentaje de similitud (SIMPER), con la cual fue posible conocer las principales especies responsables en determinar diferencias en la composición florística entre las zonas de borde y núcleo de los fragmentos. Todos los análisis mencionados anteriormente se realizaron con el programa Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2006).

Para determinar diferencias estadísticas en la riqueza media de especies nativas y no-nativas entre las zonas de borde y núcleo, se realizó un ANOVA de dos vías considerando como factores predictores la zona (i.e., borde y núcleo) y el origen geográfico de las especies (i.e., nativa y no-nativa). Posteriormente, se llevó a cabo una prueba de

Tukey con $\alpha = 0,05$ para determinar diferencias significativas entre los grupos. Este análisis fue hecho usando la función *aov* en el programa estadístico R (R Core Team, 2016).

Por último, se construyó un modelo lineal generalizado (GLM) para predecir la respuesta de la riqueza de especies en función del origen geográfico de las mismas (variable predictora categórica) y la superficie de los fragmentos (variable predictora continua). Este análisis fue realizado en R usando la función *glm* (R Core Team, 2016). Tanto para las pruebas de ANOVA como para el GLM se realizaron pruebas previas de normalidad y homocedasticidad de varianza usando el test de Shapiro y Levene, respectivamente, ambos implementados en el programa R.

RESULTADOS

Se identificó un total de 123 especies de plantas vasculares en todos los fragmentos estudiados (Apéndice 1), las cuales se distribuyen en 104 géneros y 56 familias. Según su origen geográfico, 76 de ellas son nativas y 47 son no-nativas. Este último grupo se compone de dos especies procedentes de África, dos de Asia, dos de Oceanía, tres de Eurasia,

tres de Sudamérica, cinco de Norteamérica y 30 de Europa (Apéndice 1). Del espectro florístico total, se registraron especies en las zonas de borde, de las cuales 59 son exclusivas para esta condición. Para la zona núcleo en tanto, se identificaron 64 especies, siendo 23 de ellas exclusivas a esta condición. Del total de taxa registrados en el borde, 46 son no-nativos y 54 son nativos (46 y 54 % respectivamente). En el núcleo, 17 son no-nativos y 47 son nativos (26 y 74 % respectivamente). Cabe señalar además que hay 16 especies comunes a ambas zonas, todas las cuales son no-nativas. Las especies más frecuentes en el borde fueron *Cyperus eragrostis*, *Lotus pedunculatus* y *Rubus constrictus*, las cuales aparecieron en todos los fragmentos estudiados. En la zona núcleo en tanto, la especie más frecuente fue *Myrceugenia exsucca*, especie nativa de hábito arbóreo, la cual estuvo presente en los 11 fragmentos estudiados.

El fragmento con la mayor riqueza total fue Petreco con 47 especies, en tanto que la menor se obtuvo en Nohualhue con 31 especies. Los fragmentos de Pumalal y Toltén presentaron la mayor y menor riqueza de especies en el borde, con 36 y 22 especies, respectivamente. Los fragmentos de El Vergel y Petreco presentaron la mayor riqueza de especies en el núcleo, con 24 especies cada uno, situación distinta lo que ocurre en Quepe donde sólo se registraron nueve especies en el núcleo (Tabla 2).

El análisis de nMDS muestra una separación entre las zonas de borde y núcleo (Fig. 2), la cual dice relación con una diferencia significativa en la composición florística entre ambas zonas. Este resultado es confirmado por la prueba de ANOSIM (R global= 0,75; p = 0,001) y el análisis SIMPER, el cual indica una disimilitud florística del 77 % entre el borde y el núcleo de los fragmentos. Las principales especies responsables de esta diferencia son *Lotus pedunculatus*, *Ranunculus repens*, *Synammia feuillei*, *Juncus procerus* y *Holcus lanatus* (Tabla 3).

La riqueza de especies nativas y no-nativas difiere significativamente en las zonas de núcleo (p < 0,001), sin embargo no ocurre lo mismo para las zonas de borde (Fig. 3). Del mismo modo, la riqueza de especies no-nativas entre las zonas de borde y núcleo es estadísticamente distinta (p < 0,001), patrón que no se repite para la riqueza de especies nativas (Fig. 3).

Finalmente, el análisis GLM muestra que tanto la superficie de los fragmentos (p < 0,05), como el

origen geográfico de las plantas (p < 0,001), influyen en la riqueza florística. Además, la superficie de los fragmentos muestra una relación positiva con la riqueza de especies nativas, pero negativa para especies no-nativas (R^2 = 0,70; Fig. 4).

DISCUSIÓN

En el presente estudio se muestra un claro efecto de la fragmentación sobre la comunidad de plantas en los bosques pantanosos del centro-sur de Chile, ya que se observó una mayor proporción de especies no-nativas en fragmentos más pequeños, y por el contrario una mayor proporción de especies nativas en fragmentos más grandes. Estos resultados confirman la hipótesis (i) planteada en nuestro trabajo. La relación entre la fragmentación del bosque y el aumento en la riqueza de especies exóticas es un patrón común y no exclusivo de plantas vasculares, ya que también ha sido documentado para insectos, aves y mamíferos (Becerra & Simonetti, 2013). Del mismo modo, la composición florística presenta cambios considerables en el arreglo de especies al comparar las zonas de borde y núcleo de los fragmentos. Ya que nuestros resultados indican que la riqueza de especies no-nativas es significativamente mayor en las zonas de borde, en tanto que la riqueza de especies nativas no difiere entre el borde y el núcleo. Estos resultados soportan parcialmente la hipótesis (ii) de esta investigación.

Los bosques pantanosos en la región de La Araucanía son ecosistemas de dosel cerrado (Ramírez *et al.*, 1995). En teoría, ambientes de este tipo parecen resistir de buena forma la llegada de especies no-nativas (Martin *et al.*, 2009), siendo éstas poco frecuentes o raras en su interior (Pauchard & Alaback, 2004). Teniendo esto en cuenta, resulta relevante destacar la presencia de especies no-nativas y con alto potencial invasor, tanto en las zonas de borde como las de núcleo. Ejemplo de lo antes mencionado son *Hypochaeris radicata*, *Rubus constrictus* y *Prunella vulgaris* (Fuentes *et al.*, 2014), lo que podría sugerir un proceso de anidamiento no aleatorio en el componente florístico de los bosques pantanosos (With, 2002). Entre estas especies no-nativas, especial atención merece *P. vulgaris*, cuya plasticidad fenotípica y adaptación fisiológica local le permite colonizar este tipo bosques

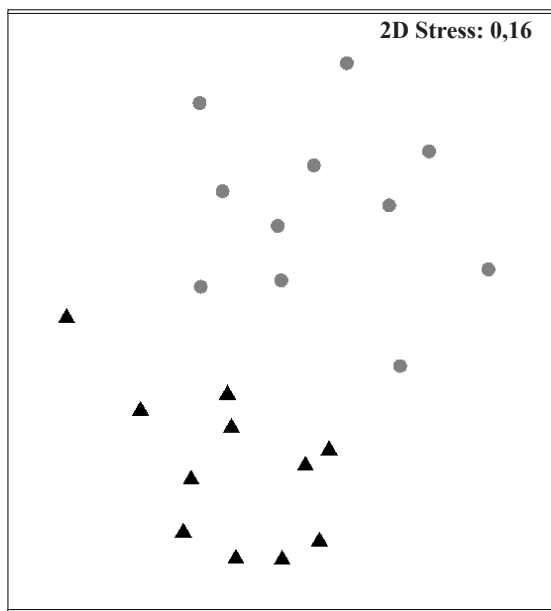


Fig. 2. Análisis de escalamiento multidimensional no-métrico (nMDS) basado en la matriz de presencia/ausencia de las especies registradas para zonas de borde (▲) y núcleo (●).

Tabla 2. Riqueza de plantas vasculares en cada uno de los fragmentos estudiados. RTOT: riqueza total especies, RNAT: riqueza especies nativas, RNON: riqueza especies no-nativas, RBOR: riqueza especies en borde, RNUC: riqueza especies en núcleo.

Fragmento	RTOT	RNAT	RNON	RBOR	RNUC
Botacura	38	21	17	24	21
El Vergel	39	23	16	26	24
Freire	36	19	17	27	19
Mahuidanche	41	27	14	31	16
Nohualhue	31	15	16	27	11
Petrenco	47	35	12	33	24
Pumalal	40	16	24	36	11
Quepe	34	18	16	28	9
San Roque	36	26	10	24	18
Toltén	36	20	16	22	14
Molonhue	37	20	17	25	15

(Godoy *et al.*, 2011), incluso al interior del núcleo de fragmentos grandes. En tal sentido, la teoría de ecología en invasiones señala que los bosques no perturbados y/o con dosel cerrado (como el caso de los bosques pantanosos aquí estudiados) son altamente resistentes a la llegada de plantas invasoras (Rejmánek, 1989; Von Holle *et al.*, 2003; Levine *et al.*, 2004). Sin embargo, durante las últimas décadas la literatura ha venido mostrando evidencias claras de que tal situación no es estricta, ya que se han reportado más de 130 especies de plantas colonizando e invadiendo al interior de bosques sin perturbaciones aparentes (Martín *et al.*, 2009). El presente trabajo sintoniza con dichas evidencias, ya que las especies no-nativas son capaces de establecerse incluso al interior de grandes fragmentos en los bosques pantanosos del centro-sur de Chile (i.e., Mahuidanche con 120,6 ha).

Otro aspecto importante a destacar reflejado en el análisis GLM, es la relación que existe para la riqueza de especies nativas (positiva) y no-nativas (negativa) con el tamaño del fragmento. Estos resultados son congruentes con aquellos estudios que muestran un incremento en la

llegada de especies no-nativas desde la matriz circundante (usualmente de origen antrópico) hacia los fragmentos, las cuales se concentran principalmente en el borde (Hobbs, 2001; Rouget *et al.*, 2002; With, 2002). En tal sentido, y a la luz de nuestros resultados, en fragmentos pequeños (e.g., Freire con 32 ha) donde la zona núcleo se encuentra más cercana al borde, la presencia de especies no-nativas leñosas como *Salix caprea* y *S. viminalis*, puede constituir una amenaza para la conservación de los bosques pantanosos. Especies del género *Salix* son capaces de modificar las cadenas tróficas, reducen el suministro de agua y pueden provocar cambios en la estructura vertical de los bosques pantanosos (Cremer, 2003; Serra *et al.*, 2013; McInerney *et al.*, 2016). Es importante destacar que la composición vegetal predominante, así como las prácticas de manejo que se dan en la matriz circundante pueden influir en gran medida en los elementos florísticos que colonizan el borde y el núcleo de los fragmentos (Cadenasso & Pickett, 2001; Benítez-Malvido *et al.*, 2014). Adicionalmente, los pequeños fragmentos de bosque pantanoso rodeados por tierras de pastoreo son frecuentemente usados como refugio para

Tabla 3. Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) entre las zonas de borde y núcleo en los fragmentos estudiados. APN: Abundancia promedio núcleo, APB: abundancia promedio borde, Dis. Pro.: disimilitud promedio, DE: desviación estándar, Con.: contribución, Acu.: acumulado. Note que sólo se muestran las especies responsables del 30 % acumulado.

Dis.Pro.: 77 %	APN	APB	Dis.Pro.	Dis./DE	Con.(%)	Acu.(%)
<i>Lotus pedunculatus</i>	0.18	1	1.95	2.01	2.52	2.52
<i>Ranunculus repens</i>	0	0.82	1.91	2	2.47	4.99
<i>Synammia feuillei</i>	0.82	0	1.9	1.99	2.46	7.45
<i>Juncus procerus</i>	0.09	0.82	1.79	1.7	2.32	9.77
<i>Holcus lanatus</i>	0.09	0.73	1.59	1.43	2.05	11.81
<i>Carex acutata</i>	0	0.64	1.45	1.28	1.88	13.69
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	0.73	0.27	1.45	1.2	1.87	15.57
<i>Cyperus eragrostis</i>	0.36	1	1.44	1.28	1.86	17.43
<i>Prunella vulgaris</i>	0.27	0.64	1.31	1.1	1.69	19.12
<i>Eleocharis acicularis</i>	0.09	0.55	1.3	1.05	1.68	20.8
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	0	0.55	1.3	1.07	1.67	22.48
<i>Myrceugenia exsucca</i>	1	0.45	1.29	1.07	1.67	24.14
<i>Rubus constrictus</i>	0.45	1	1.29	1.06	1.66	25.81
<i>Polygonum hydropiperoides</i>	0	0.55	1.27	1.06	1.65	27.45
<i>Rumex acetosella</i>	0	0.55	1.27	1.06	1.64	29.09
<i>Plantago lanceolata</i>	0.09	0.55	1.25	1.05	1.62	30.71

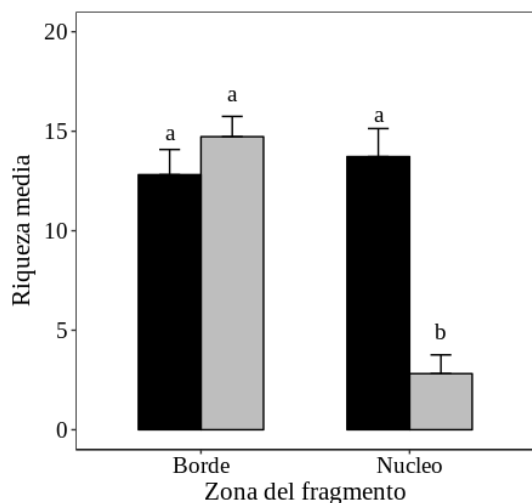


Fig. 3. Riqueza de especies (media \pm EE) en zonas de borde y núcleo para especies nativas (barras negras) y no-nativas (barras gris). Las distintas letras sobre las barras indican diferencias significativas para la prueba de Tukey con $\alpha = 0,05$.

animales domésticos (i.e., vacunos, ovinos y equinos), lo cual puede generar importantes disturbios en la dinámica de los bosques a través del ramoneo (Echeverría *et al.*, 2007), pisoteo (Zamorano-Elgueta *et al.*, 2012) y traslado de propágulos de especies no-nativas (Pauchard & Alaback, 2004).

Respecto de las modificaciones en el microhábitat derivado del proceso de fragmentación, y que promueven el establecimiento de especies no-nativas (Thier & Wesenberg, 2016), se destaca el incremento en la disponibilidad de luz a lo largo de todo el borde de los fragmentos resultantes (Turner & Demkó, 2007). De este modo, las especies intolerantes a la sombra tienden a ser favorecidas (Ranney *et al.*, 1981), siendo sus tasas de crecimiento significativamente mayores a las que pudieran presentar al interior del bosque (Mc Donald & Urban, 2006). Un ejemplo claro de esto, es la presencia en todas las zonas de borde de dos especies no-nativas intolerantes a la

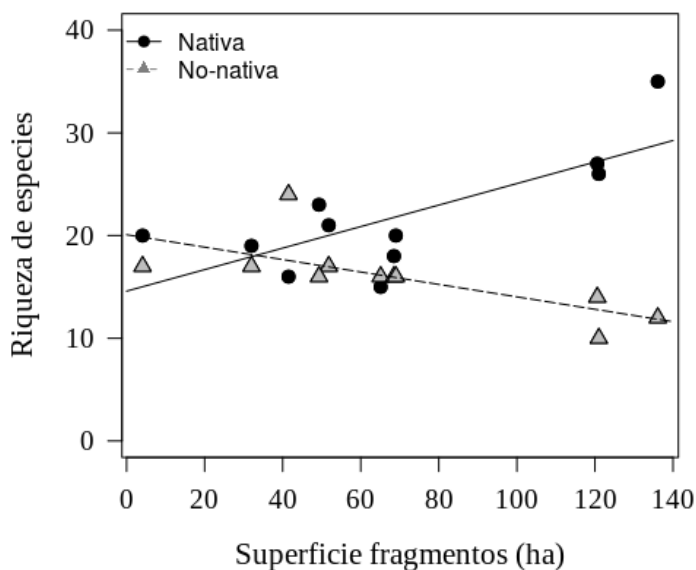


Fig. 4. Respuesta de la riqueza de especies en función del origen geográfico (nativas y no-nativas) y el tamaño de los fragmentos utilizando un modelo lineal generalizado (GLM). $R^2= 0,70$ y $p < 0,05$ para superficie de los fragmentos y $p < 0,001$ para origen geográfico.

sombra: *Lotus pedunculatus* y *Rubus constrictus*. La presencia continua de dichos taxa, sugiere que las zonas de borde de los fragmentos pudieran estar actuando como un reservorio de especies no-nativas, y que por lo tanto la llegada de éstas y otras especies al interior de los fragmentos, no sería un proceso aleatorio. En este sentido, las especies no-nativas a menudo producen mayor cantidad de semillas y crecen más rápido que sus contrapartes nativas (Rejmanék & Richardson, 1996), lo cual puede conducir a una exclusión competitiva de la vegetación local (Turner & Demkó, 2007). En última instancia, la colonización y propagación gradual de las especies no-nativas estaría contribuyendo al proceso de homogenización biótica, en el cual unas pocas especies (con gran potencial de adaptación a ambientes degradados) podrían ir reemplazando a un grupo importante de especies nativas (Olden *et al.*, 2004).

Por su parte, la única especie nativa que estuvo presente en todas las zonas núcleo de los fragmentos estudiados fue *Myrceugenia exsucca*. Esta especie es la más capacitada para soportar las condiciones extremas de anegamiento que caracterizan a estos bosques (Ramírez *et al.*, 1983). Su adaptación dice relación con el desarrollo de

raíces adventicias, juntamente con presentar hojas persistentes, las cuales no reducen su área foliar en condiciones de anegamiento, como si lo hacen en contraste otras especies no preparadas para tales condiciones (Lambers *et al.*, 2008; Zuñiga-Feest *et al.*, 2017). Por otro lado, la baja frecuencia de especies no-nativas al interior de los fragmentos podría ser consecuencia del ambiente de estrés que caracteriza a estos bosques, ya que pueden presentar inundaciones permanentes o estacionales (Correa-Araneda *et al.*, 2012). Adicionalmente, se sabe que muchas de las especies no-nativas del centro-sur de Chile presentan adaptaciones que les permiten establecerse en sitios perturbados (Fuentes *et al.*, 2014), o presentan alta capacidad de rebrote vegetativo frente ramoneo o incendios forestales, pero no están adaptadas para resistir procesos de anegamiento prolongado (Kozlowsky, 1997).

Los procesos de fragmentación que experimentaron (y siguen afectando) los bosques pantanosos del centro-sur de Chile tienen un impacto directo en su composición florística, estructura y funcionamiento (Hauenstein *et al.*, 2014; Hauenstein *et al.*, 2017; Urrutia & Hauenstein, 2017). En general, fragmentos grandes y bien conservados pueden resistir de mejor forma

los potenciales impactos que puedan suscitarse en el ambiente, toda vez que presenten en sus bordes características florísticas similares a la de las zonas de núcleo (Harper *et al.*, 2005). De nuestra investigación se desprende, además, la necesidad de manejar las actividades productivas en la matriz circundante a fin evitar futuros procesos de fragmentación, y con ello asegurar la permanencia de las especies que ocupan los fragmentos, sobre todo en los de menor tamaño. Finalmente, queremos destacar lo valioso de la información entregada en el presente trabajo, y esperamos que sea un aporte concreto para la toma de decisiones que involucren el manejo de los bosques pantanosos del centro-sur de Chile, los cuales han sido fuertemente intervenidos y escasamente estudiados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Núcleo de Investigación en Estudios Ambientales de la Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco, por sus aportes al presente estudio. AFR agradece al proyecto FONDECYT Iniciación N°11150487 y a la Vicerrectoría de Investigación y Postgrado de la Universidad de La Frontera. Agradecemos también los comentarios y correcciones hechas por dos revisores anónimos que contribuyeron a mejorar considerablemente el presente artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- ARMESTO, J.J., R. ROZZI, C. SMITH-RAMÍREZ & M.T.K. ARROYO. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282: 1271-1272.
- BECERRA, P. & J. SIMONETTI. 2013. Patterns of exotic species richness of different taxonomic groups in a fragmented landscape of central Chile. *Bosque* 34: 45-51.
- BENFIELD, S., H. GUZMAN & J. MAIR. 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *J. Environ. Manage.* 76: 263-276.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J., J. GALLARDO-VÁSQUEZ, M. ÁLVAREZ-AÑORVE & L. AVILA-CABADILLA. 2014. Influence of matrix type on tree community assemblages along tropical dry forest edges. *Am. J. Bot.* 101: 820-829.
- BROTHERS, T.S. & A. SPINGARN. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conserv. Biol.* 6: 91-100.
- CADENASSO, M. & S. PICKETT. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conserv. Biol.* 15: 91-97.
- CLARKE, K. & R. GORLEY. 2006. *Plymouth routines in multivariate ecological research*. Primer-E. Plymouth Marine Laboratory, London.
- COCHRANE, M. 2001. Synergisms interactions between habitat fragmentation and fire evergreen tropical forest. *Conserv. Biol.* 15: 1515-1521.
- CORREA-ARANEDA, F., J. URRUTIA, Y. SOTOMORA, R. FIGUEROA & E. HAUENSTEIN. 2012. Effects of the hydroperiod on the vegetative and community structure of freshwater forested wetlands, Chile. *J. Freshw. Ecol.* 27: 459-470.
- CORREA-ARANEDA, F., J. URRUTIA & R. FIGUEROA. 2011. Estado de conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84: 325-340.
- CREMER, K. 2003. Introduced willows can become invasive pests in Australia. *Biodiversity* 4: 17-24.
- ECHEVERRÍA, C., A. NEWTON, A. LARA, J. REY-BENAYAS & D. COOMES. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 426-439.
- EUSKIRCHEN, E.S., J. CHEN & R. BI. 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in Northern Wisconsin. *For. Ecol. Manage.* 148: 93-108.
- FISCHER, J. & D.B. LINDENMAYER. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 265-280.
- 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-RAMÍREZ, A., A. PAUCHARD, A. MARTICORENA & P. SÁNCHEZ. 2010. Relación entre la invasión de *Acacia dealbata* Link (Fabaceae: Mimosoideae) y la riqueza de especies vegetales en el centro-sur de Chile. *Gayana Bot.* 67: 188-197.
- GODOY, O., A. SALDAÑA, N. FUENTES, F. VALLADARES & E. GIANOLI. 2011. Forests are not immune to plant invasions: phenotypic plasticity and local adaptation allow *Prunella vulgaris* to colonize a temperate evergreen rainforest. *Biol. Invasions* 13: 1615-1625.
- HAUENSTEIN, E., G. AGUIRRE, M. HERNÁNDEZ, P. SANCHEZ, J. URRUTIA & F. PEÑA-CORTÉS. 2017. Los bosques pantanosos de Mahuidanche,

J. Urrutia-Estrada *et al.* - Riqueza de plantas en fragmentos de bosque pantanoso

- sitio prioritario para la conservación de biodiversidad, región de La Araucanía, Chile. *Gestión Ambiental* 33: 43-62.
- HAUENSTEIN, E., F. PEÑA-CORTÉS, C. BERTRÁN, J. TAPIA, L. VARGAS-CHACOFF & O. URRUTIA. 2014. Composición florística y evaluación de la degradación del bosque pantanoso costero de temu-pitra en la región de La Araucanía, Chile. *Gayana Bot.* 71: 43-57.
- HARPER, K., S.E. MACDONALD, P.J. BURTON, J. CHEN, K.D. BROSOKFKE, S.C. SAUNDERS, E.S. EUSKIRCHEN, D. ROBERTS, M.S. JAITEH & P-A. ESSEEN. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19: 768-782.
- HOBBS, R. 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in Southwestern Australia. *Conserv. Biol.* 15: 1522-1528.
- IUCN. 2010. *Red list of Threatened Species*. Gland, Suiza. www.iucnredlist.org
- JAÑA, R., J.L. CELIS, A. GUTIÉRREZ, C. CORNELIUS & J.J. ARMESTO. 2007. Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales? En: GREZ, A., J. SIMONETTI & R.O. BUSTAMANTE (eds.), *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: Patrones y procesos a diferentes escalas*, pp. 159-190. Editorial Universitaria, Santiago.
- KOZLOWSKI, T.T. 1997. Response of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiol* 17: 1-29. Online Monograph.
- LAMBERS, H. 2008. *Plant physiological ecology*. Springer, New York.
- LEVINE, J.M., P.B. ALDER & S.G. YELENIK. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecol. Lett.* 77: 975-89.
- LINDENMAYER, D. & J. FISCHER. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Island Press, Washington D.C.
- MARTIN, P., C. CANHAM & P. MARKS. 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Front. Ecol. Environ.* 7: 142-149.
- MATTHEI, O. 1995. *Manual de las malezas que crecen en Chile*. Alfabetra Impresores, Santiago.
- MC DONALD, R. & D. URBAN. 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biol. Invasions* 8: 1049-1060.
- MC INERNEY, P.J., G.N. REES, B. GAWNE, P. SUTER, G. WATSON & R.J. STOFFELS. 2016. Invasive willows drive instream community structure. *Freshw. Biol.* 61: 1379-1391.
- MELO, M.M., C.M. SILVA, C.S. BARBOSA, M.C. MORAIS, P.E.R. D'ANUNCIACÃO, V.X. SILVA & E. HASUI. 2016. Fragment edge and isolation affect the food web: effects on the strength of interactions among trophic guilds. *Biota Neotropica* 16(2): e20150088. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0088>.
- MITSCH, W.J. & G. GOSSELINK. 2007. *Wetlands*. John Wiley & Sons, New York.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- OVERDORFER, E. 1960. Pflanzensoziologisches studien in Chile. Ein Vergleich mit Europa. *Flora et Vegetatio Mundi* 2: 1-208.
- OLDEN, J., N. LEROY, M. DOUGLAS, M. DOUGLAS & K. FAUSCH. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol. Evol.* 19: 18-24.
- PAUCHARD, A. & P. 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. *Conserv. Biol.* 18: 238-248.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org>
- RAMÍREZ, C., A. FERRIERE & H. FIGUEROA. 1983. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos templados del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 56: 11-26.
- RAMÍREZ, C., C. SAN MARTÍN & J. SAN MARTÍN. 1995. Estructura florística de los bosques pantanosos de Chile sur-central. En: ARMESTO, J., C. VILLAGRÁN & M. ARROYO (eds.), *Ecología de los bosques nativos de Chile*, pp. 215-234. Editorial Universitaria, Santiago.
- RANNEY, J.W., M.C. BRUNER & J.B. LEVENSON. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. In: BURGESS, R.L. & D.M. SHARPE (eds.), *Forest island dynamics in managed landscapes*, pp. 67-92. Springer-Verlag, New York.
- REJMANÉK, M. 1989. Invasibility of plant communities. In: DRAKE, J.A., H.A. MOONEY, F. DICASTRI, R.H. GROVES, F.J. KRUGER, M. REJMANÉK & M. WILLIAMSON (eds.), *Biological invasions: A global perspective*, pp. 369-388. Wiley and Sons, Chichester.
- REJMANÉK, M. & D.M. RICHARDSON. 1996. What attributes make some plants more invasive? *Ecology* 77: 1655-1661.
- ROJAS, I., P. BECERRA, N. GÁLVEZ, J. LAKER, C. BONACIC & A. HESTER. 2011. Relationship between fragmentation, degradation and native and exotic species richness in an Andean temperate forest of Chile. *Gayana Bot.* 68: 163-175.

- ROUGET, M., D. RICHARDSON, S. MILTON & D. POLAKOW. 2002. Predicting invasion dynamics of four alien *Pinus* species in a highly fragmented semi-arid shrubland in South Africa. *Plant Ecol.* 152: 79-92.
- SAKAI, A.K., F.W. ALLENDORF, J.S. HOLT, D.M. LODGE, J. MOLOFSKY, K.A. WITH, S. BAUGHMAN, R.J. CABIN, J.E. COHEN, N.C. ELLSTRAND, D.E. MC CAULEY, P. O'NEIL, I.M. PARKER, J.N. THOMPSON & S.G. WELLER. 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 305-332.
- SAN MARTÍN, J., A. TRONCOSO & C. RAMÍREZ. 1988. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa en Chile central. *Bosque* 9: 17-33.
- SAN MARTÍN, J., A. TRONCOSO, C. RAMÍREZ, C. SAN MARTÍN & A. DUARTE. 1990. Estudio florístico y vegetacional de los bosques pantanosos nativos de la cordillera costera entre los ríos Rapel y Mataquito, Chile central. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis* 33: 103-128.
- SAX, D.F., J.J. STACHOWICZ & S.D. GAINES. 2005. *Species Invasions. Insights into ecology, evolution and biogeography*. Sinauer Associates Inc, Massachusetts.
- SCHMITT, C., M. DENICH, S. DEMISSEW, I. FRIIS & H.J. BOEHMER. 2010. Floristic diversity in fragmented Afrotropical rainforest: Altitudinal variation and conservation importance. *Appl. Veg. Sci.* 13: 291-304.
- SERRA, M.N., R. ALBARIÑO & V. DÍAZ. 2013. Invasive *Salix fragilis* alters benthic invertebrate communities and litter decomposition in northern Patagonian streams. *Hydrobiologia* 701: 173-188.
- TEO, D.H.L., H. TAN, R.T. CORLETT, C.M. WONG & K.Y. SHAWN. 2003. Continental rain forest fragments in Singapore resist invasion by exotic plants. *J. Biogeogr.* 30: 305-310.
- THIER, O. & J. WESENBERG. 2016. Floristic composition and edge-induced homogenization in tree communities in the fragmented Atlantic rainforest of Rio de Janeiro, Brazil. *Trop. Conserv. Sci.* 9: 852-876.
- TURNER, G. & M. DEMKÓ. 2007. Exotic plant distributions along disturbance corridors at the Grassy Hill Natural Area Preserve, Franklin County, Virginia. *Banisteria* 30: 19-26.
- URRUTIA, J. & E. HAUENSTEIN. 2017. Caracterización estructural del bosque pantanoso de mirtáceas de la región de La Araucanía, Chile. *Polibotánica* 43: 87-101.
- VILLA-MARTÍNEZ, R. & C. VILLAGRÁN. 1997. Historia de la vegetación de los bosques pantanosos de la costa de Chile central durante el Holoceno medio y tardío. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 70: 391-401.
- VISSER, V., B. LANGDON, A. PAUCHARD & D. RICHARDSON. 2014. Unlocking the potential of Google Earth as a tool in invasion science. *Biol. Invasions* 16: 513-534.
- VON HOLLE, B., H.R. DELACOURT & D. SIMBERLOFF. 2003. The importance of biological inertia in plant community resistance to invasion. *J. Veg. Sci.* 14: 425-32.
- WALTERS, B. 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *For. Ecol. Manage.* 206: 331-348.
- WATKINS, R.Z., J.C. CHEN, J.B. PICKENS & K.D. BROSOFSKE. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conserv. Biol.* 17: 411-419.
- WITH, K. 2002. The landscape ecology of invasive spread. *Conserv. Biol.* 16: 1192-1203.
- WITH, K. 2004. Assessing the risk of invasive spread in fragmented landscapes. *Risk Anal.* 24: 803-815.
- ZAMORANO-ELGUETA, C., L. CAYUELA, M. GONZALEZ-ESPINOSA, A. LARA & M.R. PARRA-VAZQUEZ. 2012. Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biol. Conserv.* 152: 110-118.
- ZULOAGA, F., O. MORRONE & M. BELGRANO. 2008. *Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Argentina, sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay)*. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden. Missouri Botanical Garden Press, Saint Louis.
- ZUÑIGA-FEEST, A., A. BUSTOS-SALAZAR, F. ALVES, V. MARTÍNEZ & C. SMITH-RAMIREZ. 2017. Physiological and morphological responses to permanent and intermittent waterlogging in seedlings of four evergreen trees of temperate swamp forests. *Tree Physiol.* 37: 779-789.

Recibido el 18 de agosto de 2017, aceptado el 4 de abril de 2018. Editor: Guillermo Funes.

Apéndice 1. Listado de todas las especies de plantas vasculares presentes en los fragmentos estudiados. OG: origen geográfico, N: nativo, AF: África, AS: Asia, EA: Eurasia, EU: Europa, NA: Norteamérica, SA: Sudamérica, OC: Oceanía. Ejemplares colectados en Chile, Región de La Araucanía, Provincia de Cautín. Testigos depositados en el Herbario de la Universidad Católica de Temuco (UCT).

Nombre científico	Familia	OG	Borde	Núcleo	Colector: Urrutia; Fecha y número de ejemplar
<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Fabaceae	OC	x		15-XII-2016, n° 2553
<i>Acaena argentea</i> Ruiz & Pav.	Rosaceae	N	x		18-XII-2016, n° 2554
<i>Achillea millefolium</i> L.	Asteraceae	EU	x		18-XII-2016, n° 2555
<i>Aextoxicon punctatum</i> Ruiz & Pav.	Aextoxicaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2556
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Poaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2557
<i>Alisma lanceolatum</i> With.	Alismataceae	EU	x		17-XII-2016, n° 2558
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Alismataceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2559
<i>Alstroemeria ligtu</i> L.	Alstroemeriaceae	N	x		17-XII-2016, n° 2560
<i>Amomyrtus luma</i> (Molina) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2561
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	Elaeocarpaceae	N	x	x	16-XII-2016, n° 2562
<i>Asplenium dareoides</i> Desv.	Aspleniaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2563
<i>Asplenium trilobum</i> Cav.	Aspleniaceae	N		x	18-XII-2016, n° 2564
<i>Azara lanceolata</i> Hook. f.	Flacourtiaceae	N	x	x	16-XII-2016, n° 2565
<i>Azara serrata</i> Ruiz & Pav.	Flacourtiaceae	N		x	16-XII-2016, n° 2566
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Azollaceae	NA	x		16-XII-2016, n° 2567
<i>Baccharis sagittalis</i> (Less.) DC.	Asteraceae	N	x	x	18-XII-2016, n° 2568
<i>Baccharis sphaerocephala</i> Hook. & Arn.	Asteraceae	N	x		18-XII-2016, n° 2569
<i>Berberis trigona</i> Kunze ex Poepp. & Endl.	Berberidaceae	N	x	x	17-XII-2016, n° 2570
<i>Blechnum cordatum</i> (Desv.) Hieron.	Blechnaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2571
<i>Blechnum hastatum</i> Kaulf.	Blechnaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2572
<i>Blechnum penna-marina</i> (Poir.) Kuhn	Blechnaceae	N		x	17-XII-2016, n° 2573
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i> (Hook. & Arn.) Nied.	Myrtaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2574
<i>Boquila trifoliolata</i> (DC.) Decne.	Lardizabalaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2575
<i>Callitriche palustris</i> L.	Callitrichaceae	EU	x	x	17-XII-2016, n° 2576
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	Convolvulaceae	NA	x		16-XII-2016, n° 2577
<i>Cardamine geraniifolia</i> (Poir.) DC.	Brassicaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2578
<i>Carex acutata</i> Boott	Cyperaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2579
<i>Carex brongniartii</i> Kunth	Cyperaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2580
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Apiaceae	N	x	x	18-XII-2016, n° 2581
<i>Chusquea quila</i> Kunth	Poaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2582
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Asteraceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2583
<i>Cissus striata</i> Ruiz & Pav.	Vitaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2584

Nombre científico	Familia	OG	Borde	Núcleo	Colector: Urrutia; Fecha y número de ejemplar
<i>Conium maculatum</i> L.	Apiaceae	EU	x		17-XII-2016, n° 2585
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	Asteraceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2586
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.	Cyperaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2587
<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	Cyperaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2588
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Poaceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2589
<i>Daucus carota</i> L.	Apiaceae	EU	x		16-XII-2016, n° 2590
<i>Digitalis purpurea</i> L.	Plantaginaceae	EU	x		16-XII-2016, n° 2591
<i>Discaria chacaye</i> (G. Don) Tortosa	Rhamnaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2592
<i>Drimys winteri</i> J.R. Forst. & G. Forst.	Winteraceae	N	x	x	18-XII-2016, n° 2593
<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	Cyperaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2594
<i>Eleocharis pachycarpa</i> E. Desv.	Cyperaceae	N	x		17-XII-2016, n° 2595
<i>Embothrium coccineum</i> J.R. Forst. & G. Forst.	Proteaceae	N	x		17-XII-2016, n° 2596
<i>Escallonia revoluta</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Escalloniaceae	N	x	x	16-XII-2016, n° 2597
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	OC	x		18-XII-2016, n° 2598
<i>Fascicularia bicolor</i> (Ruiz & Pav.) Mez	Bromeliaceae	N		x	18-XII-2016, n° 2599
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	Asteraceae	N	x		15-XII-2016, n° 2600
<i>Genista monspessulana</i> (L.) L.A.S. Johnson	Fabaceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2601
<i>Geranium core-core</i> Steud.	Geraniaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2602
<i>Gevuina avellana</i> Molina	Proteaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2603
<i>Gratiola peruviana</i> L.	Plantaginaceae	N	x		17-XII-2016, n° 2604
<i>Holcus lanatus</i> L.	Poaceae	EU	x	x	16-XII-2016, n° 2605
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	Apiaceae	NA	x		16-XII-2016, n° 2606
<i>Hymenophyllum krauseanum</i> Phil.	Hymenophyllaceae	N		x	16-XII-2016, n° 2607
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Asteraceae	EU	x	x	17-XII-2016, n° 2608
<i>Juncus imbricatus</i> Laharpe	Juncaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2609
<i>Juncus pallescens</i> Lam.	Juncaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2610
<i>Juncus procerus</i> E. Mey.	Juncaceae	N	x	x	18-XII-2016, n° 2611
<i>Lactuca serriola</i> L.	Asteraceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2612
<i>Lapageria rosea</i> Ruiz & Pav.	Philesiaceae	N		x	17-XII-2016, n° 2613
<i>Lardizabala biternata</i> Ruiz & Pav.	Lardizabalaceae	N		x	18-XII-2016, n° 2614
<i>Leontodon saxatilis</i> Lam.	Asteraceae	EU	x		17-XII-2016, n° 2615
<i>Lepidoceras chilense</i> (Molina) Kuijt	Eremolepidaceae	N		x	18-XII-2016, n° 2616
<i>Libertia chilensis</i> (Molina) Gunckel	Iridaceae	N		x	16-XII-2016, n° 2617
<i>Lolium perenne</i> L.	Poaceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2618
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels	Proteaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2619
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Fabaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2620

J. Urrutia-Estrada *et al.* - Riqueza de plantas en fragmentos de bosque pantanoso

Nombre científico	Familia	OG	Borde	Núcleo	Colector: Urrutia; Fecha y número de ejemplar
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	Onagraceae	SA	x		15-XII-2016, n° 2621
<i>Luma apiculata</i> (DC.) Burret	Myrtaceae	N	x	x	17-XII-2016, n° 2622
<i>Luma chequen</i> (Molina) A. Gray	Myrtaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2623
<i>Luzuriaga radicans</i> Ruiz & Pav.	Luzuriagaceae	N		x	18-XII-2016, n° 2624
<i>Maytenus boaria</i> Molina	Celastraceae	N	x	x	18-XII-2016, n° 2625
<i>Mentha piperita</i> L.	Lamiaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2626
<i>Mimulus bridgesii</i> (Benth.) Clos	Phrymaceae	N		x	16-XII-2016, n° 2627
<i>Muehlenbeckia hastulata</i> (Sm.) I.M. Johnst.	Polygonaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2628
<i>Myoschilos oblongum</i> Ruiz & Pav.	Santalaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2629
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	Boraginaceae	EU	x	x	17-XII-2016, n° 2630
<i>Myrceugenia exscucca</i> (DC.) O. Berg	Myrtaceae	N	x	x	17-XII-2016, n° 2631
<i>Myrceugenia parvifolia</i> (DC.) Kausel	Myrtaceae	N		x	17-XII-2016, n° 2632
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Haloragaceae	SA	x	x	15-XII-2016, n° 2633
<i>Nertera granadensis</i> (Mutis ex L. f.) Druce	Rubiaceae	N		x	16-XII-2016, n° 2634
<i>Nothofagus dombeyi</i> (Mirb.) Oerst.	Nothofagaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2635
<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.	Nothofagaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2636
<i>Oxalis rosea</i> Jacq.	Oxalidaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2637
<i>Paspalum dasyleurum</i> Kunze ex E. Desv.	Poaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2638
<i>Pilea elliptica</i> Hook. f.	Urticaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2639
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Plantaginaceae	EU	x	x	18-XII-2016, n° 2640
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	Polygonaceae	NA	x		15-XII-2016, n° 2641
<i>Polypogon australis</i> Brongn.	Poaceae	N	x		17-XII-2016, n° 2642
<i>Populus nigra</i> L.	Salicaceae	EU	x		15-XII-2016, n° 2643
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Lamiaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2644
<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Rosaceae	AS	x		15-XII-2016, n° 2645
<i>Ranunculus muricatus</i> L.	Ranunculaceae	AF	x	x	17-XII-2016, n° 2646
<i>Ranunculus repens</i> L.	Ranunculaceae	AF	x		17-XII-2016, n° 2647
<i>Rhamnus diffusus</i> Clos	Rhamnaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2648
<i>Rhaphithamnus spinosus</i> (Juss.) Moldenke	Verbenaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2649
<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	Grossulariaceae	N	x		16-XII-2016, n° 2650
<i>Ribes trilobum</i> Meyen	Grossulariaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2651
<i>Rubus constrictus</i> P.J. Müll. & Lefèvre	Rosaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2652
<i>Rumex acetosella</i> L.	Polygonaceae	EA	x		15-XII-2016, n° 2653
<i>Rumex conglomeratus</i> Murray	Polygonaceae	EU	x	x	15-XII-2016, n° 2654
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schtdl.	Alismataceae	N	x		18-XII-2016, n° 2655
<i>Salix caprea</i> L.	Salicaceae	AS	x	x	18-XII-2016, n° 2656

Nombre científico	Familia	OG	Borde	Núcleo	Colector: Urrutia; Fecha y número de ejemplar
<i>Salix viminalis</i> L.	Salicaceae	EU	x	x	18-XII-2016, n° 2657
<i>Sarmienta scandens</i> (J.D. Brandis ex Molina) Pers.	Gesneriaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2658
<i>Senecio fistulosus</i> Poepp. ex Less.	Asteraceae	N	x		17-XII-2016, n° 2659
<i>Sisyrinchium pearcei</i> Phil.	Iridaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2660
<i>Solanum valdiviense</i> Dunal	Solanaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2661
<i>Sophora cassioides</i> (Phil.) Sparre	Fabaceae	N	x	x	16-XII-2016, n° 2662
<i>Stachys albicaulis</i> Lindl.	Lamiaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2663
<i>Symphotrichum vahlii</i> (Gaudich.) G.L. Nesom	Asteraceae	N	x		16-XII-2016, n° 2664
<i>Synammia feuillei</i> (Bertero) Copel.	Polypodiaceae	N		x	15-XII-2016, n° 2665
<i>Taraxacum officinale</i> G. Weber ex F.H. Wigg.	Asteraceae	EA	x		15-XII-2016, n° 2666
<i>Trifolium pratense</i> L.	Fabaceae	EU	x		17-XII-2016, n° 2667
<i>Trifolium repens</i> L.	Fabaceae	EU	x		18-XII-2016, n° 2668
<i>Tristerix corymbosus</i> (L.) Kuijt	Loranthaceae	N	x	x	15-XII-2016, n° 2669
<i>Ugni molinae</i> Turcz.	Myrtaceae	N	x		15-XII-2016, n° 2670
<i>Uncinia phleoides</i> (Cav.) Pers.	Cyperaceae	N		x	16-XII-2016, n° 2671
<i>Utricularia gibba</i> L.	Lentibulariaceae	NA	x		17-XII-2016, n° 2672
<i>Verbena bonariensis</i> L.	Verbenaceae	SA	x		15-XII-2016, n° 2673
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	Plantaginaceae	EA	x		15-XII-2016, n° 2674
<i>Vinca major</i> L.	Apocynaceae	EU		x	18-XII-2016, n° 2675