

BOLETÍN
DE LA

RED LATINOAMERICANA PARA EL ESTUDIO DE ESPECIES INVASORAS

Volumen 3, Número 1



Boletín de la Red Latinoamericana para el Estudio de
Especies Invasoras
Volumen 3, número 1
Noviembre 2013

Editores

Ileana Herrera

Ramiro Bustamante

Foto de la portada: *Myocastor coypus* nativo de Chile, que invade en otras regiones (por: Milen Duarte)

Depósito Legal N° ppi201103MI713

Cambios florísticos asociados a un gradiente de invasión de *Pinus contorta* Douglas & Loudon en un área silvestre protegida del sur de Chile

JONATHAN URRUTIA^{1,2}, YENNY SOTO³, RAFAEL GARCÍA^{1,2} & ANÍBAL PAUCHARD^{1,2}

¹Laboratorio de Invasiones Biológicas, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Concepción. pauchard@udec.cl

²Instituto de Ecología y Biodiversidad, Santiago, Chile

³Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción.

Introducción

Las plantas invasoras incluyen diversas formas de vida tales como lianas, hierbas, arbustos y árboles, sin embargo, es este último grupo a quienes se les ha atribuido ser los mayores agentes de cambio en las comunidades recipientes, más aún si se trata de ecosistemas abiertos (Richardson *et al.* 1994). La evidencia indica que los árboles invasores son capaces, entre otras cosas, de perturbar el ciclo hidrológico y los regímenes del fuego, producir cambios en la sucesión vegetal y alterar la fisonomía del paisaje (Le Maitre *et al.* 2002, Brooks *et al.* 2004, Tassin *et al.* 2006, Becerra 2006). A pesar de esto, aún son escasos los estudios que relacionan los impactos de árboles invasores con parámetros comunitarios, tales como la riqueza y abundancia de especies, por lo que dicha información aún es incierta para un gran número de ellos (Fuentes-Ramírez *et al.* 2010).

En este contexto, a nivel mundial han destacado por su invasividad los pinos (*Pinus*), llegando a considerarse como un modelo para el estudio de las invasiones biológicas (Richardson 2006). Situación que se ha visto beneficiada, entre otras cosas, por la forestación mundial a gran escala usando pinos y porque este grupo de árboles poseen atributos asociados con alta invasividad (Rejmánek & Richardson 1996, Richardson 2006).

Aunque la evidencia sobre la invasividad de los pinos ha aumentado en las últimas décadas, datos cuantitativos acerca de sus impactos son escasos, especialmente los referidos a efectos locales sobre la vegetación. Se llevó a cabo una búsqueda en ISI Web of Science con las palabras clave *Pinus*, impact* e inva*, para el periodo 2000-2013, y se encontraron 119 estudios, de los cuales sólo 11 están relacionados con efectos de los pinos sobre las comunidades vegetales. Esto demuestra la necesidad de contar con

estudios que revelen de manera cuantitativa el real impacto de los pinos sobre los ecosistemas invadidos.

La llegada masiva de pinos a Chile comienza en 1970, ya que la actividad silvícola recibió un fuerte fomento de parte del Gobierno, fue así como el Instituto Forestal desarrolló un programa de introducción de especies, estableciendo parcelas de ensayo en más de 100 zonas situadas entre las regiones semiáridas y templadas de Chile, incluyendo áreas silvestres protegidas (Loewe & Murillo 2001) entre las cuales se encontraba la Reserva Nacional Malalcahuello. Dentro de las especies introducidas estaba *P. contorta*, sin embargo, en ese momento no se conocía la capacidad invasora de la especie, ni tampoco sus impactos sobre los ecosistemas naturales (Peña *et al.* 2008).

Este artículo busca sintetizar parte del trabajo llevado a cabo por el Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) de la Universidad de Concepción (Chile) en torno a la invasión de *P. contorta* en Chile. Para ello nos enfocaremos en mostrar los resultados sobre los cambios en la diversidad de plantas vasculares asociados a un gradiente de invasión de *P. contorta*, en la Reserva Nacional Malalcahuello, Chile.

Métodos

Área de estudio

El área estudiada está ubicada en el cordón montañoso andino de la Región de La Araucanía (Figura 1), en la ladera sur del volcán Lonquimay en la Reserva Nacional Malalcahuello (38°30' S; 71°35' O). Según Barros *et al.* (1979), el promedio anual de precipitación es de 3.083 mm, los que corresponden principalmente a nieve y la temperatura media anual es de 8,5° C. La zona ha recibido gran influencia de la actividad volcánica y procesos de glaciación, lo que ha moldeado su topografía (Peralta 1980).



Figura 1. Invasión de *Pinus contorta* en un bosque abierto de *Araucaria araucana*, Reserva Nacional Malalcahuello.

Toma y análisis de datos

En una área ocupada por *P. contorta* y asumiendo un gradiente de invasión de la especie, se establecieron tres transectos desde las zonas más cercanas a la fuente de semillas (más invasión) en dirección al bosque nativo dominado por *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst. (menos invasión), en cada uno de ellos se levantaron cinco parcelas equidistantes entre sí de 100 m² (20x5), en cada una de ellas se registró la totalidad de especies de plantas vasculares y su respectiva abundancia, medida como el grado de cobertura de la parcela. Además, con el fin de comprobar el gradiente de invasión de *P. contorta* se midieron los parámetros dasométricos de densidad y área de copa de pinos.

El análisis de datos comprendió regresiones múltiples para los datos de riqueza y abundancia de especies con la densidad y el área de copa de pinos, al mismo tiempo se llevaron a cabo regresiones lineales de la riqueza de las formas de vida (Ellenberg & Mueller-Dombois 1966) más afectadas por la invasión (caméfitos y hemicriptófitos) con los parámetros dasométricos antes mencionados. Por último, con el fin de conocer cambios en la diversidad de especies en el gradiente se realizaron comparaciones pareadas con la prueba t de Student entre todos los valores obtenidos.

Resultados

La riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares disminuye de manera continua a medida que aumenta la invasión de *P. contorta*. Del mismo modo, la densidad y el área de copa de los pinos (Figura 1) muestran una disminución desde la fuente de semillas hacia el bosque nativo, lo que confirma la existencia de un gradiente de invasión. Las regresiones múltiples señalan una correlación significativa entre la densidad y el área de copa de los pinos con la riqueza ($R^2= 0,998$; $p= 0,002$) y abundancia ($R^2= 0,989$; $p= 0,011$) de especies. Es decir, a medida que aumenta la invasión de pino disminuyen la riqueza y abundancia de plantas vasculares.

Del mismo modo, las regresiones lineales señalan que a medida que aumenta el área de copa y la densidad de los pinos disminuye significativamente la riqueza de caméfitos y hemicriptófitos (Figura 2), siendo estas dos formas de vida las más afectadas del espectro biológico. Del mismo modo, la diversidad de especies disminuye de manera paulatina desde las áreas más lejanas a la fuente de semillas ($H' = 1,33$) hacia las áreas más cercanas ($H' = 1,09$; Figura 3). Para este mismo parámetro comunitario la prueba t de Student muestra diferencias significativas para la diversidad de especies entre las zonas extremas, es decir, mayor y menor invasión (Figura 3).

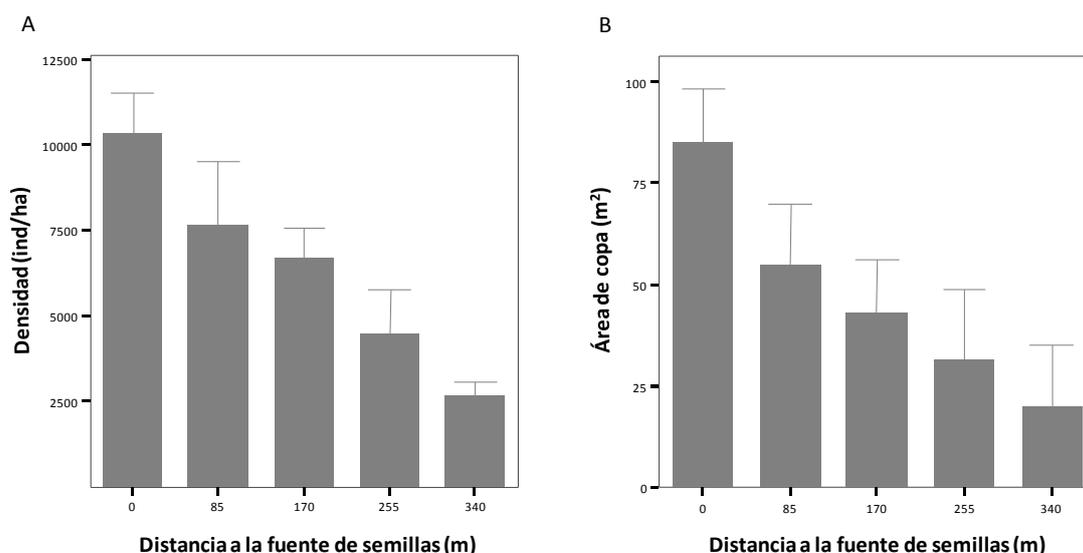


Figura 1: Densidad (A) y área de copa (B) de pinos (promedio \pm EE; $n=3$) desde la zona contigua a la fuente de semillas hasta las áreas menos invadidas.

Discusión

Si bien la invasión de coníferas ha sido bien estudiada, son escasos los estudios en donde se demuestran impactos claros de este grupo de árboles, ya que la mayor parte de los trabajos han descrito los efectos sobre la diversidad de forma cualitativa (Simberloff *et al.* 2010). En este sentido, el presente trabajo aporta datos cuantitativos concretos del efecto de *P. contorta* sobre la diversidad vegetal, demostrando una importante disminución en la riqueza y abundancia de especies de plantas vasculares. Aunque el proceso de invasión se encuentra en una etapa temprana y por ende en pleno desarrollo, es muy probable que los impactos que se registren a futuro sean mucho más notorios, ya que se espera un cierre total del dosel en el área invadida (Urrutia *et al.* 2013). Caméfitos y hemicriptófitos como las formas de vida más afectadas por la invasión, dan cuenta de un impacto que va más allá de la mera disminución de la diversidad vegetal, y que más bien hace sentido con un posible cambio en la funcionalidad del ecosistema afectado en una etapa inicial. El hecho de que estas dos formas de vida sean las más afectadas está en directa relación con que su presencia caracteriza a los ambientes montañosos (Harrison *et al.* 2010).

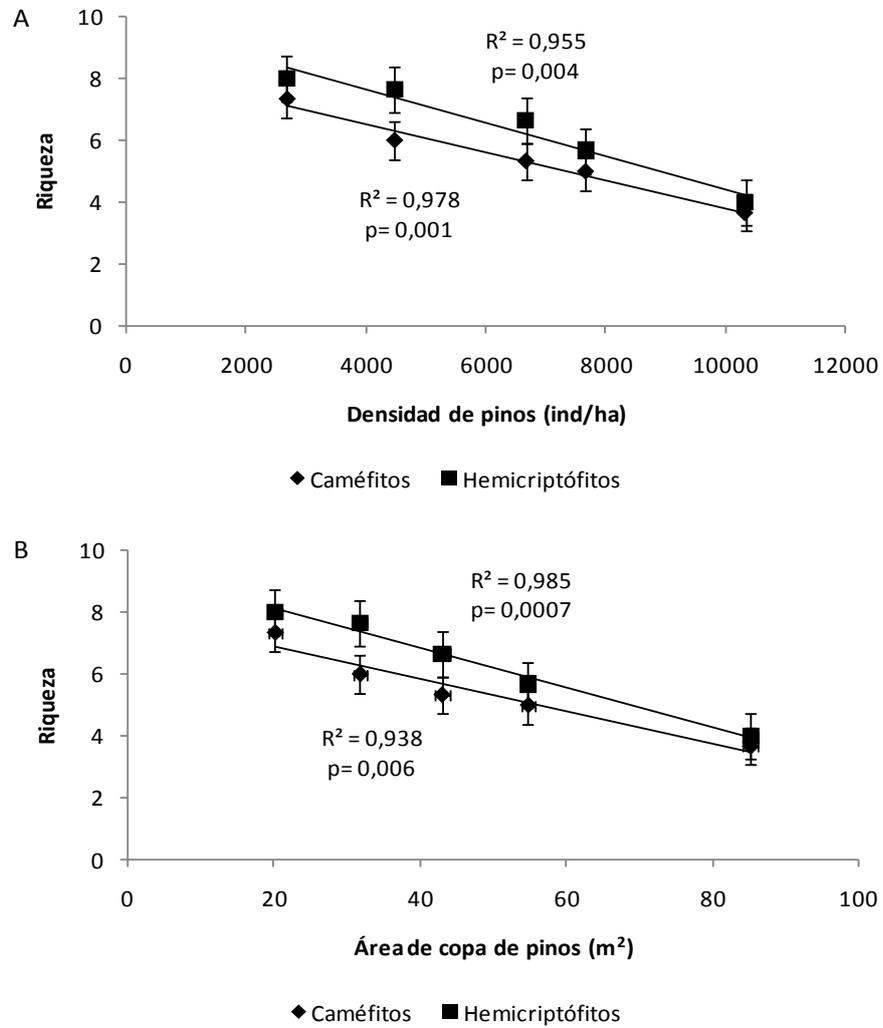


Figura 2: Regresiones lineales para la riqueza de caméfitos y hemicriptófitos con la densidad (A) y el área de copa de los pinos (B) en el gradiente de invasión.

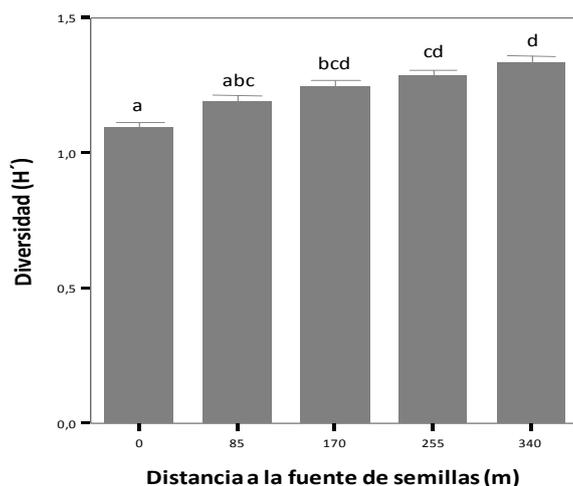


Figura 3: Diversidad de especies de plantas vasculares en el gradiente de invasión. Las letras sobre las barras corresponden al resultado de la prueba t de Student ($p < 0,05$).

Los impactos ecológicos de la invasión de pinos no sólo han alcanzado a la competencia directa con otras especies de plantas (Urrutia *et al.* 2013), si no también se han extendido alterando los regímenes del fuego (Brooks *et al.* 2004) y la disponibilidad de agua (Le Maitre *et al.* 2002).

Considerando los impactos descritos y teniendo en cuenta que el área afectada corresponde a un bosque de *Araucaria araucana* (Molina) C. Koch, especie endémica de Chile y en estado vulnerable, es probable que la invasión del pino tenga efectos directos sobre la regeneración de plántulas de *A. araucana*. Además de estar actuando como un conector de combustible entre la vegetación menor y los árboles de mayor altura, lo que podría tener graves consecuencias al originarse un incendio (Nuñez & Raffaele 2007).

En general las invasiones de pinos han afectado en mayor medida a ecosistemas del hemisferio sur en países tales como Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica, Brasil, Chile y Argentina (Ledgard 2001, Richardson & Rejmánek 2004, Peña *et al.* 2008, Langdon *et al.* 2010, Simberloff *et al.* 2010, De Abreu & Duringan 2011, Urrutia *et al.* 2013). Sin embargo, también se han reportado invasiones de pinos desde sus rangos de distribución nativos (Steers *et al.* 2013), esto está en directa concordancia con la amplitud ecológica y agresividad de este grupo de plantas (Richardson 2006). Por lo que han sido considerados una particular amenaza en ecosistemas húmedos de alta montaña (Medeiros *et al.* 1998), pero también en condiciones de sequía (Dawson *et al.* 1979).

Por último es posible concluir que *P. contorta* es un exitoso invasor de ambientes de montaña y que los impactos reportados aquí son sólo una muestra de lo que pasará a futuro si esta especie no es contralada de forma debida. La evaluación ecológica de las invasiones biológicas es de fundamental importancia en la conservación y mantenimiento de la diversidad nativa. En tanto que el control efectivo de especies invasoras pasa por conocer a cabalidad el área afectada, de ahí la relevancia de contar con este tipo de estudios.

Agradecimientos

Estudio financiado por FONDECYT 1100792, ICM 05- 002 y PFB-23. Este estudio se enmarca en el trabajo del Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), www.lib.udec.cl.

Literatura citada

- Barros S, D Barros, G Cogollor, P Navia, P Rojas, J Toro & A Vita. 1979. *Informe I: Situación actual de los programas de introducción de especies forestales en Chile*. INFOR, Santiago, Chile. 386 pp.
- Becerra P. 2006. Invasión de árboles alóctonos en una cuenca preandina de Chile central. *Gayana Botánica* 63: 161-174.
- Brooks M, C D'Antonio, D Richardson, J Grace & J Keeley. 2004. Effects of invasive plants on fire regimes. *Bioscience* 54: 677-688.
- Dawson M, R Florence, M Foster & A Olsthoorn. 1979. Temporal variation of *Pinus radiata* invasion of eucalypt forest. *Australian Forest Research* 9: 153-161.
- De Abreu R & G Duringan. 2011. Changes in the plant community of a brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology and Diversity* 4: 269-278.
- Ellenberg H & D Mueller-Dombois. 1966. A key to Raunkier plant life forms with revised subdivisions. *Berichte des Geobotanischen Institutes der Eidgenoessischen Technischen Hochschule Stiftung Rübél* 37: 56-73.
- Fuentes-Ramírez A, A Pauchard, A Marticorena A & 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 Botánica* 67: 188-197.
- Harrison S, C Prentice, D Barboni, K Kohfeld, J Ni & J-P Sutra. 2010. Ecophysiological and bioclimatic foundations for a global plant functional classification. *Journal of Vegetation Science* 21: 300-317.
- Langdon B, A Pauchard & M Aguayo. 2010. *Pinus contorta* invasion in the chilean patagonia: Local patterns in a global context. *Biological Invasions* 12: 3961-3971.
- Le Maitre D, B van Wilgen, C Gelderblom, C Bailey, R Chapman & J Nel. 2002. Invasive alien trees and water resources in South Africa: Case studies of the costs and benefits of management. *Forest Ecology and Management* 160: 143-159.
- Ledgard N. 2001. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 141: 43-57.
- Loewe V & P Murillo. 2001. *Estudio de ensayos de introducción de especies*. INFOR, Santiago, Chile. 235 pp.
- Medeiros A, L Loope & C Chimera. 1998. *Flowering plants and gymnosperms of Haleakala National Park*. Honolulu, Hawaii. Pacific Cooperative Studies Unit, University of Hawaii at Manoa. 181 pp.
- Núñez M & E Raffaele. 2007. Afforestation causes changes in post-fire regeneration in

- native shrubland communities of northwestern patagonia, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 18: 827-834.
- Peña E, M Hidalgo, B Langdon & A Pauchard. 2008. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a natural reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management* 256: 1049-1054.
- Peralta M. 1980. *Geomorfología, clima y suelos del tipo forestal araucaria en Lonquimay*. Universidad de Chile, Santiago, Chile. 44 pp.
- Rejmánek M & D Richardson. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77: 1655-1661.
- Richardson D. 2006. *Pinus*: A model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia* 78: 375-388.
- Richardson D & M Rejmánek. 2004. Conifers as invasive aliens: A global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10: 321-331.
- Richardson D, P Williams & R Hobbs. 1994. Pine invasions in the southern hemisphere: Determinants of spread and invadability. *Journal of Biogeography* 21: 511-527.
- Simberloff D, M Nuñez, N Ledgard, A Pauchard, D Richardson, M Sarasola, B Van Wilgen, S Zalba, R Zenni, R Bustamante, E Peña & S Ziller. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35: 489-504.
- Steers R, S Fritzke, J Rogers, J Cartan & K Hacker. 2013. Invasive pine tree effects on Northern Coastal scrub structure and composition. *Invasive Plant Science and Management* 6: 231-242.
- Tassin J, J Riviere, M Cazanove & E Bruzzese. 2006. Ranking of invasive woody plant species for management on Reunion Island. *Weed Research* 46: 388-403.
- Urrutia J, A Pauchard & R García. 2013. Diferencias en la composición vegetal de un bosque de *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch y *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst. asociadas a un gradiente de invasión de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. *Gayana Botánica* 70: 127-135.