

EMERGENCIA, SUPERVIVENCIA Y ESTABLECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE *Gleditsia triacanthos* Y *Bauhinia forficata* EN CLAROS Y SOTOBOSQUES DEL PARQUE VILLARINO, ZAVALLA, SANTA FE, ARGENTINA.

TROSSERO, Matías¹; GRIFFA, Pablo¹; GONZÁLEZ, Santiago¹; CORONATI, Elías¹ (*ex aequo*); BARBERIS, Ignacio²

¹ Alumnos del Taller de Integración I "La investigación en las ciencias naturales y sociales".

² Cátedra Ecología Vegetal.

Facultad de Ciencias Agrarias - UNR.

C.C. 14. (S2125ZAA) Zavalla - Santa Fe - Argentina.

E-mail: ibarberi@fcagr.unr.edu.ar

Resumen

Varias especies de árboles exóticos son mencionadas como subespontáneas en la región pampeana. *Gleditsia triacanthos* se instala ocasionalmente con éxito en pastizales. El Parque Villarino ha sido invadido por varias especies leñosas. Extrañamente, *G. triacanthos* no coloniza sectores del Parque pese a la presencia de algunos adultos. El objetivo del trabajo fue evaluar la emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas de dos especies leñosas de diferente capacidad de invasión (*Bauhinia forficata* y *G. triacanthos*) en dos hábitats contrastantes (claros y sotobosques). Se postuló que el efecto de los claros sobre la emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas sería mayor para *G. triacanthos* que para *B. forficata*. Se seleccionaron 10 parcelas de 9 m² en un sector del Parque invadido por leñosas. En 5 parcelas, escogidas al azar, se cortaron las leñosas (claros) y en las otras no se modificó la vegetación (sotobosques). En cada parcela se establecieron 64 subparcelas y en la mitad de ellas, seleccionadas al azar, se sembró *G. triacanthos* y en la otra mitad *B. forficata*. A lo largo de 60 días desde la siembra se registró la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas en cada parcela. Los datos se analizaron usando un diseño experimental de parcelas divididas. El efecto hábitat no influyó sobre la emergencia de las especies, ni sobre la supervivencia de *B. forficata*, pero sí sobre la supervivencia de *G. triacanthos* por lo que el establecimiento de plántulas de ésta fue mayor en los claros que en los sotobosques, donde fue nulo. Estos resultados sugirieron que los disturbios producidos por la caída de árboles pequeños no facilitarían la invasión de *G. triacanthos*.

Palabras clave:

Invasión, especies exóticas.

EMERGENCE, SURVIVAL AND ESTABLISHMENT OF *Gleditsia triacanthos* AND *Bauhinia forficata* SEEDLINGS IN GAPS AND UNDERSTOREYS IN PARQUE VILLARINO, ZAVALLA, PROVINCE OF SANTA FE, ARGENTINA

Summary

Several exotic tree species are mentioned as sub-spontaneous of the Pampean region. *Gleditsia triacanthos* occasionally sets itself successfully in grasslands. Parque Villarino has been invaded by several woody species. Interestingly, *G. triacanthos* does not colonize sectors of the park despite the presence of some adult trees. The aim of this paper was to evaluate seedling emergence, survival, and establishment for two woody species with different invasive ability (*Bauhinia forficata* and *G. triacanthos*) in two contrasting habitats (gaps and understorey). It was postulated that the effect of gaps on seedling emergence, survival and establishment would be greater for *G. triacanthos* than for *B. forficata*. Ten plots about 9 m² were selected from a park sector invaded by woody species. Woody vegetation was removed from 5 randomly-selected plots (gaps), while in the other five it was left untouched (understorey). Sixty four subplots were set up in each plot. *G. triacanthos* seeds were sown in half of the subplots selected at random, and *B. forficata* in the other half. Seedling emergence, survival and establishment from sowing date were recorded for each plot during 60 days. Data were analyzed using an experimental split-plot design. The habitat-effect did not affect emergence of either species, nor the survival of *B. forficata*, but seedling survival of *G. triacanthos* was greater in gaps than in understoreys, where it was nil. Therefore, the type of habitat affected seedling establishment of the latter species. These results suggest that disturbances produced by small treefall gaps would not facilitate *G. triacanthos* invasion.

Key words:

Invasion, exotic species.

Introducción

Las invasiones biológicas representan una de las mayores amenazas a la biodiversidad global y uno de los principales problemas ecológicos de la actualidad (Richardson, 1998). El establecimiento de plantas en un ambiente depende de la llegada de semillas y/o de lo adecuado que sea el mismo para el establecimiento, crecimiento y supervivencia de plántulas (Schupp, 1995; Ehrlén y Eriksson, 2000). En consecuencia, la invasión puede deberse a cambios en la presión de propágulos, cambios en el régimen de disturbios o a la introducción de otras especies que podrían facilitar su expansión (Bazzaz, 1996; Mazia *et al.*, 2001).

Los disturbios, al modificar las condiciones bióticas y abióticas del ambiente, facilitarían el ingreso de especies exóticas. En comunidades boscosas, el reclutamiento de plántulas está asociado principalmente a la presencia de claros producidos por la caída de los árboles (Dalling y Hubbell, 2002). Al crearse un claro se observa un aumento en la disponibilidad de recursos como luz, agua y nutrientes (Bazzaz, 1996) y una reducción de la competencia (Coomes y Grubb, 2000). La supervivencia y crecimiento posterior en cada ambiente serán función de las distintas características de las especies (Bazzaz, 1996).

Hasta el siglo XIX, el paisaje de la región pampeana se caracterizaba por la ausencia casi total de árboles. Se postuló que la falta de árboles se debería a las condiciones de suelo, la competencia con los pastos y el fuego (Parodi, 1942). La interferencia de la vegetación ha sido demostrada experimentalmente (Facelli y León, 1986; Mazia *et al.*, 2001). Actualmente, los cambios en el uso de la tierra han producido la fragmentación y reemplazo de los pastizales por pequeños establecimientos agrícolas o ganaderos. A su vez, el uso de especies forestales exóticas para proveer madera, sombra o cortinas rompeviento ha incrementado el área boscosa, aumentando así la presión de propágulos (Ghersa y León, 1999). El cambio en el régimen de disturbio y la mayor presión

de propágulos han favorecido la invasión por especies leñosas exóticas de áreas de pastizal, generalmente disturbadas por pastoreo, construcción de terraplenes, banquetas de caminos, alambrados (Mazia *et al.*, 2001; Ghersa *et al.*, 2002; Zalba y Villamil, 2002). Similar patrón ha sido observado en áreas boscosas (Montaldo, 1993; Mazia *et al.*, 2001). Entre las principales especies se destacan: *Acer negundo* L., *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Gleditsia triacanthos* L., *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton, *Ligustrum sinense* Lour., *Melia azederach* L., *Morus alba* L. y *Robinia pseudoacacia* L.

El Parque Villarino ha sido colonizado por numerosas especies leñosas (e.g. *M. alba*, *L. lucidum*, *L. sinense*, *F. pennsylvanica*, *A. negundo*, *Bauhinia forficata* Link subsp. *pruinosa* (Vogel) Fortunato et Wunderlin; García *et al.*, 2003). Extrañamente, *G. triacanthos*, invasora común de numerosos pastizales pampeanos, no ha invadido el sector oeste del Parque Villarino, a pesar de la presencia de algunos individuos adultos (Observación personal).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del disturbio provocado por la caída de árboles sobre la emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas de dos especies leñosas (*B. forficata* y *G. triacanthos*) en el Parque Villarino. Estas especies tienen similar tamaño de semilla, pero diferente capacidad de invasión de pastizales (*B. forficata* < *G. triacanthos*). Se postula que: (1) la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas serán mayores en los claros, donde la luminosidad es mayor y la competencia con individuos adultos es menor que en los sotobosques; (2) la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas serán mayores para *B. forficata* que para *G. triacanthos*, sobre la base de lo observado por García *et al.* (2003); y (3) que el efecto de los claros sobre la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas será mayor para *G. triacanthos* que para *B. forficata*, dada las características pioneras de la primera.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El estudio se realizó en el Parque Villarino, Zavalla (33° 01'S, 60° 53'O; 50 m s.n.m.) ubicado en la pampa húmeda, provincia de Santa Fe. Este Parque ocupa unas 100 hectáreas y alberga unas 172 especies leñosas (García *et al.*, 2003). El clima es templado cálido húmedo, con una temperatura media anual de 17°C y precipitaciones medias anuales de 985 mm (Sacchi *et al.*, 2000). Las precipitaciones anuales registradas durante el período analizado (697 mm) fueron inferiores a la histórica. El tipo de suelo es argiudol vértico, muy profundo y bien drenado (Busso y Ausilio, 1989). Gran parte del sector oeste del Parque (sectores 3a,b,c, 4a,b y 5a *sensu* García *et al.*, 2003) ha sido colonizado por leñosas.

Especies utilizadas

B. forficata es una especie arbórea decidua que habita en S de Brasil, E de Paraguay, NO de Uruguay y NE de Argentina. En la región pampeana crece en forma subespontánea. Las plantas, que alcanzan una altura de 8-10 metros, florecen de diciembre a febrero y fructifican de abril a mayo, perdurando los frutos hasta julio. La polinización es entomófila y la dispersión es autócora. Se multiplica también por raíces gemíferas (Valla *et al.*, 1999).

G. triacanthos es una especie arbórea decidua, originaria del centro-este de Norteamérica (Valla *et al.*, 1999). En Argentina, ha invadido bosques montanos (Marco y Páez, 2000), bosques del Espinal periéstepico (Lewis *et al.*, 2004) y numerosas comunidades de la región pampeana (Mazia *et al.*, 2001; Ghersa *et al.*, 2002; Zalba y Villamil, 2002). Las plantas, que pueden medir hasta 20 metros de altura, florecen de noviembre a diciembre y fructifican de diciembre a mayo. Alcanzan la edad reproductiva a los 7 años y viven en promedio 75 años (Marco y Páez, 2000). Se reproduce tanto sexual como asexualmente (Marco y Páez, 2000). La polinización es entomófila y la dispersión endozoócara (Valla *et al.*, 1999).

Ambas especies pertenecen a la subfamilia Caesalpinoideae (Fabaceae) y poseen semillas con similares características morfológicas. Las semillas de *B. forficata* miden $9,2 \pm 0,61$ mm de largo, $6,1 \pm 0,32$ mm de ancho y $3,2 \pm 0,45$ mm de espesor (N = 50). Sus 100

semillas pesan 11 g y tienen un volumen de 15,2 ml. Las semillas de *G. triacanthos* miden $10,4 \pm 0,87$ mm de largo, $8,2 \pm 0,69$ mm de ancho y $2,4 \pm 0,25$ mm de espesor (N = 50). Sus 100 semillas pesan 12 g y tienen un volumen de 14,3 ml.

Previo a la siembra se realizaron ensayos de germinación (recuento del stand final de plántulas normales) en cajas de Petri colocadas en cámara a temperatura constante de 25°C y un fotoperíodo de 12 hs durante 15 días. Las semillas fueron previamente escarificadas mediante acción mecánica con abrasivo. Ambas especies tuvieron muy altos porcentajes de germinación: *B. forficata* 86% y *G. triacanthos* 98%.

Diseño del experimento y tratamientos realizados

Al noroeste del Parque Villarino (sector 3b *sensu* García *et al.*, 2003) se seleccionaron 10 sitios con cobertura uniforme de renovales de *Acer negundo*. En cada sitio se estableció una parcela de 5 × 5 m en la cual todos los individuos de especies leñosas presentes fueron contados y se les midió el diámetro a la altura del pecho (DAP). Se registraron en total 509 individuos (296 individuos DAP ≥ 5 cm y 213 individuos DAP < 5 cm).

En cinco parcelas, seleccionadas al azar, se cortaron y removieron los individuos leñosos de un área de 9 m² (claros), mientras que en las otras no se modificó la vegetación (sotobosques). El tamaño del claro creado fue similar al producido por la caída de un árbol pequeño (Observación personal). Previo a la creación de los claros, no se observaron diferencias significativas en la densidad de individuos leñosos entre parcelas de claros y sotobosques para ninguna de las categorías de tamaño analizadas (para todas las pruebas t de Student $P > 0,25$). Tampoco se registraron diferencias entre hábitats respecto al área basal de los individuos (prueba U de Mann-Whitney = 37, $P > 0,05$; Sotobosques: mediana = 328,0 cm² y claros: mediana = 264,4 cm²).

En el centro de cada parcela se demarcó un cuadrado de 1,2 × 1,2 m con estacas de alambre. Por medio de una tanza de nylon, el cuadrado se subdividió en 64 subparcelas de 15 × 15 cm. En 32 subparcelas, asignadas al

azar, se sembraron semillas escarificadas de *G. triacanthos* y en las 32 restantes, semillas escarificadas de *B. forficata*. La ubicación de cada semilla fue registrada y mapeada. Para observar si había regeneración natural de ambas especies se estableció una parcela testigo de $1,2 \times 1,2$ m.

La siembra se realizó el 15 de octubre de 2003. A partir de ese momento se realizaron 9 inspecciones a los 10, 13, 16, 20, 23, 27, 37, 48 y 60 días, respectivamente. En cada inspección se registró la emergencia de nuevas plántulas (i.e. aparición de cotiledones sobre la superficie del terreno) y la supervivencia de las emergidas previamente. El establecimiento de plántulas en una determinada fecha se definió como el número de plántulas presentes en la misma. En el momento de la siembra y a los 10 días de la misma se regaron las parcelas.

Un año luego de la siembra se realizó una nueva inspección en la que se registró el número total de individuos presentes, pero no se logró identificar a cada individuo. En cada parcela se midió la altura y se contó el número de hojas de la plántula de mayor tamaño de cada especie.

Análisis de los datos

Se utilizó un diseño en parcelas divididas con hábitat (i.e. claro o sotobosque) como el efecto de la parcela principal y especies (i.e. *G. triacanthos* o *B. forficata*) como el efecto de las subparcelas. Las probabilidades de emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas a los 60 días desde la siembra con respecto al tipo de hábitat y a la especie considerada se analizaron con modelos lineales generalizados (macro GLIMMIX y PROC MIXED de SAS versión 8.0; Littell *et al.*,

1996; SAS Institute Inc., 1999). Se consideró que las variables 'emergencia', 'supervivencia' y 'establecimiento' de plántulas tenían una distribución de probabilidades tipo binomial y la variable 'tiempo de emergencia' tenía una distribución normal (Littell *et al.*, 1996). Los efectos de los tratamientos (i.e. hábitat y especies) se consideraron como efectos fijos, mientras que el efecto de las parcelas se consideró como efecto aleatorio. Los tests F se realizaron considerando suma de cuadrados tipo III (Littell *et al.*, 1996).

Se construyeron curvas de emergencia acumulada desde la siembra hasta 60 días después de la misma para cada especie en cada tipo de hábitat. Para evaluar si existían diferencias en la forma de las curvas de emergencia acumulada entre especies y entre hábitats se empleó el test Log-rank (PROC LIFETEST de SAS versión 8.0; SAS Institute Inc., 1999). Se hicieron también curvas de establecimiento de plántulas a lo largo del período de estudio para cada especie en cada tipo de hábitat.

Al final del experimento no sobrevivieron individuos de *G. triacanthos* en el sotobosque. En consecuencia, el efecto del hábitat sobre cantidad de hojas y la altura de las plantas crecidas se evaluó sólo para *B. forficata* y se utilizó la prueba *t* de Student. De manera similar, la comparación entre especies se realizó sólo en los claros y se utilizó la prueba *t* de Student para datos apareados.

Como durante las inspecciones no se observaron plántulas de *G. triacanthos* o *B. forficata* en la parcela testigo, los datos presentados son los registrados a campo.

Resultados

Las curvas de emergencia acumulada de plántulas (Fig. 1a) desde la siembra hasta los 60 días después de la misma fueron similares para *G. triacanthos* y *B. forficata* (Log-rank: $\chi^2_{1 \text{ g.l.}} = 0,05$, $P = 0,8158$) y para los claros y sotobosques (Log-rank: $\chi^2_{1 \text{ g.l.}} = 0,52$, $P = 0,4699$). La emergencia de plántulas de ambas especies estuvo asociada a las condiciones de humedad favorable durante los primeros días de la siembra (Fig. 1a,c). El tiempo de emergencia promedio fue similar en claros y sotobosques (Fig. 2a; Tabla 1). Las plántulas de *G. triacanthos* emergieron más rápidamente que las de *B. forficata* y el efecto

del hábitat no difirió entre especies (Fig. 2a; Tabla 1). A los 60 días desde la siembra, la cantidad de plántulas emergidas fue similar en claros y sotobosques (Fig. 2b; Tabla 1). La emergencia de plántulas de *B. forficata* fue mayor que la de *G. triacanthos* (Fig. 2b; Tabla 1) y el efecto del hábitat sobre la probabilidad de emergencia no difirió entre especies (Fig. 2b; Tabla 1).

La supervivencia de plántulas fue significativamente mayor para *B. forficata* que para *G. triacanthos* (Fig. 2c; Tabla 1). Para la última especie, la supervivencia fue mayor en claros

que en sotobosques, mientras que para *B. forficata*, la supervivencia no fue afectada por el tipo de hábitat (Fig. 2c; Tabla 1). La supervivencia de *G. triacanthos* no parece estar asociada a las precipitaciones observadas (Fig. 1b,c).

Las curvas de establecimiento de plántulas desde la siembra hasta los 60 días después de la misma fueron distintas para *B. forficata* y *G. triacanthos* (Fig. 1b), debido a las diferencias en los tiempos de emergencia (Fig. 2a) y en la probabilidad de supervivencia de plántulas (Fig. 2c). A los 60 días desde la siembra, el establecimiento de plántulas fue significativamente mayor en claros que en sotobosques y mayor para *B. forficata* que para *G. triacanthos* (Fig. 2d; Tabla 1). Se observó una interacción significativa entre hábitat y especie. Para *G. triacanthos* la cantidad de individuos establecidos fue significativamente mayor en claros que en sotobosques, sin embargo para *B. forficata* el establecimiento de plántulas no fue afectado por el tipo de hábitat (Fig. 2d; Tabla 1).

Luego de un año, la probabilidad de observar individuos establecidos fue mayor para *B. forficata* ($0,31 \pm 0,05$) que para *G. triacanthos* ($0,04 \pm 0,01$; $\chi^2_{1,629 \text{ g.l.}} = 80,82, P < 0,0001$). Si bien la probabilidad de observar individuos fue mayor en claros ($0,17 \pm 0,05$) que en sotobosques ($0,08 \pm 0,03$), la diferencia no fue significativa ($\chi^2_{1,8 \text{ g.l.}} = 3,40, P = 0,1024$). En el sotobosque no sobrevivió ningún individuo de *G. triacanthos*. Al final del período de estudio, las plántulas de *B. forficata* que crecieron en los claros tenían similar cantidad de hojas (*t* de Student = 1,58; $P = 0,153$) y altura (*t* de Student = -1,06; $P = 0,318$) que las plántulas de sotobosque (Fig. 3a,c). En los claros, las plántulas de *G. triacanthos* tenían menor cantidad de hojas (*t* de Student datos apareados = 5,20; $P = 0,014$), pero eran más altas (*t* de Student datos apareados = -5,83; $P = 0,010$) que las plántulas de *B. forficata* (Fig. 3b,d).

Tabla 1:

Efecto del tipo de hábitat (claro o sotobosque), especie (*G. triacanthos* o *B. forficata*) y su interacción sobre el tiempo de emergencia y las probabilidades de emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas a los 60 días desde la siembra. Se muestran los grados de libertad (g.l.) del numerador y el denominador, los valores de F y su significancia ($P > F$).

Variable	Efecto	g.l.	Valor F	P > F
Emergencia a 60 días	Hábitat	1,8	0,01	0,9290
	Especies	1,628	10,55	0,0044
	Hábitat*Especies	1,628	0,01	0,9262
Días a emergencia	Hábitat	1,8	3,07	0,1177
	Especies	1,415	87,02	< 0,0001
	Hábitat*Especies	1,415	0,01	0,9286
Supervivencia a 60 días	Hábitat	1,8	2,88	0,1281
	Especies	1,415	97,90	< 0,0001
	Hábitat*Especies	1,415	15,31	0,0001
Establecimiento a 60 días	Hábitat	1,8	6,05	0,0394
	Especies	1,628	102,56	< 0,0001
	Hábitat*Especies	1,628	11,69	0,0070

Figura 1:
Curvas de a) Emergencia y b) Establecimiento acumulados de plántulas de *G. triacanthos* y *B. forficata* en claros y sotobosques del Parque Villarino, Zavalla hasta los 60 días de la siembra. c) Temperatura media y precipitaciones diarias registradas en Zavalla.

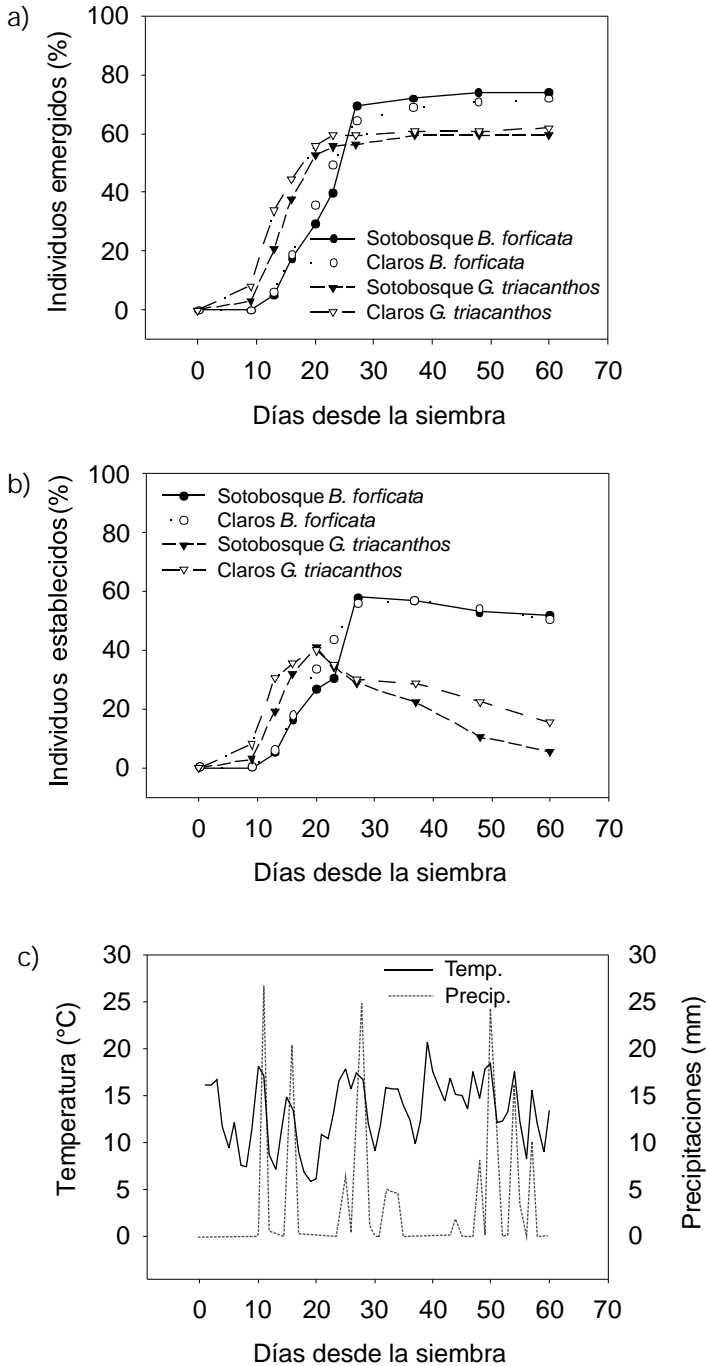


Figura 2:

Tiempo de emergencia (a) y probabilidades de emergencia (b), supervivencia (c) y establecimiento de plántulas (d) de *G. triacanthos* y *B. forficata* a los 60 días desde la siembra en claros y sotobosques del Parque José F. Villarino, Zavalla. Las barras muestran el promedio \pm error estándar de la media.

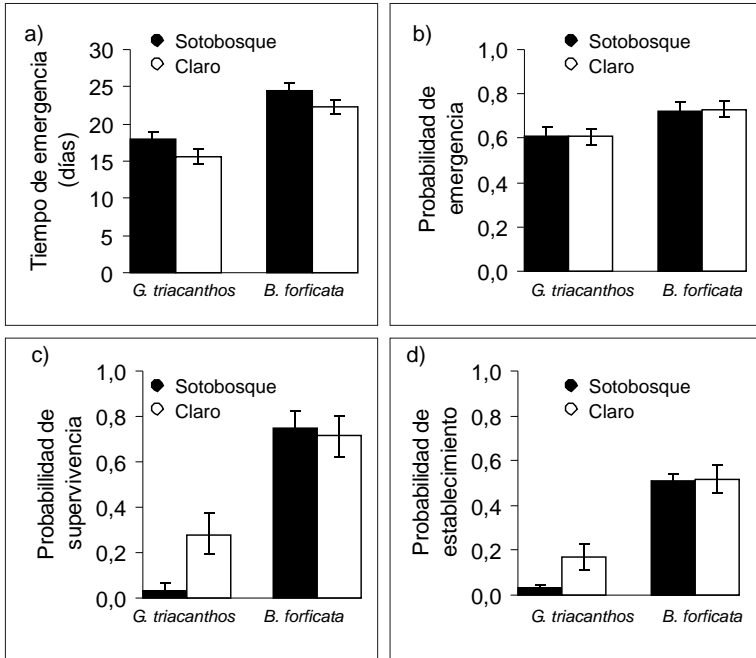
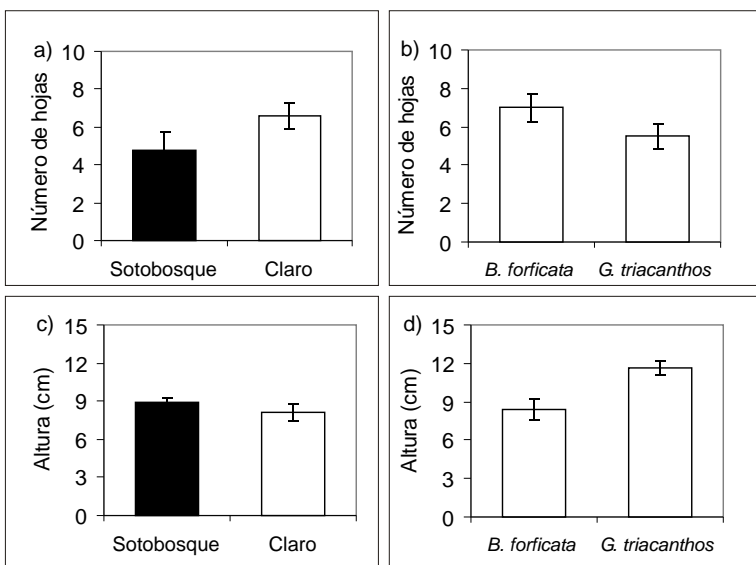


Figura 3:

Número de hojas y altura (media \pm error estándar de la media) de plántulas de *B. forficata* en claros y sotobosques (a y c) y número de hojas y altura (media \pm error estándar de la media) de plántulas de *B. forficata* y *G. triacanthos* en claros (b y d) del Parque Villarino, Zavalla a un año de la siembra. No se presentan datos sobre *G. triacanthos* en el sotobosque porque no sobrevivió ningún individuo.



Discusión

Efecto de los disturbios sobre el establecimiento de plántulas en el bosque

La invasión de un ambiente depende de la disponibilidad de propágulos y de sitios adecuados. La ausencia de reclutamiento natural (i.e. plántulas no sembradas) en las parcelas evaluadas sugiere que el establecimiento de *B. forficata* y *G. triacanthos* estaría limitado por la disponibilidad de propágulos. Este patrón ha sido observado en numerosas comunidades herbáceas y leñosas (Ehrlén y Eriksson, 2000; Mazia *et al.*, 2001).

En el presente estudio, la probabilidad de emergencia de plántulas de *B. forficata* o *G. triacanthos* no sería afectada por las condiciones ambientales producidas por la creación de los claros en el bosque. Por el contrario, en el oeste de la Pampa Húmeda, Mazia *et al.* (2001) observaron una mayor emergencia de *G. triacanthos* bajo el canopeo cerrado de *L. lucidum* que en el claro. La diferencia entre ambos estudios podría deberse a diferencias en la humedad del suelo (Burton y Bazzaz, 1991). En nuestro estudio, la disponibilidad de humedad del suelo fue elevada debido al riego inicial y a las precipitaciones durante los primeros 60 días, pero no disponemos de información sobre el estudio de Mazia *et al.* (2001). El tiempo de emergencia en nuestro estudio fue menor en los claros que en los sotobosques, pero las diferencias no fueron significativas. Posiblemente, esto se deba por un lado, a que la emergencia de *G. triacanthos* es poco sensible a las variaciones térmicas (Burton y Bazzaz, 1991) y por otro a que las semillas habían sido previamente escarificadas.

La supervivencia de plántulas de *B. forficata* fue similar en claros y sotobosques, mientras que la supervivencia de plántulas de *G. triacanthos* fue mayor en los claros. Similarmente, Mazia *et al.* (2001) observaron que las condiciones dentro del claro parecían favorecer la supervivencia de las plántulas de *G. triacanthos* durante el primer año. Sin embargo, las diferencias respecto al sotobosque desaparecieron una vez que el claro fue cubierto por el dosel (Mazia *et al.*, 2001). Este patrón podría deberse a la susceptibilidad de las plántulas de *G. triacanthos* a la pérdida de turgencia y a sus requerimientos lumínicos (Burton y Bazzaz, 1995).

El establecimiento de plántulas fue similar en claros y sotobosques para *B. forficata* pero mayor en los claros para *G. triacanthos*. Luego de un año, el establecimiento de *G. triacanthos* en los claros fue muy bajo y en los sotobosques nulo. Dado que numerosas comunidades boscosas han sido invadidas por *G. triacanthos* (Marco y Páez, 2000; Lewis *et al.*, 2004) y que en varias de ellas forma un banco de plántulas (Bazzaz, 1996; Marco y Páez, 2000), nuestros resultados sugieren que la invasión de esta especie requiere claros de mayor tamaño (cf. Mazia *et al.*, 2001) o de más de un evento de invasión. Esto coincide con Marco y Páez (2000), quienes propusieron que *G. triacanthos* requiere sitios con disturbios severos, pero poco frecuentes.

Luego de un año de la siembra, los individuos de ambas especies tuvieron un escaso crecimiento y formarían un banco de plántulas. Para *G. triacanthos*, los individuos pasaron de la fase 'plántulas' (con cotiledones y hasta 4 hojas) a la fase 'juveniles 1' (< 15 cm de altura) (*sensu* Marco y Páez, 2000). El escaso crecimiento de las plántulas de *G. triacanthos* en los claros y la similitud de tamaño (altura y número de hojas) de plántulas de *B. forficata* en claros y sotobosques estarían posiblemente asociados al reducido tamaño de los claros.

El bajo establecimiento de *G. triacanthos* en el sotobosque confirma las observaciones realizadas por Mazia *et al.* (2001) y está de acuerdo con la clasificación de *G. triacanthos* como una especie colonizadora de sitios abiertos durante los primeros estadios sucesionales en campos abandonados (Bazzaz, 1996).

En consecuencia, estos resultados verifican parcialmente nuestra primera hipótesis que postulaba que la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas serán mayores en los claros que en los sotobosques y totalmente la tercera hipótesis que postulaba que el efecto de los claros sobre la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas será mayor para *G. triacanthos* que para *B. forficata*.

Identidad de las especies en el establecimiento de plántulas

El resultado de las invasiones biológicas depende de las características ambientales y

de las especies involucradas. Una de las principales causas de las diferencias entre especies es el tamaño de las semillas (Mazia *et al.*, 2001; Coomes y Grubb, 2003). En nuestro estudio, debido a que se utilizaron especies con semillas de similar tamaño esta causa debería descartarse.

Los ensayos de germinación, realizados previo a la siembra de las semillas, permiten explicar el mayor porcentaje de emergencia para *G. triacanthos* que para *B. forficata*. Los valores de emergencia a campo de *G. triacanthos* fueron similares a los registrados por Burton y Bazzaz (1991) en Illinois, E.E.U.U. (> 60% en todos los hábitats). Estos resultados confirman la alta tasa de emergencia de *G. triacanthos* cuando sus semillas han sido escarificadas. La emergencia de semillas no escarificadas es 10 veces menor y se extiende a lo largo de más de un año (Burton y Bazzaz, 1991).

Si bien el tiempo de emergencia de *G. triacanthos*, tanto en los claros como en el sotobosque, fue menor que el de *B. forficata*, el porcentaje de emergencia de *B. forficata* fue mayor que el de *G. triacanthos* a los 60 días de

la siembra. Esto sumado a la menor supervivencia de *G. triacanthos* en comparación con la de *B. forficata* determinó que el porcentaje de individuos establecidos al finalizar el experimento fuera mayor para *B. forficata* que para *G. triacanthos*. Estos resultados concuerdan con lo observado por García *et al.* (2003) para el Parque Villarino y avalan la segunda hipótesis evaluada que postulaba que la emergencia, la supervivencia y el establecimiento de plántulas serán mayores para *B. forficata* que para *G. triacanthos*.

En los bosques templados y tropicales se observa un compromiso en la asignación de recursos a los distintos procesos (Kobe, 1999; Dalling y Hubbell, 2002). Las especies leñosas con mayores requerimientos de luz tienen mayores tasas de crecimiento en altura en los claros, pero una menor supervivencia en el sotobosque que las especies más tolerantes a la sombra. En consecuencia, nuestros resultados de crecimiento en altura en claros y supervivencia de plántulas en el sotobosque permitirían afirmar que *G. triacanthos* es menos tolerante a la sombra que *B. forficata*.

Conclusiones

Los resultados de este trabajo muestran que el hábitat no influyó sobre la emergencia de plántulas de ambas especies, ni sobre la supervivencia de plántulas de *B. forficata*. Sin embargo, la supervivencia de plántulas de *G.*

triacanthos fue mayor en los claros que en el sotobosque, donde fue nula. Estos resultados sugieren que los disturbios producidos por la caída de árboles pequeños no facilitarían la invasión de *G. triacanthos*.

Agradecimientos

A Emilio Bugioloacci por el aporte de semillas de *G. triacanthos* y por su colaboración en la primera fase del experimento. A Franco Marani y Diego Paolucci en el regado de las parcelas. A Carlos Tesolín por su ayuda en la creación de los claros en el Parque. A Claudia Alzugaray por su colaboración en los ensayos de germinación. A la Cátedra de Climatología Agrícola de la Facultad de Ciencias Agrarias (U.N.R.) por los datos climáticos. A los revisores que ayudaron a mejorar la calidad del manuscrito.

Bibliografía

- BAZZAZ, F.A. 1996. Plants in changing environments. Linking physiological, population, and community ecology. Cambridge University Press. Cambridge.
- BURTON, P.J. y BAZAZ, F.A. 1991. Tree seedling emergence on interactive temperature and moisture gradients and in patches of old-field vegetation. *American Journal of Botany*, 78:131-149.
- BURTON, P.J. y BAZAZ, F.A. 1995. Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of old-field vegetation. *Journal of Ecology*, 83:99-112.

BUSSO, A. y AUSILIO, A. 1989. Mapa de suelos del Campo Experimental "José V. Villarino". Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario. Publicación Técnica N° 5.

COOMES, D.A. y GRUBB, P.J. 2000. Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. *Ecological Monographs*, 70:171-207.

COOMES, D.A. y GRUBB, P.J. 2003. Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology and Evolution*, 18:283-291.

DALLING, J.W. y HUBBELL, S.P. 2002. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology*, 90:557-568.

EHRLEÍN, J. y ERIKSSON, O. 2000. Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology*, 81:1667-1674.

FACELLI, J.M. y LEÓN, R.J.C. 1986. El establecimiento espontáneo de árboles en la pampa. Un enfoque experimental. *Phytocoenología*, 14:263-274.

GARCÍA, R.; DIP, L.; ESPONDA, M.; GATTUSO, M.; GATTUSO, S.; LUSARDI, M. y McCARGO, J. 2003. Parque José F. Villarino. Arboledas en la localidad de Zavalla. UNR Editora. Rosario.

GHERSA, C.M. y LEÓN, R.J.C. 1999. Successional changes in agroecosystems of the Rolling Pampa. En: *Ecosystem of disturbed ground* (L. R. Walker Ed.). Elsevier Science B.V. Amsterdam, p. 487-502.

GHERSA, C.M.; DE LA FUENTE, E.; SÚAREZ, S. y LEÓN, R.J.C. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88:271-278.

KOBE, R.K. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology*, 80:187-201.

LEWIS, J.P.; NOETINGER, S.; PRADO, D.E. y BARBERIS, I.M. 2004. Los remanentes de bosques del Espinal en el este de la provincia de Córdoba. *Revista Agromensajes*, 13:23-27.

LITTELL, R.C.; MILLIKEN, G.A.; STROUP, W.W. y WOLFINGER, R.D. 1996. SAS® system for mixed models. SAS Institute Inc., Cary.

MARCO, D.E. y PÁEZ, S.A. 2000. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of central Argentina. *Environmental Management*, 26:409-419.

MAZIA, C.N.; CHANETON, E.J.; GHERSA, C.M. y LEÓN, R.J.C. 2001. Limits to tree species invasion in pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia*, 128:594-602.

MONTALDO, N.H. 1993. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 66:75-85.

PARODI, L.R. 1942. ¿Por qué no existen bosques naturales en la llanura bonaerense?. *Revista del Centro de Estudiantes de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Buenos Aires*, 30:387-390.

RICHARDSON, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12:18-26.

SACCHI, O.; COSTANZO, M. y CORONEL, A. 2000. Características climáticas de Zavalla. Informe interno de la Cátedra de Climatología Agrícola. Fac. Cs. Agr., U.N.R. 11 pp.

SAS INSTITUTE INC. 1999. SAS System version 8. SAS Institute Inc. Cary.

SCHUPP, E.W. 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany*, 82:399-409.

VALLA, J.J.; JANKOWSKI, L.; BAZZANO, D. y HERNÁNDEZ, A.J. 1999. Árboles urbanos. En: *Biota Rioplatense IV* (H.B. Lahitte y J.A. Hurrell Eds.). L.O.L.A. (Literature of Latin America). Buenos Aires, p. 1-320.

ZALBA, S.M. y VILLAMIL, C.B. 2002. Woody plant invasion in relictuall grasslands. *Biological Invasions*, 4:55-72.