

ANÁLISIS FLORÍSTICO-ESTRUCTURAL DE LOS NÚCLEOS BOSCOSOS ESPONTÁNEOS DEL PARQUE J. F. VILLARINO (ZAVALLA, SANTA FE, ARGENTINA)

EDUARDO A. FRANCESCHI^{1,2} y SILVIA I. BOCCANELLI¹

Summary: Floristic-structural analysis of spontaneous little forests in the J. F. Villarino park (Santa Fe, Argentina). The anthropization process in the Pampean grassland has brought about an increasing presence of trees. In this study we analyzed the structure and composition of little forests which have resulted from the spontaneous multiplication of tree species in the J. F. Villarino Park, in Zavalla, Province of Santa Fe, Argentina. Using a plot sampling method, individuals were counted to determine density per species in the upper and treelets strata. Height and DBH of individuals in the upper stratum were recorded. Abundance-coverage of herbaceous and woody species saplings was estimated in the lower stratum. Soil humidity and ground-level light intensity were measured. Data were analyzed using multivariate methods. Three types of little forests were identified: a mixed one, another dominated by *Acer negundo* and a third with dominance of *Ligustrum lucidum*. Differences in DBH-height relationship were significant among the three groups. Soil humidity and light intensity did not differ significantly. Young individuals of the dominant species in the upper stratum are found in the under-storey. The lower herbaceous stratum is discontinuous. These forests contain many native species.

Key words: *Acer negundo*, exotic species, invasive woody plants, *Ligustrum lucidum*, native invasive species, Pampas trees, patches.

Resumen: Con la antropización de la región pampeana fue creciendo en importancia la presencia del árbol. El objetivo de este trabajo es analizar la composición y estructura de los núcleos boscosos resultantes de la multiplicación espontánea de especies arbóreas en el parque J. F. Villarino en la provincia de Santa Fe (Argentina). En un muestreo se contaron los individuos y determinó densidad por especie del estrato superior y renovales. Se registró altura y DAP de los individuos del estrato superior. En el estrato inferior la abundancia-cobertura de juveniles de leñosas y herbáceas fue estimada para cada especie. Se midió humedad del suelo e intensidad de la luz a nivel del suelo. Los datos se analizaron fundamentalmente con métodos multivariados. Se reconocieron tres tipos de núcleos boscosos: uno Mixto y dos con dominancia de *Acer negundo* y *Ligustrum lucidum* respectivamente. La relación entre DAP y altura resultó significativamente diferente entre los grupos. No se encontraron diferencias significativas de humedad e intensidad de luz entre los grupos. Las especies dominantes en el estrato superior presentan individuos jóvenes en el sotobosque. El estrato inferior herbáceo es discontinuo. Estos núcleos boscosos contienen muchas especies nativas.

Palabras clave: *Acer negundo*, árboles en la pampa, exóticas, invasoras nativas, leñosas invasoras, *Ligustrum lucidum*, parches.

INTRODUCCIÓN

La superficie de la tierra que está libre de la influencia del hombre es escasa, y los pastizales están entre los ecosistemas que han sido más

alterados y reducidos en su extensión (Hannah *et al.*, 1995). A medida que el hombre fue superando las barreras geográficas, fue trasladando consigo voluntaria o involuntariamente muchas especies, que se han naturalizado en áreas muy lejanas a sus lugares de origen (Money & Hobbs, 2000), modificando las comunidades nativas, fenómeno al parecer irreversible y que se ha intensificado en las últimas décadas (Castro-Díez *et al.*, 2004). La región pampeana argentina no fue ajena a

¹ Cátedra de Ecología Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, UNR. efranceschi@arnet.com.ar

² CIUNR.

este proceso, ya que con el arribo del hombre europeo especies vegetales foráneas comenzaron a incorporarse a las comunidades nativas (Söyriñki, 1991). Paulatinamente con la extensión de la agricultura, las comunidades vegetales climácicas nativas han desaparecido y las especies que no se adaptaron a un hábitat ruderal han reducido tanto sus poblaciones que son rarezas o están en vías de extinción.

Concomitantemente con la antropización fue creciendo en importancia la presencia del árbol con fines utilitarios (madera, sombra, alimento, refugio) u ornamentales, que con el tiempo fueron invadiendo banquinas, bordes de carreteras, vías férreas, terrenos disturbados, etc. (Ghersa *et al.*, 2002), formando hileras o pequeños grupos (Mazia *et al.*, 2001; Zalba & Villamil, 2002), pero también se observa la aparición de grupos de árboles o bosquesitos formados a partir de los árboles localizados alrededor de taperas, forestaciones, jardines y montes frutales (Aragón & Morales, 2003). Un caso de este tipo se encuentra en el parque J. F. Villarino, Santa Fe, en el que a partir de la multiplicación espontánea de algunas de las especies implantadas, se han formado núcleos o parches boscosos. Si bien en estudios sobre invasiones se considera el origen, distribución, capacidad invasora, forma de dispersión, etc. de muchas de estas leñosas (Mazia *et al.*, 2001; Zalba & Villamil, 2002; Ghersa *et al.*, 2002; Mosyakin & Yavorska, 2002; Aragón & Groom, 2003; Walter *et al.*, 2005; Stone, 2009) no ha recibido la misma atención el estudio de la comunidad resultante. El objetivo de este trabajo es analizar la composición y estructura de los núcleos boscosos resultantes de la multiplicación espontánea de especies arbóreas en el parque J. F. Villarino, Zavalla, Santa Fe, Argentina.

MÉTODO

Área de estudio

El parque J. F. Villarino, Zavalla, departamento Rosario, Santa Fe, Argentina (Fig. 1) forma parte de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario (latitud: 33°01' S; longitud: 60°53' W y 50 msnm). Tiene una superficie de 100 hectáreas, está rodeado por lotes en producción agropecuaria excepto al E,

donde limita con la planta urbana de Zavalla. El clima de la región es templado cálido y húmedo, con precipitaciones fundamentalmente estivales (Burgos, 1970), coincidiendo con el momento de mayor demanda hídrica como consecuencia de la alta evapotranspiración. El promedio anual de precipitaciones es de 985,6 mm (Sacchi *et al.*, 2000). El terreno se caracteriza por un paisaje de loma suavemente ondulada, con escasa pendiente que no supera el 0,5% del gradiente, lo que determina un escurrimiento lento a medio y una permeabilidad moderadamente lenta a moderada. Los suelos se clasifican taxonómicamente como Argiudol vértico, muy profundos y bien drenados y con un perfil muy evolucionado (Busso & Ausilio, 1989).

El parque está dentro de la provincia fitogeográfica pampeana (Cabrera, 1976), que tiene como vegetación original praderas o pseudoestepas (Collantes & Lewis, 1980). Su creación se inició en el año 1940 por el Ministerio de Agricultura de la Nación, no existiendo fecha cierta de finalización. La arboleda está compuesta aproximadamente por 160 especies pertenecientes a 47 familias botánicas (García *et al.*, 2002), en su mayoría exóticas. El diseño del parque es simple, con una o varias hileras de árboles a los costados de los caminos y pequeños grupos en los espacios abiertos. Desde su implantación se han producido muertes de ejemplares sin que se hayan reemplazado y la intervención en la arboleda ha sido mínima. No hemos encontrado ninguna referencia respecto a siembra de céspedes en los espacios abiertos, por lo que consideramos los existentes como espontáneos. Estos céspedes se asemejan florísticamente a los pastizales naturales descriptos para la región (Collantes & Lewis, 1980) y un 80% de sus especies son nativas (Franceschi *et al.*, 2012). En los sectores donde no se realizó ningún mantenimiento tiene lugar un proceso de invasión de especies leñosas que han formado núcleos boscosos. A partir de 1994 se han realizado con continuidad cortes en el césped cercano a los edificios y mantenimiento de calles. El parque se encuentra dentro de una zona en la que la agricultura avanzó incluso hasta ocupar los bordes de numerosas vías de comunicación, convirtiéndose entonces en una de las principales áreas con vegetación espontánea y con una diversidad que aparentemente es superior a la de la región circundante. Fue declarado Área protegida de paisaje cultural de administración

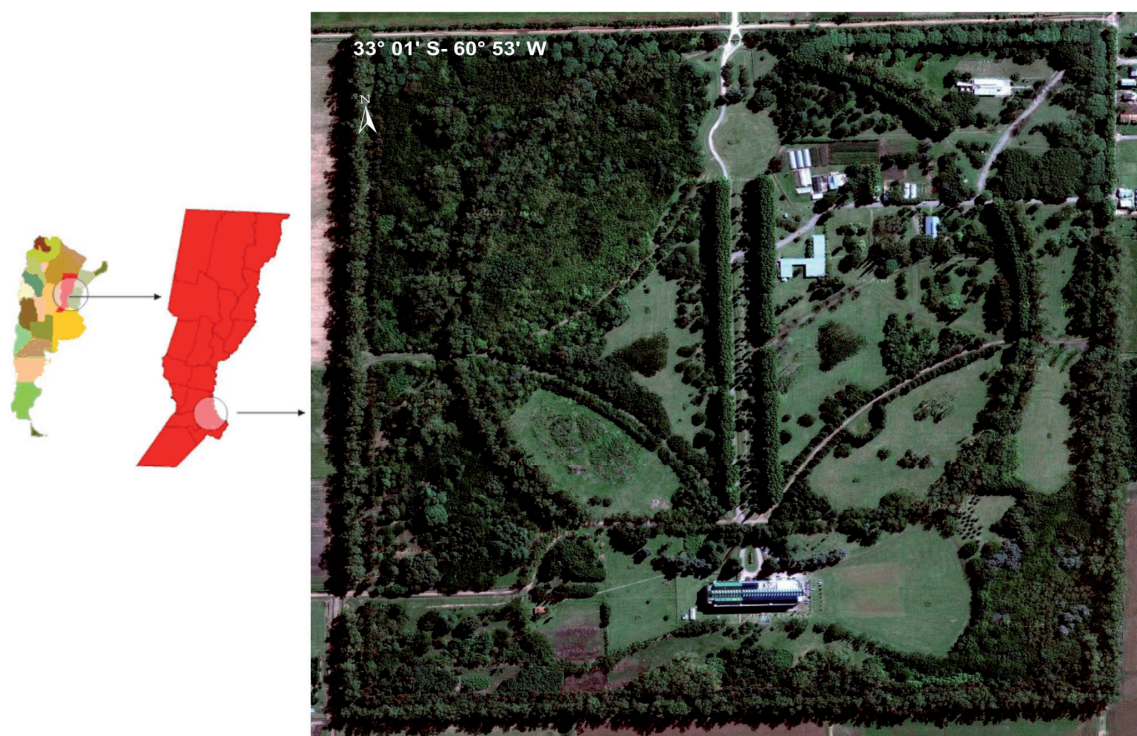


Fig. 1. Ubicación geográfica e imagen satelital del parque J. F. Villarino.

de la UNR (Facultad de Ciencias Agrarias Res. CD459/11).

Toma de datos

Se realizó una prospección general del parque focalizando la atención sobre los núcleos boscosos. El relevamiento de estos núcleos se realizó ubicando una parcela de 10x10m en cada uno de los 23 *stands* identificados, evitando bordes y áreas de transición. En cada parcela se estimó visualmente la cobertura general del estrato superior, se contaron los ejemplares ≥ 4 cm de diámetro a la altura de pecho (DAP a 1,30m) de cada especie y se midió a cada uno el DAP y se estimó la altura ayudándose para ello con varas de longitud conocida. Dentro de cada parcela se ubicó una subparcela (2,5 x 2,5m) en la que se consideraron renovales (individuos < 4 cm DAP y > 50 cm de altura) y el estrato inferior (especies herbáceas y juveniles de leñosas con < 4 cm DAP y < 50 cm de altura, incluyendo en ésta las escasas plántulas presentes). En los renovales se contaron los individuos por especie y en el estrato inferior se asignó a cada especie herbácea o juvenil

leñosa, un valor de abundancia-cobertura de acuerdo a la escala de Braun-Blanquet (1979). Las especies son citadas según Dimitri (1972), Zuloaga *et al.* (1994, 1996, 1999) e IBODA (2009).

En cada parcela se midió la intensidad de la luz a nivel del suelo (expresada como porcentaje de la luz incidente fuera del bosque) utilizando una barra integradora de luz Licor LI-250 y la humedad del suelo utilizando un Theta Probe ML2X conectado a un medidor de humedad HH2, que mide el contenido volumétrico de humedad en los primeros 6 cm del suelo, con una precisión del 1%. Las mediciones de luz se realizaron entre el día 13 y 26 de marzo de 2008, se tuvo en cuenta que fueran momentos de sol pleno, en horarios entre medio día y primeras horas de la tarde. Las mediciones de humedad del suelo se realizaron los días 7 y 8 de abril de 2008.

Análisis de los datos

Se estimó la densidad (ind/100 m²) de árboles y renovales. Los valores de la escala de abundancia-cobertura de Braun-Blanquet se transformaron a la escala numérica de Van der Maarel (1979) para su

tratamiento matemático. Se construyó una matriz especies x parcelas con la densidad de individuos del estrato superior. Las parcelas fueron clasificadas mediante una técnica aglomerativa (método de Ward) y la distancia euclidiana como medida de disimilitud. Las parcelas fueron además ordenadas mediante la técnica de componentes principales (variancia-covariancia), utilizando el programa de análisis multivariados PC-ORD6 (McCune & Mefford, 2011). Se construyó una tabla con la composición florística de cada grupo resultante de la clasificación, a la que se le adicionó la información correspondiente a las categorías renovales y juveniles. Para todas las especies se calculó su constancia en cada grupo, acompañada de la densidad media en el estrato superior y renovales y del promedio de cobertura en el estrato inferior (juveniles). La estructura de cada grupo se estudió considerando la relación entre DAP y altura, se ajustó una regresión no lineal con la siguiente ecuación: $DAP = a + b \cdot \ln(\text{altura})$; las curvas resultantes se compararon con el test de Draper & Smith (1981) basado en el principio de extra suma de cuadrados. Para cada especie se estableció la forma de dispersión de sus propágulos y se expresó en porcentaje su participación en la flora y en la vegetación de cada grupo, considerando en este caso, el número de parcelas en las que se encuentra una forma de dispersión en relación al total de las parcelas del grupo. Los valores de cobertura general, contenido de humedad del suelo e intensidad de la luz, entre los grupos resultantes de la clasificación, fueron comparados con análisis de la variancia con aleatorización empleando distancia euclidiana con el programa MULTIV (Pillar, 2006).

Las subparcelas con los datos de cobertura del estrato inferior herbáceo, fueron agrupadas según el resultado de la clasificación de las parcelas y comparadas con análisis de la variancia multivariado con aleatorización, empleando el índice de Bray & Curtis como medida de disimilitud con el programa MULTIV (Pillar, 2006).

También se estableció el *status* (origen) y ciclo de vida (anual/perenne) de todas las especies registradas.

RESULTADOS

La clasificación de las parcelas permitió reconocer tres grupos principales: el G1 reúne el mayor número de parcelas con cierto

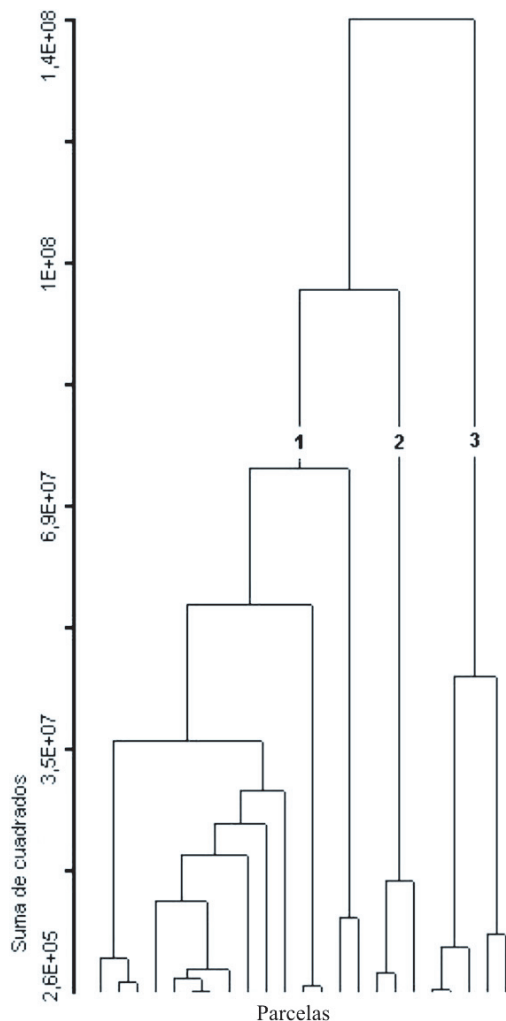


Fig. 2. Dendrograma de la clasificación de las parcelas utilizando distancia euclidiana como medida de disimilitud y método de Ward como

encadenamiento entre ellas; el G2 se le une en altos niveles de disimilitud y finalmente el G3 en el que se reconocen dos subgrupos a un bajo nivel de disimilitud (Fig. 2). Los grupos se caracterizan por la mayor constancia y/o densidad que alcanza una especie en cada uno de ellos, más que por la presencia de especies características (Tabla 1).

G1: lo denominamos Mixto porque varias de sus especies pueden dominar localmente. *Acer negundo* es la más importante por su constancia, pero por su restricción al grupo y densidad lo son *Bauhinia forficata*, *Ulmus americana* y *Tecoma*

Tabla 1. Composición florística de los grupos formados por la clasificación de las parcelas del estrato superior, con sus renovales y juveniles del estrato inferior con el status y forma de dispersión de las leñosas. Ref.: Números romanos: clase de constancia (I: 1-20; II: 20-40; III: 40-60; IV: 60-80; V: 80-100). Subíndices en números arábigos: en el estrato superior y renovales indican densidad promedio de las especies y en el estrato inferior leñoso promedio de abundancia (Van der Maarel). El fondo tramado indica especies de importancia por su constancia y/o densidad en el estrato superior.

Especies:	Estrato superior						Estrato inferior					
	Grupos:	G1	G2	G3	G1	G2	G3	G1	G2	G3	Status	Forma de dispersión
<i>Acer negundo</i>	III 5,8	V 34,0	IV 2,3	II 73,6	V 42,7	II 3,4	V 2,3	Adventicia	Anemócora			
<i>Ligustrum lucidum</i>	II 3,6	I 18,0	V 31,6	II 94,4	II 48,0	IV 164,0	V 3,3	Adventicia	Ornitócora			
<i>Ligustrum sinense</i>	I 2,0	I 7,0	IV 282,7	II 42,7	IV 282,7	III 2,2	V 4,0	Adventicia	Ornitócora			
<i>Celtis australis</i>	II 2,0	I 6,0	I 96,0	I 64,0	I 96,0	I 1,5	I 5,0	Adventicia	Ornitócora			
<i>Morus alba</i>	II 6,8	V 5,6	V 5,6	I 144,0	I 144,0	I 1,5	II 2,0	Adventicia	Ornitócora			
<i>Broussonetia papyrifera</i>	II 10,6	I 1,0	I 144,0	I 144,0	I 144,0	II 2,8	II 2,0	Adventicia	Reprod. vegetativa			
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	I 22,5	I 1,0	I 37,3	I 37,3	I 37,3	I 2,5	I 2,5	Adventicia	Anemócora			
<i>Juglans nigra</i>	I 12,5	I 1,0	I 2,0	I 32,0	I 32,0	I 1,5	I 1,5	Adventicia	Barócora			
<i>Gleditsia triacanthos</i>	I 2,3	I 2,0	I 1,0	II 72,0	II 72,0	II 3,3	I 2,0	Nativa	Reprod. vegetativa			
<i>Bauhinia forficata</i>	I 24,3	I 1,0	I 144,0	I 144,0	I 144,0	I 2,0	I 2,0	Adventicia	autócora/rep.veg.			
<i>Ulmus americana</i>	I 22,0	I 1,0	I 16,0	I 16,0	I 16,0	I 1,0	I 1,0	Nativa	Anemócora			
<i>Tecoma stans</i>	I 21,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	Nativa	Anemócora			
<i>Phytolacca dioica</i>	I 8,0	I 3,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,5	I 1,5	Nativa	Ornitócora			
<i>Robinia pseudoacacia</i>	I 3,0	I 3,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	Adventicia	Reprod. vegetativa			
<i>Albizia julibrissin</i>	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	Adventicia	Barócora			
<i>Areaceae</i>	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	Adventicia	Barócora			
<i>Maclura pomifera</i>	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	Adventicia	Barócora			
<i>Acacia visco</i>	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	I 1,0	Nativa	Barócora			
<i>Laurus nobilis</i>	I 16,0	I 16,0	I 16,0	I 16,0	I 16,0	I 2,0	II 1,0	Adventicia	Ornitócora			
<i>Pavonia sepium</i>	I 117,3	I 117,3	II 16,0	II 16,0	II 16,0	IV 3,6	V 2,0	Nativa	Zoócora			
<i>Butia sp.</i>							IV 2,0	Adventicia	Barócora			
<i>Pittosporum tobira</i>							I 1,0	Adventicia	Ornitócora			
<i>Baccharis salicifolia</i>							I 2,0	Nativa	Anemócora			
Nº censos por grupo	15	3	5	13	4	3	16	9	6			
Nº de especies	18	6	7	154,13	320	166,8	2,5	2,6	2,4			
Nº individuos/100 m ²	26	41,7	42,2	154,13	320	166,8	2,5	2,6	2,4			
Abundancia gral. promedio												

stans. Por su parte *Broussonetia papyrifera*, *Fraxinus pennsylvanica* y *Juglans nigra* están menos restringidas al grupo pero pueden ser dominantes en algunos stands. Con excepción de *Maclura pomifera* y *Acacia visco*, las especies del estrato superior están presentes en el sotobosque (como renovales y/o juveniles). En general las que están presentes como renovales, aún con bajos valores de constancia, presentan alta densidad. Como juveniles aún las especies con alta constancia son poco abundantes. *Morus alba*, *Gleditsia triacanthos*, *Robinia pseudoacacia*, *Albizia julibrissin* y *Arecaceae* sp. carecen de renovales. *Juglans nigra*, *T. stans* y *Phytolacca dioica* carecen de juveniles. De las especies leñosas que sólo se encuentran en el sotobosque, la única importante es el arbusto *Pavonia sepium* por su gran abundancia en la categoría renovales y por la alta constancia de sus juveniles en el estrato inferior.

G2: *A. negundo* es la única dominante del estrato superior, alcanzando aquí los mayores valores de constancia y densidad. Los individuos de esta especie presentan tamaño muy similar en cuanto a su DAP y altura. Las otras cinco especies encontradas son rarezas en el estrato superior, siendo *Ligustrum lucidum* la de mayor densidad. En el sotobosque las únicas presentes del estrato superior son *A. negundo*, *L. lucidum* y *B. papyrifera*, de las cuales sólo son importantes como renovales las dos primeras. *Ligustrum sinense* y *Butia* sp. sólo están presentes en el sotobosque, destacándose *L. sinense* por su alta constancia y densidad. Como juvenil, *P. sepium* es la especie más importante por su constancia.

G3: *L. lucidum* es la única dominante en el estrato superior. *Acer negundo*, *M. alba*, *J. nigra* y *G. triacanthos* son sus acompañantes pero sólo las dos primeras alcanzan alguna importancia por su constancia y ninguna de las cuatro está presente en el sotobosque, donde dominan los renovales de *L. lucidum*. Algunos stands de este grupo son poblaciones casi puras de *L. lucidum*.

Observando la composición florística de las tres categorías consideradas (Tabla 1) pueden señalarse las siguientes particularidades en relación al grado de restricción a cada grupo: *L. lucidum* es la única especie presente en los tres grupos en las tres categorías. *Acer negundo* está ausente en el sotobosque de G3 y lo inverso ocurre con *L. sinense* en G2, que está ausente en el estrato superior pero

es abundante en su sotobosque. *Celtis australis* sólo es importante en G1 y G3 por la densidad de sus renovales y en G2 está ausente. *Morus alba* presente en el estrato superior de G1 y G3, está ausente como renoval en todos los grupos y como plántula o juvenil escasamente presente en G1 y G2. *Broussonetia papyrifera* y *F. pennsylvanica* están presentes en el estrato superior de G1 y G2, y en el sotobosque de G1, donde los renovales de la primera son muy densos. *Broussonetia papyrifera* presenta algunos juveniles en G2. *Juglans nigra* se encuentra en el estrato superior de los tres grupos y como renoval sólo en G1. *Gleditsia triacanthos* tiene igual distribución de adultos y como juveniles sólo se encuentra en G1. Las restantes especies, con excepción de algún juvenil, están restringidas a G1, el único que presenta especies exclusivas, donde *B. forficata* está presente en el estrato superior y también como renoval y juvenil; *U. americana*, *T. stans* y *P. dioica* no presentan juveniles y *R. pseudoacacia*, *A. julibrissin* y *Arecaceae* sp. no presentan renovales pero sí juveniles. *Maclura pomifera* y *Acacia visco* solo presentan individuos adultos. *Laurus nobilis*, *P. sepium*, *Butia* sp., *Pittosporum tobira* y *Baccharis salicifolia* carecen de individuos adultos.

El análisis de la estructura de los núcleos boscosos, en función de DAP y altura (Fig. 3), presenta una relación no lineal positiva, que indica que ante un aumento del DAP hay un aumento en la altura, esta relación es mayor en G1, menor en G2 e intermedia en G3, existiendo entre ellas diferencias significativas ($p < 0,05$). G2 y G3 tienen el mayor número de individuos/100m² y también el mayor número de renovales, destacándose un elevado valor en G2. El número de especies por grupo es marcadamente mayor en el G1 en las tres categorías (Tabla 1). De las especies leñosas determinadas el 62% son foráneas y el 30% nativas. G3 tiene una cobertura general (82%) significativamente mayor a la de G1 (57%) y G2 (56%), con $p=0,01$ y $p=0,03$ respectivamente (Fig. 4a). La intensidad de la luz que llega al suelo no difiere significativamente entre los tres grupos ($p=0,15$) (Fig. 4b); como tampoco en el contenido de humedad del suelo ($p=0,97$) (Fig. 4c).

La proyección de las parcelas en el plano de los dos primeros ejes del ordenamiento (Fig. 5), permitió reconocer los mismos grupos resultantes de la clasificación. Las parcelas de G3, asociadas con *L. lucidum*, están dispuestas según la densidad creciente de esta especie a lo largo del sector

Tabla 2. Composición florística del estrato inferior herbáceo con el *status* y ciclo de vida de las especies. Ref.; Números romanos: clase de constancia (ver Tabla 1). Números arábigos: valor promedio de los valores de abundancia (Van der Maarel).

Especies		Status	Ciclo de vida
<i>Panicum laxum</i>	II 2,2	Nativa	Perenne
<i>Sida rhombifolia</i>	II 1,5	Nativa	Anual/Perenne
<i>Tradescantia fluminensis</i>	I 8,0	Nativa	Perenne
<i>Commelina erecta</i>	I 6,5	Nativa	Perenne
<i>Piptochaetium stipoides</i>	I 5,0	Nativa	Perenne
<i>Nassella hyalina</i>	I 3,0	Nativa	Perenne
<i>Dichondra microcalyx</i>	I 3,0	Nativa	Perenne
<i>Oxalis</i> sp.	I 2,0		
<i>Asparagus setaceus</i>	I 2,0	Adventicia	Perenne
<i>Iresine diffusa</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Orchidaceae</i> sp. 1	I 2,0		Perenne
<i>Setaria</i> sp.	I 2,0		
<i>Solanum chenopodioides</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Bowlesia incana</i>	I 2,0	Nativa	Anual
<i>Carduus acanthoides</i>	I 2,0	Adventicia	Anual
<i>Carduus thomereri</i>	I 2,0	Adventicia	Bianual
<i>Conyza bonariensis</i>	I 2,0	Nativa	Anual
<i>Baccharis</i> cfr.	I 2,0		
Indeterminada	I 2,0		
<i>Hedera helix</i>	I 2,0	Adventicia	Perenne
<i>Rhynchosia senna</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Eupatorium</i> sp.	I 2,0		
<i>Galium aparine</i>	I 2,0	Adventicia	Anual
<i>Thelypteris</i> cfr. <i>hispidula</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Lolium multiflorum</i>	I 2,0	Adventicia	Anual/Bianual
<i>Modiolastrum malvifolium</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Oxalis conorrhiza</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Parietaria debilis</i>	I 2,0	Cosmopolita	Anual
<i>Physalis viscosa</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Borreria dasycephala</i>	I 2,0	Nativa	Anual
<i>Baccharis coridifolia</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Solidago chilensis</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Eleocharis viridans</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Bromus catharticus</i>	I 2,0	Nativa	Perenne
<i>Eryngium eburneum</i>	I 1,7	Nativa	Perenne
<i>Juncus capillaceus</i>	I 1,7	Nativa	Perenne
<i>Chaptalia nutans</i>	I 1,7	Nativa	Perenne
<i>Duchesnea indica</i>	I 1,5	Adventicia	Perenne
<i>Araujia sericifera</i>	I 1,5	Nativa	Perenne
<i>Hyptis mutabilis</i>	I 1,0	Nativa	Perenne
<i>Digitaria</i> sp.	I 1,0		
<i>Orchidaceae</i> sp. 2	I 1,0		Perenne
<i>Schizachyrium condensatum</i>	I 1,0	Nativa	Perenne
<i>Verbena graciliscens</i>	I 1,0	Nativa	Perenne
<i>Doryopteris</i> cfr. <i>concolor</i>	I 1,0	Nativa	Perenne
Abundancia media	2		
N° de especies	46		
N° de subparcelas	15		

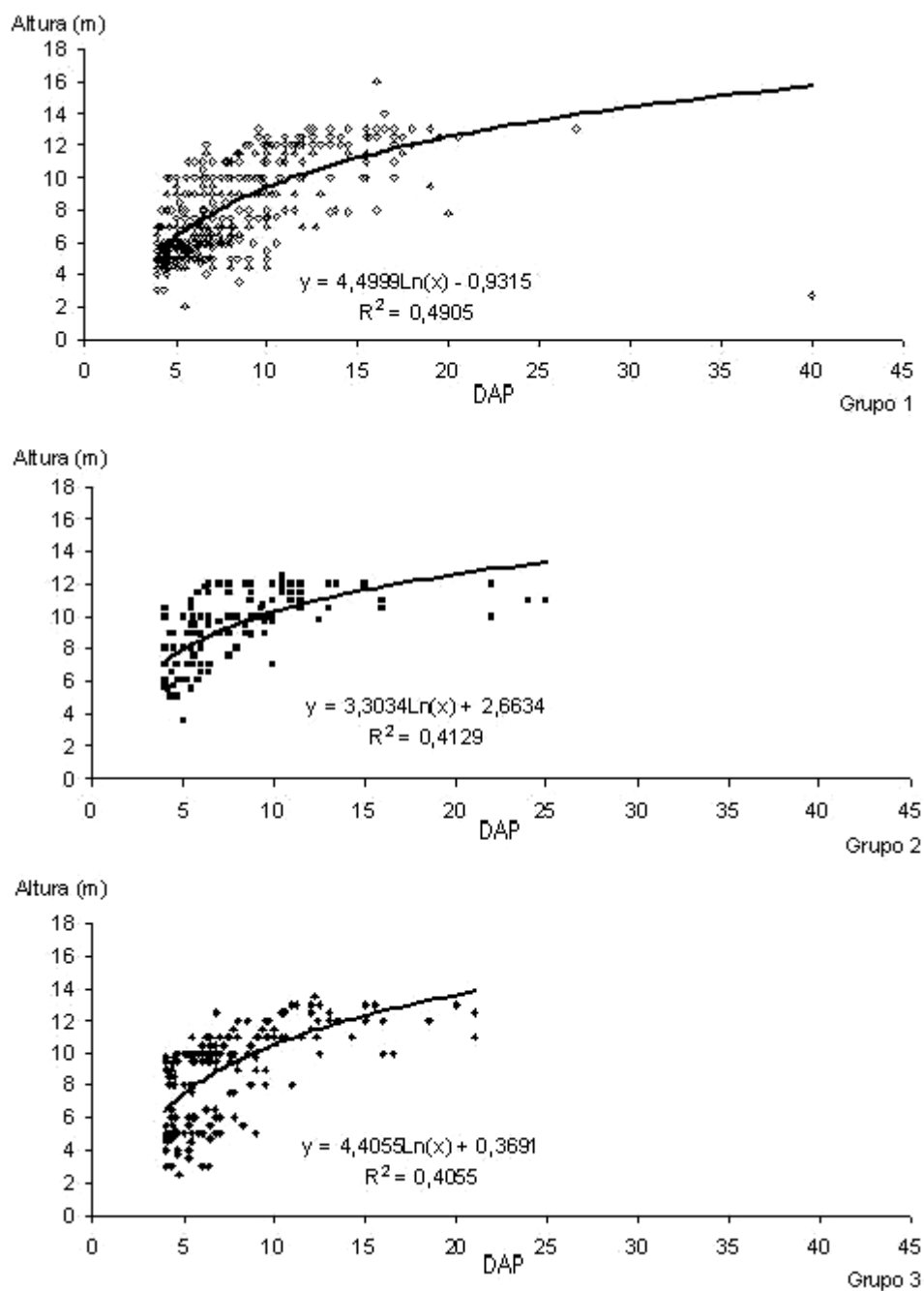


Fig. 3. DAP y altura de los individuos del estrato superior (≥ 4 cm DAP) de los tres grupos formados en la clasificación.

positivo del eje I, ubicándose la de mayor densidad en el extremo. Hacia el sector negativo se agrupan las demás, que son dispersadas por el eje II, segregando las de G2 hacia su extremo positivo

asociadas con *A. negundo* y hacia el lado opuesto las de G1 asociadas con *B. forficata*.

En los núcleos boscosos están representadas cinco formas de dispersión de los árboles. En la

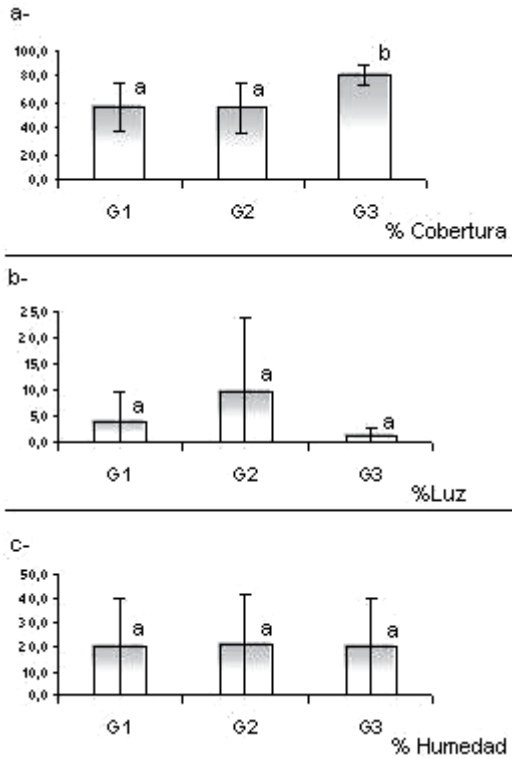


Fig. 4. Porcentajes de cobertura general (a), intensidad de la luz (b) y humedad el suelo (c), con sus desvíos estandar, en los tres grupos. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

flora (Fig. 6a) las autócoras sólo están representadas pobremente en G1, predominando las otras formas de dispersión en proporciones más o menos equitativas al igual que en G2, mientras que en G3 predominan las ornitócoras. En la vegetación (Fig. 6b), en G1 las poco representadas son las barócoras y las demás se encuentran bien representadas. En los demás grupos predomina ampliamente una sola forma de dispersión, en G2 las anemócoras y en G3 las ornitócoras.

El estrato inferior herbáceo (Tabla 2) es discontinuo y de composición florística variable, reducido en ocasiones a manchones de una sola especie, como es el caso de *Tradescantia fluminensis* y *Commelina erecta*. No se encontró diferencia significativa ($p = 0,15$) entre las subparcelas del estrato inferior herbáceo de G1 y G2, y en G3 este estrato está ausente. De las especies herbáceas determinadas el 64% son nativas y el 16% foráneas, el 69% son perennes y el 18% anuales.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las especies leñosas, introducidas en distintas partes del mundo, han invadido tanto ambientes naturales (Montaldo, 2000; Zalva & Villamil, 2002) como antrópicos (Franceschi, 1996; Aragón

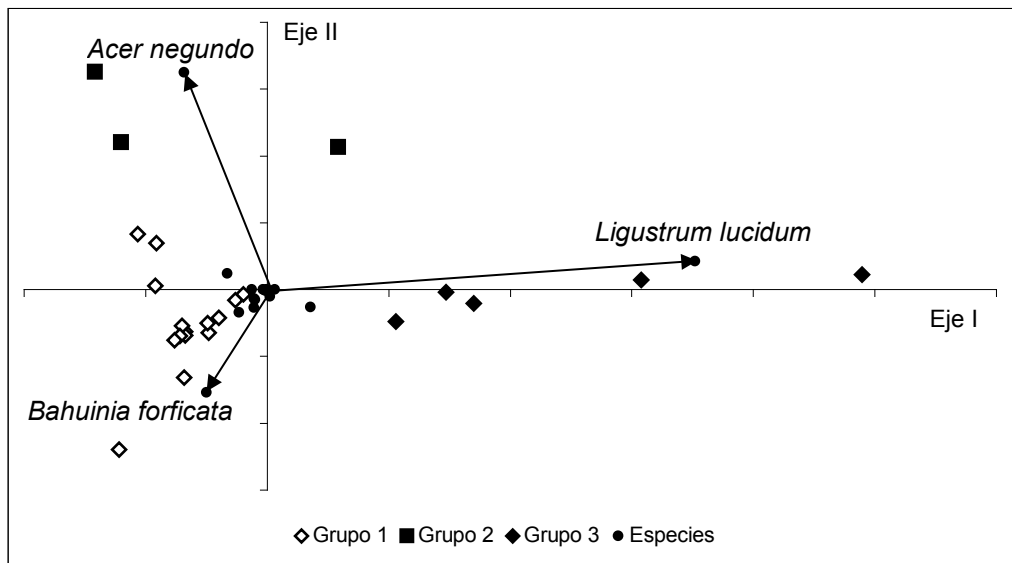


Fig. 5. Biplot del análisis de componentes principales de las parcelas.

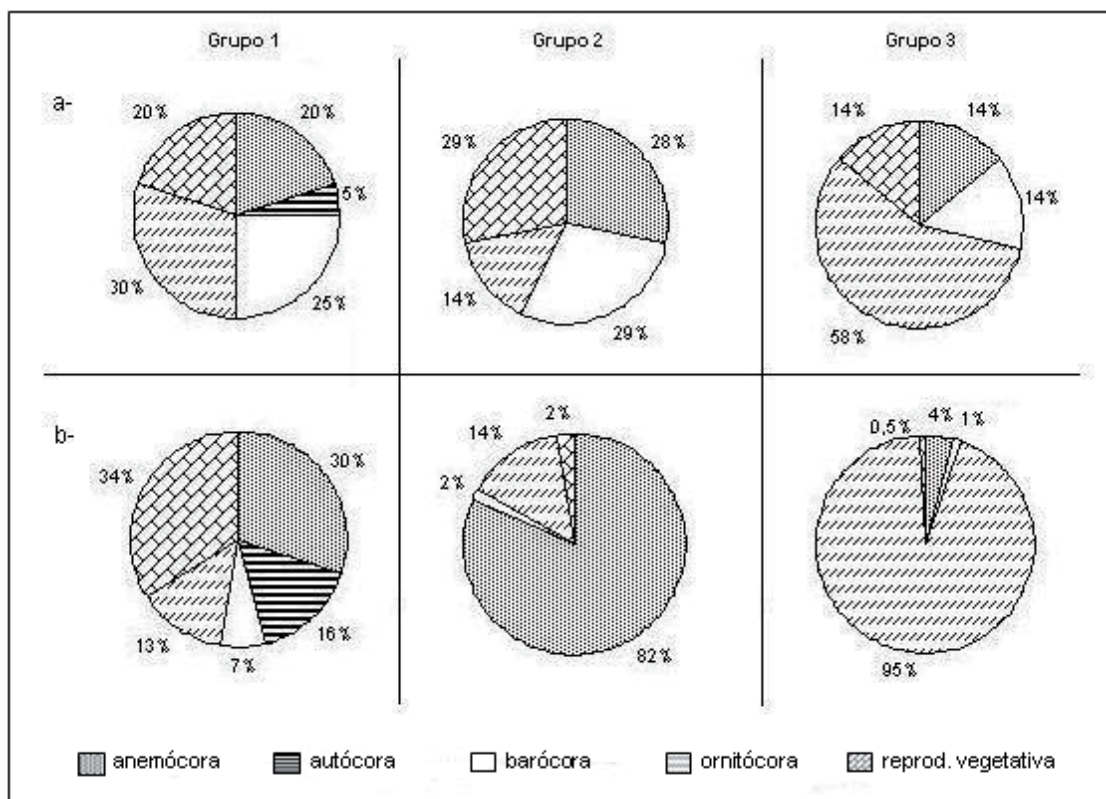


Fig. 6. Forma de dispersión de las especies arbóreas en la flora (a) y en la vegetación (b), en los tres grupos identificados en la clasificación de las parcelas.

& Morales, 2003). El carácter invasor suele estar dado por características propias de la especie, como elevadas tasas de crecimiento y reproducción, adaptación a los agentes de dispersión, gran amplitud ecológica, etc. (Castro-Díez *et al.*, 2004) y condiciones ambientales favorables como los disturbios, disponibilidad de nutrientes y en general climas benignos (Walter *et al.*, 2005).

Entre las especies que se han reproducido espontáneamente formando parte de los núcleos boscosos, algunas son conocidas por su carácter invasor, como *L. lucidum*, *L. sinense*, *A. negundo*, *M. alba*, *R. pseudoacacia*, *B. forficata*, *B. papyrifera*, y otras producen individuos espontáneos sin o con menor capacidad invasora como *P. dioica*, *G. triacanthos*, *J. nigra*, *T. stands*, *P. tobira*, *L. nobilis*, etc. Estos núcleos boscosos (Tabla 1) no escapan a una norma común a las comunidades vegetales cual es la de presentar pocas especies en las clases altas de constancia y muchas en las bajas (Braun-Blanquet, 1979).

El núcleo boscoso Mixto (G1) se ha originado en sitios donde el diseño del parque presentaba pequeños grupos de árboles en grandes claros, que probablemente han actuado como perchas para los pájaros frugívoros y como captadores de los diseminulos llevados por el viento, además del aporte *in situ* de sus propios propágulos. Esta promoción de una invasión por ejemplares cultivados también se ha dado cuando se abandonaron montes de cítricos en otra región del país (Aragón & Morales, 2003). Algunas de las especies de baja constancia tienen localmente una densidad de individuos importante, debido a que por su capacidad de multiplicación asexual (*B. forficata*, *B. papyrifera* y *R. pseudoacacia*) o a la barocoría (*J. nigra*) los individuos se alejan poco de la planta madre. Estas características explicarían el encadenamiento de las muestras en el dendrograma (Fig. 2). Este grupo que es el de mayor extensión, reúne el mayor número de parcelas y tiene la mayor riqueza florística, presenta la menor densidad de

individuos, algunos de ellos con gran DAP, y un estrato inferior ocasionalmente profuso, por lo que florística y estructuralmente es el más complejo y quizás el más maduro.

Los núcleos G2 y G3, que son los de mayor densidad, se habrían originado, según se desprende del diseño del parque, en espacios abiertos ocupados por céspedes. La fuerte dominancia de *A. negundo* y *L. lucidum*, respectivamente, sería el motivo de la menor riqueza florística y menor complejidad estructural respecto a G1.

Los ejemplares adultos de *A. negundo* en G2 son de tamaño similar y los suponemos próximos en edad. El éxito en la colonización de esta área quizás se debe a una combinación circunstancial de factores, entre los que estaría el disturbio (corte, pastoreo, etc.) que uniformizó el área, una fuente de propágulos cercana como es una hilera contigua de ejemplares implantados, y la condición de anemócora de esta especie. Otras anemócoras leñosas han sido pioneras luego del abandono de campos agrícolas (Aragón & Morales, 2003; Boccanelli *et al.*, 2010).

En G3 también puede asociarse el origen de sus *stands* más jóvenes a la proximidad de ejemplares plantados, diseminados por barocoría, pero en los más maduros esta asociación no es clara. En G2 los ejemplares de *L. sinense* están en la categoría de renovales por su DAP, pero algunos son adultos desarrollados que no integran el canopeo por su bajo porte.

Si bien tanto en G2 como en G3 el estrato inferior de leñosas está poco desarrollado, en G2 los juveniles son más constantes y entre ellas se encuentran las más importantes del estrato superior, mientras que en G3 aún la dominante del estrato superior presenta baja constancia. Este hecho estaría relacionado con la alta cobertura ($82 \pm 7,6\%$) y la baja penetración de la luz ($1,30 \pm 1,6\%$) en G3, debido a que su dominante, *L. lucidum* tiene hojas persistentes, semicoriáceas y color verde oscuro. Si bien esta especie parece reclutarse mejor en áreas con algún grado de cobertura (Aragón & Groom, 2003) la aquí registrada sería demasiado alta para el reclutamiento. Éstas son características contrarias a las de G2 ya que la cobertura es menor ($55,8 \pm 20,01\%$) y mayor la penetración de la luz ($9,8 \pm 13,9\%$), aquí la dominante *A. negundo* es de hojas caducas, papiráceas y verde claras (Cabrera & Zardini, 1993) y a estas características

podría asociarse la mayor constancia de juveniles de leñosas. *Acer negundo* se comportaría como pionera adaptada a una alta intensidad lumínica, siendo también una especie tolerante a la sombra creciendo en el sotobosque (Hernández Cuevas, 2011). No obstante bajo un canopeo muy cerrado, como el de los *stands* jóvenes de G3, no hemos encontrado renovales ni juveniles de la misma.

Los subgrupos del G3 observados en el dendrograma (Fig. 2) obedecen a una variación entre los *stands* dada fundamentalmente por la densidad de la dominante *L. lucidum*, encontrándose dos situaciones opuestas: por un lado *stands* con alta densidad de individuos jóvenes de *L. lucidum* con mucho suelo desnudo, en los que abundan ejemplares secos aún en pie, producto del intenso autoraleo que tiene lugar a medida que la comunidad desarrolla y por el otro, *stands* con menor densidad e individuos de mayor tamaño (presumiblemente añosos) de la dominante y presencia de renovales; quizás sea ésta la etapa más madura de la comunidad. *Ligustrum lucidum* tiene importantes renovales pero escasos juveniles; un comportamiento similar aunque con importancia sensiblemente menor se encuentra en *L. sinense* y *C. australis*. Otras especies que acompañan a la dominante (*A. negundo* y *M. alba*), no presentan individuos de reemplazo, no se encuentran presentes como renovales, ni como juveniles.

El éxito de *L. lucidum* y *L. sinense* como invasoras en diferentes regiones y ambientes (Montaldo, 1993; Dascanio *et al.*, 1994; Ghersa *et al.*, 2002; Aragón & Groom, 2003; Kalesnik & Malvárez, 2004; Lewis *et al.*, 2006; Kalesnik & Aceñolaza, 2008; Hoyos *et al.*, 2010), se basa fundamentalmente en el síndrome de ornitocoría, al que se le agrega una baja especialización en cuanto a los potenciales dispersores de sus semillas, por lo tanto sus frutos son consumidos por una gran variedad de aves, tanto frugívoras como oportunistas. Además la fructificación ocurre durante el invierno y la primavera, época en que la oferta de frutos es escasa. Este síndrome sería efectivo en la dispersión a distancia, pero una vez instalado un ejemplar, el síndrome predominante sería la barocoría (Montaldo, 1993, 2000).

La presencia en el sotobosque de las mismas especies del canopeo aseguraría su perpetuación, pues del sotobosque se reclutan los individuos que reemplazarán a los del canopeo. Las especies

importantes en el estrato superior de cada grupo presentan individuos jóvenes en el sotobosque, pero otras se apartan de esta relación. *Morus alba* y *G. triacanthos* carecen de renovales, lo que comprometería su permanencia en el estrato superior, aún cuando se encuentren juveniles de las mismas, porque podría existir algún factor del ambiente que les impediría continuar su desarrollo. *Gleditsia triacanthos* es una invasora exitosa en ambientes disturbados del pastizal pampeano (Zalba & Villamil, 2002), que presenta dificultad para establecerse en sotobosques (Mazia *et al.*, 2001; Trossero *et al.*, 2005). En cuanto a *M. alba*, también otros autores han observado la presencia de plántulas bajo canopeo y la ausencia de renovales (Foster & Gross, 1999). Si bien algunos autores sostienen que esta especie tolera tanto condiciones de alta como de baja luminosidad (Dirr, 1998), otros sostienen que la luz sería un factor limitante para el crecimiento de esta especie en ambientes sombríos propios del sotobosque (Stone, 2009).

Un caso extremo es el de *M. pomifera* y *A. visco* que solamente presentan individuos adultos en el estrato superior, careciendo de todo tipo de reemplazo, presumiblemente se trataría de ejemplares cultivados, sin reproducción espontánea. Otra situación extrema pero opuesta es el caso de *L. nobilis* y *Butia* sp., ausentes en el estrato superior pero presentes en el sotobosque, pudiendo interpretarse tanto como que son especies nuevas en la comunidad o que sus individuos no logran alcanzar estadios de edad avanzada.

La falta de un estrato herbáceo florísticamente definido y continuo podría atribuirse a la alta cobertura del dosel y a la competencia con los juveniles de leñosas. La mayoría de las especies herbáceas nativas aquí encontradas formaron parte de la vegetación original del pastizal pampeano (Lewis *et al.*, 1984) hoy prácticamente desaparecida en esta región. Algunas de estas herbáceas son malezas exitosas en cultivos como *C. erecta*, *Dichondra microcalyx*, *Bowlesia incana*, *Carduus acanthoides*, *Carduus thoermeri*, *Conyza bonariensis* y *Parietaria debilis* (Faccini *et al.*, 2008; Nisensohn *et al.*, 2009). Entre las herbáceas se encuentran dos *Orchidaceae* terrestres hoy ausentes en la región, algunas *Pteridophyta* poco frecuentes fuera del parque y adventicias como *Duchesnea indica*.

La arbustiva *P. sepium*, que es muy abundante en sotobosques y bordes de caminos arbolados dentro del parque, está ausente en la región, aunque su área de distribución comprende el norte de la Provincia de Santa Fe y la Provincia de Entre Ríos (Burkart & Bacigalupo, 2005).

La presencia de especies arbóreas en el pastizal pampeano es un proceso al parecer tan irreversible, como poco probable la recuperación de la vegetación original (Etchepare & Boccanelli, 2007; Boccanelli *et al.*, 2010). Estos núcleos boscosos están formados por especies foráneas, o nativas pero de otras provincias fitogeográficas, habida cuenta que el pastizal pampeano carecía de árboles (Parodi, 1942). La diferencia entre nativas y foráneas depende sólo del tiempo de arribo: los inmigrantes de hoy serán los nativos de mañana (Davis & Thompson, 2000). Estos procesos de invasión deberían ser considerados con una perspectiva de largo plazo (Strayer *et al.*, 2006). Los árboles posibilitan la instalación de otras especies, algunas de ellas nativas, incluyendo una fauna rica en aves (Isik *et al.*, 1997; Perigo, 2007), aumentando así la diversidad del sitio (Cozzo, 2001). Un ejemplo de estas áreas es el parque J. F. Villarino, ya que por su biodiversidad, los procesos de invasión y dinámica de comunidades que en él se dan, las especies nativas allí refugiadas, las adventicias que se propagan y su valor educativo y estético, lo convierten en un espacio verde único en una amplia región agropecuaria.

AGRADECIMIENTOS

A I. M. Barberis y C. Alzugaray por la lectura crítica del trabajo. A P. Torres por el asesoramiento estadístico y a G. Villada por la edición de las figuras. A los dos revisores anónimos por sus valiosos comentarios y sugerencias.

BIBLIOGRAFÍA

- ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES. 2007. *Las áreas protegidas de la Argentina. Herramienta superior para la conservación de nuestro patrimonio natural y cultural*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires.
- ARAGÓN, R. & J. MORALES. 2003. *Species*

- composition and invasion in NW Argentinian secondary forests: Effects of land use history, environment and landscape. *J. Veg. Sci.* 14: 195-204.
- ARAGÓN, R. & M. GROOM. 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. *Revista. Biol. Trop.* 51: 59-70.
- BOCCANELLI, S. I., E. F. PIRE & J. P. LEWIS. 2010. Vegetation changes after 15 years of abandonment of crop fields in the Pampas Region (Argentina). *Cien. Inv. Agr.* 37: 5-15.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología*. Blume, Madrid.
- BURGOS, J. J. 1970. El clima de la región noreste de la República Argentina en relación con la vegetación natural y el suelo. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 11(supl.): 37-111.
- BURKART, A. & N. BACIGALUPO. 2005. *Flora ilustrada de Entre Ríos (Argentina)*. Colección Científica del INTA. Tomo VI, IV. Buenos Aires.
- BUSSO, A. & A. AUSILIO. 1989. *Mapa de suelos del campo experimental J.V. Villarino*. Facultad de Ciencias Agrarias UNR. Publicación Técnica N° 5.
- CABRERA, A. & E. ZARDINI. 1993. *Manual de la flora de los alrededores de Buenos Aires*. ACME, Buenos Aires.
- CABRERA, A. 1976. *Regiones fitogeográficas argentinas*. ACME, Buenos Aires.
- CASTRO-DIEZ, P., F. VALLADARES & A. ALONSO. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* 13: 1697-2473.
- COLLANTES, M. & J. P. LEWIS. 1980. La vegetación de la provincia de Santa Fe. IV. Análisis de las comunidades herbáceas del departamento Rosario. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 19: 115-138.
- COZZO, D. 2001. *Las ciencias forestales y la conservación ambiental*. Editorial Facultad de Agronomía, UBA, Buenos Aires.
- DASCANIO L., M. BARRERA & J. FRANGI. 1994. Biomass structure and dry matter dynamics of subtropical alluvial and exotic *Ligustrum* forests at the Río de la Plata, Argentina. *Vegetatio* 115: 61-76.
- DAVIS, M. A. & K. THOMPSON. 2000. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bull. Ecol. Soc. Amer.* 81: 226-230.
- DIMITRI, M. J. 1972. *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Vol. 1. 2° ed. ACME. Buenos Aires.
- DIRR, M. A. 1998. *Manual of woody landscape plants: Their identification, ornamental characteristics, culture, propagation and uses*. 5th ed. Champaign, In: Stipes Publishing Co., Champaign, Illinois.
- DRAPER, N. R. & H. SMITH. 1981. *Applied regression analysis*, 2nd ed. Wiley, New York.
- DUDLEY, N. (Ed.). 2008. *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. UICN, Gland.
- ETCHEPARE M. A. & S. I. BOCCANELLI. 2007. Análisis del banco de semillas y su relación con la vegetación emergente en una clausura de la llanura pampeana. *Ecol. Austral* 17: 159-166.
- FACCINI, D., L. NISENSOHN, E. PURICELLI, D. TUESCA & L. ALLIERI. 2008. Malezas frecuentes en los agroecosistemas de la región sojera núcleo. Parte 1. Facultad de Ciencias Agrarias UNR y Dow AgroSciences, Rosario.
- FOSTER, B. L. & K. L. GROSS. 1999. Temporal and spatial patterns of woody plants establishment in Michigan old fields. *Am. Midl. Nat.* 142: 229-243.
- FRANCESCHI, E. 1996. The ruderal vegetation of Rosario City, Argentina. *Landscape urban plan.* 34: 11-18.
- FRANCESCHI, E. A., S. I. BOCCANELLI & C. ALZUGARAY. 2012. Los céspedes espontáneos del parque J. F. Villarino (Zavalla-Sta. Fe) y su banco de semillas. XXV Reunión argentina de ecología. Luján.
- GARCÍA, R., L. DIP, M. ESPONDA, M. GATTUSO, S. GATTUSO, M. LUSARDI & J. MCCARGO. 2002. *Parque José Villarino. Arboledas en la localidad de Zavalla*. UNR Editora, Rosario.
- GHERSA, C., E. DE LA FUENTE, S. SUÁREZ & R. LEÓN. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agric. Eco-Syst. Environm.* 88: 271-278.
- HANNAH, L., J. L. CARR & A. LANKERANI. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodivers. & Conserv.* 4: 128-155.
- HERNÁNDEZ CUEVAS, J. A. 2011. Germinación de especies arbóreas de bosque mesófilo de montaña y evaluación del crecimiento inicial de *Acer negundo* L. en tres ambientes lumínicos. Tesis. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana.
- HOYOS, L., G. GAVIER-PIZARRO, T. KUEMMERLE, E. BUCHER, V. RADELOFF & P. TECCO. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biol. Invas.* 12: 3261-3275.
- IBODA. 2009. Catálogo de las plantas vasculares del cono sur. www2.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/FA.asp.
- ISIK, K., F. YALTIRIK & A. AKESSEN. 1997. Los bosques, la diversidad biológica y el mantenimiento del patrimonio natural. *Unasylva* 48: 19.
- KALESNIK, F. & I. MALVÁREZ. 2004. Las especies exóticas invasoras en los sistemas de humedales. El caso del Delta inferior del Río Paraná. *INSUGEO, Miscelánea* 12: 131-138.

- KALESNIK, F. & P. ACEÑOLAZA. 2008. Regional distribution of native and exotic species in levees of the lower delta of the Paraná river. *Acta Sci. Biol. Sci.* 30: 391-402.
- LAGUNA, E., V. DELTORO, J. PÉREZ-BOTELLA, P. PÉREZ-ROVIRA, L. SERRA, A. OLIVARES & C. FABREGAT. 2004. The role of small reserves in plant conservation in a region of high diversity in eastern Spain. *Biol. Conserv.* 119: 421-426.
- LEWIS, J. P., D. E. PRADO & I. M. BARBERIS. 2006. Los remanentes de bosques del espinal en la provincia de Córdoba. In: BROWN, A., U. MARTÍNEZ ORTIZ, M. ACERBI & J. CORCUERA. (Eds.), *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- LEWIS, J. P., E. F. PIRE, N. J. CARNEVALE, S. I. BOCCANELLI, S. L. STOFFELLA & D. E. PRADO. 1984. Los pastizales de *Stipa* y comunidades afines del sureste de Santa Fe (Argentina). *Stud. Oecol.* 5: 55-76.
- MARTINO, D. 2004. Conservación de praderas en el cono sur: valoración de las áreas protegidas existentes. *Ecosistemas* 3: 114-123.
- MAZIA, C., E. CHANETON, C. GHERSA & R. LEÓN. 2001. Limits to tree species invasion in pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia* 128: 594-602.
- MCCUNE, M. & M. J. MEFFORD. 2011. PC-ORD Multivariate analysis of ecological data. Version 6. MjM Software design. Gleneden Beach, Oregon.
- MONEY, H. A. & R. J. HOBBS. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington.
- MONTALDO, N. 1993. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (*Oleaceae*) en un relicto de selva subtropical en la Argentina. *Revista Chil. Hist. Nat.* 66: 75-85.
- MONTALDO, N. 2000. Éxito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. *Revista Chil. Hist. Nat.* 73: 511-524.
- MOSYAKIN, S. & O. YAVORSKA. 2002. The nonnative flora of the Kiev (Kyiv) urban area, Ukraine: a checklist and brief analysis. *Urb. Hab.* 1: 45-65.
- NISENHORN, L., D. FACCINI, E. PURICELLI, D. TUESCA, L. ALLIERI & S. VECCHI. 2009. Malezas de reciente difusión en los agroecosistemas de la región sojera núcleo. Parte I. Facultad de Ciencias Agrarias UNR y Dow AgroSciences, Rosario.
- PARODI, L. 1942. ¿Por qué no existen bosques naturales en la llanura bonariense si los árboles crecen cuando se los cultiva?. *Revista Cent. Estud. Agron. Vet. Univ. Buenos Aires* 30: 387-390.
- PERIGO, C. 2007. El parque Villarino: refugio para las especies. *Agromensajes* 22:30-31.
- PILLAR, V. D. 2006. *MULTIV Multivariate exploratory análisis, randomization testing and bootstrap resampling*. User's Guide v2.4. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- SACCHI, O., M. COSTANZO & A. CORONEL. 2000. Características climáticas de Zavalla. Informe interno de la cátedra de Climatología Agrícola. Facultad de Ciencias Agrarias, UNR, Rosario.
- SÖYRINKI, N. 1991. On the alien flora of the province of Buenos Aires, Argentina. *Ann. Bot. Fenn.* 28: 59-79.
- STONE, K. R. 2009. *Morus alba*. In: Fire Effects Information System, (On line). U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (producer). www.fs.fed.us/database/feis/.
- STRAYER, D., V. EVINER, J. JESCHKE & M. PACE. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 21: 645-651.
- TROSSERO, M., P. GRIFFA, S. GONZÁLEZ, E. CORONATI & I. M. BARBERIS. 2005. Emergencia, supervivencia y establecimiento de plántulas de *Gleditsia triacanthos* y *Bauhinia forficata* en claros y sotobosques del Parque Villarino, Zavalla, Santa Fe, Argentina. *Revista Investg. Fac. Cienc. Agrar. UNR* 7:51-61.
- VAN DER MAAREL, E. 1979. Transformation in cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97-144.
- WALTER, J., F. ESSL, T. ENGLISCH & M. KIHEN. 2005. Neophytes in Austria: Habitat preferences and ecological effects. *Neobiota* 6: 13-25.
- ZALBA, S. M. & C. B. VILLAMIL. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invas.* 4: 55-72.
- ZULOAGA, F. O. & O. MORRONE (Ed.). 1996. *Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina I*. Missouri Botanical Garden Press.
- ZULOAGA, F. O. & O. MORRONE (Ed.). 1999. *Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina II*. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 74: Missouri Botanical Garden Press.
- ZULOAGA, F. O., E. G. NICORA, Z. E. RÚGOLO DE AGRASAR, O. MORRONE, J. PENSIERO & A. M. CIADELLEA (Ed.). 1994. *Catálogo de la Familia Poaceae en la República Argentina*. Missouri Botanical Garden Press.

Recibido el 3 de febrero de 2012, aceptado el 16 de noviembre de 2012.