

Invasión de *Gleditsia triacanthos* en los corredores de los sistemas fluviales de la Pampa Ondulada y su efecto sobre la distribución de *Myocastor coypus*

LEONARDO RAMÓN LEGGIERI ✉

PIEA, Universidad Nacional de Luján - FONCYT, Luján, Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN. La acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) es una especie arbórea originaria de USA y es considerada invasora en la región pampeana. En la actualidad se implementan algunos pocos controles puntuales selectivos o controles masivos no selectivos, que tienen un costo o impacto ambiental muy elevado. La acacia negra constituye una amenaza para los sistemas fluviales pampeanos autóctonos debido a los bosques cerrados que forma y a lo difícil que resulta la implementación de controles. El objetivo de este trabajo fue determinar las características ambientales asociadas a la presencia de *G. triacanthos* en las costas de ríos y arroyos de la Pampa Ondulada, y examinar cómo su presencia afecta la presencia del coipo (*Myocastor coypus*), uno de los roedores ribereños nativos. Se relevaron 14 arroyos y ríos pampeanos, donde se examinaron las relaciones de la presencia y ausencia de agrupaciones arbóreas de *G. triacanthos* con las características del río y de la costa, con las plantas costeras dominantes y con la presencia de heces y huellas recientes de coipos. Se encontraron agrupaciones de *G. triacanthos* en 43% de los sitios de casi 80% de los cursos de agua. Su presencia estuvo asociada de forma significativa con (1) algunas características ambientales como ancho del curso, altura y pendiente de la costa y uso de la tierra (lo que podría ayudar a diseñar planes alternativos de control), y (2) con la ausencia de coipos, probablemente debido al deterioro del hábitat autóctono.

[Palabras clave: acacia negra, ecosistemas ribereños, invasiones biológicas, ríos, arroyos, coipo, Pampa Ondulada]

ABSTRACT. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in corridors of Pampean water courses and its effect on *Myocastor coypus* distribution: Honey Locust (*Gleditsia triacanthos*) is a tree autochthonous of USA. It is considered invasive in Pampean Grassland. Nowadays, exist few punctual selective controls or massive not selective controls, but they have high cost or high environmental impact. *G. triacanthos* forms closed forest on corridors of watercourses that affects native biota and constitutes a threat for remnants of autochthonous ecosystems. The aim of this work was to determine the environmental characteristics associated with the presence of *G. triacanthos* on the coasts of rivers and streams of Pampas Region; and to examine how its presence affects the presence of *Myocastor coypus*, a native rodent. We evaluated 14 streams and rivers and examined the associations between presence-absence of *G. triacanthos* arboreal groups, environmental characteristics of watercourse corridors and presence of signs of coypu activity. We found groups of *G. triacanthos* in 43% of almost 80% of the water courses. Results indicate that its presence was associated significantly (1) with environmental characteristics: width of the course, height and slope of the coast and land use boundaries, which might help to design alternative plans of control; and (2) with the absence of coypu, probably due to deterioration of autochthonous habitat.

[Keywords: honey locust, riparian ecosystems, biological invasion, streams, rivers, coypu, Pampas]

✉ PIEA, Universidad Nacional de Luján - FONCYT, Luján, Argentina. Casilla de Correo 221. (6700) Luján. Buenos Aires. Argentina. lrleggieri@gmail.com.

Recibido: 6 de febrero de 2010; Fin de arbitraje: 25 de mayo de 2010; Revisión recibida: 10 de junio de 2010; Aceptado: 21 de junio de 2010

INTRODUCCIÓN

La acacia negra *Gleditsia triacanthos* es una especie arbórea originaria de Estados Unidos, pero se ha naturalizado en África, Europa, Australia y América. En la Argentina ha invadido bosques montanos y del Espinal, así como superficies pampeanas (Marco & Páez 2000; Mazía et al. 2001; Ghersa et al. 2002; Zalba & Villamil 2002; Lewis et al. 2004). En la actualidad, *G. triacanthos* es invasora en la Pampa Ondulada (Ghersa et al. 2002).

Los pastizales autóctonos de la Pampa Ondulada han sido reemplazados por especies exóticas sembradas (e.g., cultivos, pasturas, forestaciones) o espontáneas (Cabrera & Zardini 1993; Bárbaro 1994). Los escasos remanentes de los ecosistemas nativos permanecen en los bordes de los cuerpos de agua y de los caminos. Donde las modificaciones son menores, se pueden encontrar varios tipos de praderas, estepas, juncuales, pajonales y vegas (Cabrera 1994). Los cursos de agua conservados se caracterizan por tener una pendiente escasa, ausencia de árboles ribereños, concentraciones elevadas de nutrientes (Feijoó & Lombardo 2007; Giorgi et al. 2005), alta diversidad de vertebrados (Rosso 2006) y macroinvertebrados herbívoros (Rodríguez Capitulo et al. 2002), poca biomasa planctónica y abundantes macrófitas y algas perifíticas, bentónicas y filamentosas (Feijoó & Lombardo 2007; Giorgi et al. 1998; Giorgi et al. 2005). Sin embargo, sus características nativas fueron y son afectadas por el pisoteo del ganado, por el crecimiento espontáneo de herbáceas invasoras y por la modificación de la dinámica del ecosistema debido a la extensión de bosques en galería sobre los cursos de agua (Ghersa et al. 2002). En la región pampeana, los bosques en galería naturalizados están constituidos principalmente por leñosas como la acacia negra *Gleditsia triacanthos*, la mora *Morus alba*, el álamo *Populus* sp. y el paraíso *Melia azederach* (Ghersa et al. 2002). La presencia de bosques costeros modifica absolutamente el aspecto del ecosistema y reduce la disponibilidad de luz para los productores primarios acuáticos, lo que -en

consecuencia- afecta a sus consumidores. Así mismo, los ecosistemas acuáticos se vuelven más heterótrofos y menos autótrofos, por el déficit de luz y el ingreso de material alóctono (i.e., hojas).

Los sotobosques de las arboledas de *G. triacanthos* presentan muchas ramas con grandes espinas y poca cobertura herbácea. Esto representa un hábitat muy diferente para la biota nativa y produce la fragmentación de los corredores de los sistemas fluviales que la fauna autóctona usa como refugio, áreas de alimentación y de desplazamiento (Ghersa & León 2001). Estos hábitats de borde son muy importantes para sostener las poblaciones de vertebrados nativos, como el coipo (*Myocastor coypus bonariensis*), el zorro gris (*Dusicyon gymnocercus*), la comadreja colorada (*Lutreolina crassicaudata*), el cuis (*Cavia aperea*), la rana del zarzal (*Hypsiboas pulchellus*), el lagarto overo (*Tupinambis teguixin*), el pato maicero (*Netta georgica*), la garza bruja (*Ncticorax ncticorax*).

El coipo habita en los corredores de ríos y arroyos de la Pampa Ondulada. A pesar de la elevada modificación de su hábitat por el uso agropecuario, los centros urbanos y la caza comercial por su piel (Guichón & Cassini 2005), con frecuencia se lo encuentra en los cuerpos de agua de esta región y podría ser utilizado como indicador del grado de impacto sobre el funcionamiento del ecosistema. Las invasiones de acacias negras amenazan con extinguir los ecosistemas nativos de los sistemas fluviales, donde el coipo habita. Para evaluar su impacto sobre estos ecosistemas se propone (1) determinar las características ambientales asociadas a la presencia de *Gleditsia triacanthos* en las costas de ríos y arroyos de la Pampa Ondulada bonaerense. La distribución ribereña de las poblaciones de acacia negra podría ser heterogénea y presentar algún patrón que aporte información valiosa para el diseño de planes de erradicación. (2) Evaluar la existencia de una correlación espacial entre la presencia de poblaciones de *Gleditsia triacanthos* y las del coipo *Myocastor coypus bonariensis*.

MÉTODOS

Especies estudiadas

Gleditsia triacanthos pertenece a la subfamilia Caesalpinoideae, familia Fabaceae. Es una especie arbórea caducifolia con copa subglobosa de hasta 25 m de altura. Alcanza la edad reproductiva a los 7 años y vive en promedio 75 años, aunque puede alcanzar los 300 años (Marco & Páez 2000). Tiene espinas abundantes de hasta 15 cm de largo, por lo general una, dos o varias veces divididas, formando fascículos piramidales. Algunas de las características de *Gleditsia triacanthos* que favorecen su rápida expansión son su alta resistencia a la sequía y a la salinidad, su alta tolerancia a la contaminación, su adaptación a cualquier tipo de suelo, su alta velocidad de crecimiento (60 cm/año), su reproducción clonal y sexual, su periodo juvenil corto, su alta producción de semillas y la ausencia casi total de plagas y enfermedades asociadas que la afecten (Marco & Páez 2000). Los principales agentes de dispersión son el agua de los sistemas fluviales y el ganado bovino. Las actividades agrícolas restringen su distribución a las zonas marginales, como los bordes de los sistemas fluviales. El ganado ingiere las semillas de *G. triacanthos* y digiere de forma parcial su cubierta seminal, lo cual favorece su germinación posterior (Blair 1990). Así mismo, las heces que contienen las semillas abonan el suelo, y esto contribuye al desarrollo de la plántula y del adulto.

Myocastor coypus bonariensis es un roedor histicomorfo de la familia Myocastoridae. Existen cuatro subespecies descriptas. La subespecie estudiada es *M. coypus bonariensis* que habita desde el centro de Argentina hasta el sur del Brasil. Su cuerpo con cola mide 61-100 cm (Redford & Eisenberg 1992), y pesa de 5 a 10 kg (Nowak 1991). Se reproduce todo el año, la gestación dura 4 meses (Gosling 1974) y tienen de 2 a 9 crías (Gosling & Baker 1991). Tiene costumbres acuáticas y costeras, con mayor actividad crepuscular y nocturna (Colantoni 1993; Chabrek 1962; Palomares et al. 1994). En estos corredores, construye sistemas de cuevas en las orillas del agua como refugio (Gosling & Baker 1991). Los zorros,

varios felinos, lechuzas y diversas aves rapaces son los predadores del coipo en su ambiente natural (Woods et al. 1992; Colantoni 1993; Micol et al. 1996). En la actualidad, la caza comercial constituye la principal causa de mortalidad en poblaciones silvestres (Guichón & Cassini 2005).

Área de estudio y diseño de la investigación

El área relevada contempla arroyos y ríos de la Cuenca del Plata que desaguan en el río Paraná de las Palmas, pertenecientes a la subregión Pampa Ondulada. Esta subregión está ubicada en el centro-este de la Región Pampeana, posee un relieve suavemente ondulado y constituye el área de mayor actividad agrícola de la Región Pampeana (SAGyP & CFA 1995). Las precipitaciones rondan los 1000 mm/año y el clima es templado-cálido y húmedo, con temperaturas medias anuales que oscilan entre 15 y 16.5 °C (Soriano et al. 1992). Las praderas y estepas de gramíneas y la casi ausencia de árboles originarios fueron reemplazados por un mosaico agropecuario denso e importantes núcleos urbanos e industriales (Ghersa et al. 1998). En consecuencia, posee un desarrollado sistema de accesos, medios de transporte y comunicación (Ghersa et al. 1998). Mucha de la flora y fauna originaria ya se han extinguido o han sido desalojadas por el hombre y se encuentran vestigios marginales donde algunas habitan (e.g., zonas ribereñas, bordes de caminos o regiones de estepa de baja aptitud). Las actividades productivas y recreativas realizadas por el hombre (e.g., construcción de lagunas artificiales y canales de riego sobre el lecho fluvial nativo, contaminación por agroquímicos y residuos industriales, deformación de las márgenes por pisoteo del ganado e introducción de árboles ornamentales) afectan a los sistemas fluviales.

Para identificar y seleccionar los cursos de agua muestreados, se utilizó una imagen satelital Landsat TM (órbita 225-084 de enero del 1994) y varias cartas imágenes del Instituto Geográfico Militar (1:50000). Se utilizó un GIS ArcView 3.2 (licencia del grupo PRODITEL, Universidad Nacional de Luján) para la interpretación visual (Chuvieco 1996). Se seleccionaron 14 segmentos de cursos de

agua de entre 15 y 25 km de largo, con bajas velocidades, bajos caudales y cursos lineales. Estos segmentos de cursos de agua presentaron características ambientales y geomorfológicas parecidas entre sí, puesto que han sido afectados por la misma historia geológica (Ghersa & León 2001). En cada segmento se ubicaron al azar entre 5 y 8 sitios de 600 m de largo, lo que totalizó 89 sitios que cubrían 25% del largo de cada segmento.

El trabajo de campo se realizó en verano, entre diciembre de 2003 y marzo de 2004. A lo largo de los 600 m de cada sitio y en los primeros 15 m desde el borde, en ambos márgenes se determinó la presencia/ausencia de agrupaciones arbóreas de *G. triacanthos*. Además, se midieron o clasificaron las variables relacionadas con a) las características del curso de agua y del borde: ancho del curso, tipo de suelo del borde, pendiente y altura de la barranca; b) la cobertura y tipo de vegetación en los 15 primeros metros desde la línea de costa (porcentaje de cobertura herbácea, arbustiva y arbórea, y las especies de plantas dominantes); c) el uso de la tierra (campos aledaños). Los usos podían ser urbano, agrícola, ganadero, forestal, industrial o sin uso-pastizales naturales (se consideró "sin uso" a sitios con vegetación herbácea elevada, por lo general anegables y sin heces ni pisoteo del ganado); d) las perturbaciones humanas: presencia de casas, caminos y rastros de actividad humana.

Para determinar la presencia de los coipos se llevó a cabo un método estandarizado para el muestreo de mamíferos ribereños (Mason & MacDonald 1986). No se usó la presencia de cuevas como indicador ya que en muchos casos estaban abandonadas o excavadas por el hombre. La presencia o ausencia de coipos se determinó por avistamiento directo y por un método indirecto basado en la presencia de signos de actividad reciente (i.e., heces, huellas). La cantidad de signos de actividad no puede utilizarse como parámetro de abundancia de individuos, pero las heces encontradas a partir de tres días posteriores a las lluvias son un buen indicador de la presencia de coipos (Gosling et al. 1988; Colantoni 1993). La ausencia de heces no indica necesariamente la ausencia del coipo

en un sitio. Sin embargo, la mayor parte del tiempo que el coipo pasa fuera de las cuevas lo dedica a alimentarse en los hábitats que usa (cerca o dentro del cuerpo de agua), y defeca en esos mismos sitios (Gosling & Baker 1991).

Análisis estadístico

La unidad de análisis fue cada sitio ($n=89$). La obtención de numerosas correlaciones significativas entre las variables ambientales condujo a analizar individualmente las relaciones entre las variables independientes y la presencia/ausencia de acacias negras. Se contrastaron por separado las relaciones entre la presencia/ausencia de agrupaciones de *G. triacanthos* y cada una de las variables ambientales cuantitativas (mediante ANOVA), y cada una de las variables ambientales binarias (mediante X^2). La presencia/ausencia de acacias negras se contrastó con la presencia/ausencia de signos de actividad del coipo estimando el X^2 .

RESULTADOS

Se encontraron agrupaciones de *G. triacanthos* en 43% de los sitios. Sólo en 3 de los 14 cursos no se encontraron agrupaciones de acacias negras (Figura 1). Su presencia estuvo asociada significativamente a algunas características ambientales. Los bosques en galería de acacia negra predominan donde el ancho del curso es mayor ($F_{1,87}=9.30$; $P<0.01$), y donde la barranca es casi perpendicular ($F_{1,87}=4.24$; $P<0.05$) y con alturas mayores a 1.5 m ($F_{1,87}=17.44$; $P<0.01$; Figura 2a). Son más frecuentes en suelos con tierra ($X^2=4.04$; $P<0.05$) que con fango ($X^2=8.27$; $P<0.01$) y en sitios donde predomina la actividad ganadera en los campos aledaños ($X^2=4.28$; $P<0.05$; Figura 2b). En cambio, la presencia de *G. triacanthos* no estuvo asociada al resto de los usos de la tierra, o a la presencia de otras especies arbóreas, como el sauce, el tala o la mora. Tampoco, estuvo asociada a la presencia de casas y caminos.

La presencia de agrupaciones de *G. triacanthos* estuvo significativa y asociada de manera negativa a la presencia de signos

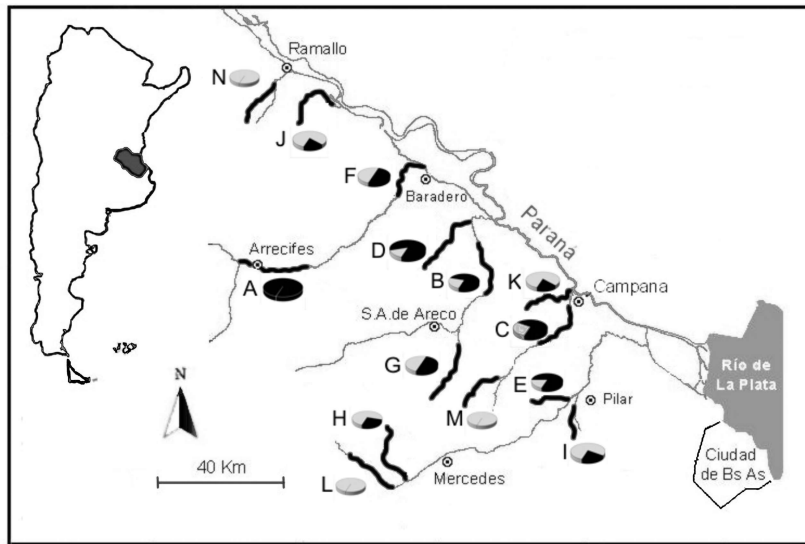


Figura 1. Detalle de la ubicación de los catorce cursos de agua estudiados del noreste de la Provincia de Buenos Aires. A: Arrecifes, B: Areco, C: de la Cruz, D: Cañada Honda, E: Las Flores, F: Baradero, G: de Giles, H: Moyano, I: Carabassa, K: Pesquerías, J: Los Cueros, L: Los Leones, M: El Sauce y N: Las Hermanas. Las porciones negras de las tortas indican el porcentaje de sitios con presencia de *G. triacanthos* en cada curso de agua.

Figure 1. Details of location of the fourteen water courses studied in the northeast of the Buenos Aires Province. A: Arrecifes, B: Areco, C: de la Cruz, D: Cañada Honda, E: Las Flores, F: Baradero, G: de Giles, H: Moyano, I: Carabassa, K: Pesquerías, J: Los Cueros, L: Los Leones, M: El Sauce y N: Las Hermanas.

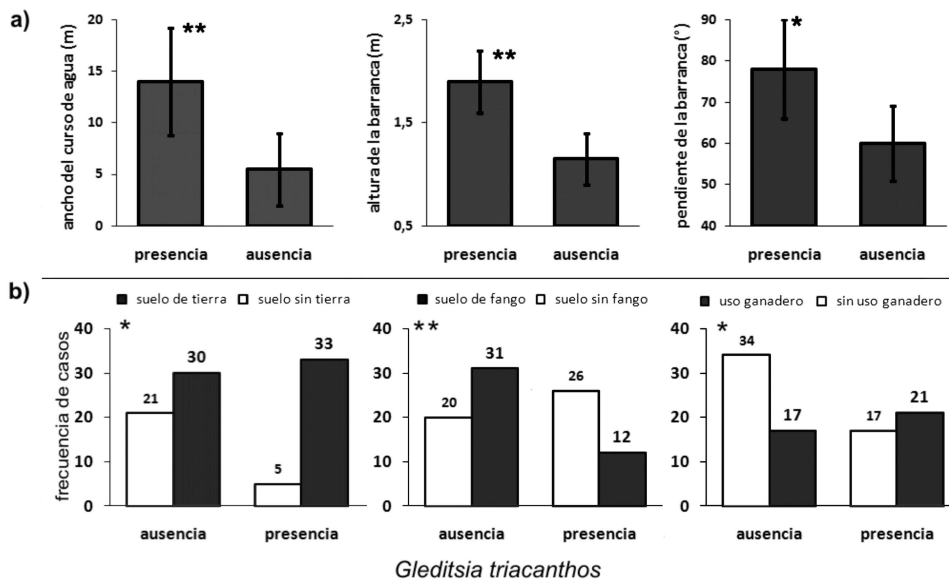


Figura 2. a) Valores medios (\pm error estándar de la media) de las variables ambientales cuantitativas que dieron significativas con ANOVA en sitios con ($n=38$) y sin ($n=51$) bosques ribereños de *G. triacanthos*. b) Frecuencias de sitios con y sin acacias negras distribuidas según las frecuencias de las variables ambientales cualitativas (presencia/ausencia) que dieron significativas en el análisis de X^2 (* $P<0.05$; ** $P<0.01$).

Figure 2. a) Mean values (\pm standard error) of the quantitative environmental variables in sites with ($n=38$) and without ($n=51$) forest of *G. triacanthos*. b) Frequencies of sites with and without honey locust forest distributed according to the frequencies of qualitative environmental variables (presence/absence) that were significant in X^2 analysis (* $P<0.05$; ** $P<0.01$).

de actividad de *M. c. bonariensis* ($X^2=9.256$, $P<0.005$; Figura 3).

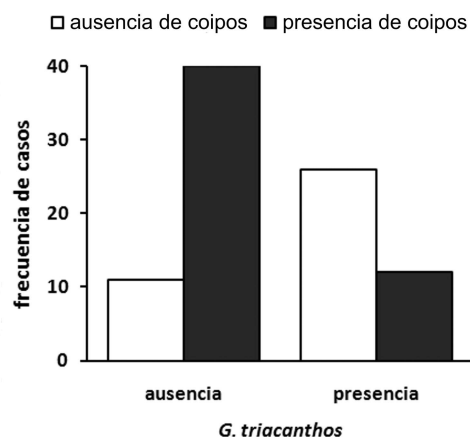


Figura 3. Frecuencias de sitios con ($n=38$) y sin ($n=51$) bosques de acacias negras distribuidas según la presencia ($n=52$) o ausencia ($n=37$) de coipos. La presencia de *Gleditsia triacanthos* estuvo asociada negativamente a la presencia de *Myocastor coypus* ($X^2=9.256$, $P<0.005$).

Figure 3. Frequency of sites with ($n=38$) and without ($n=51$) honey locust forest distributed according to the presence ($n=52$) or absence ($n=37$) of coypu. The presence of *Gleditsia triacanthos* populations was negatively associated with the presence of *Myocastor coypus* ($X^2=9.256$, $P<0.005$).

DISCUSIÓN

Las invasiones biológicas son consideradas una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad natural (Callaway et al. 2004). En el caso de las especies vegetales, las invasiones contribuyen al cambio global al alterar tanto los procesos biológicos (Vitousek et al. 1997) como la dinámica hídrica y química de los ecosistemas. Las invasiones de *G. triacanthos* modifican los ecosistemas ribereños nativos de la Pampa Ondulada y su expansión podría ocasionar la pérdida parcial de la biota autóctona.

La presencia de bosques de acacia negra se asoció de forma negativa con la presencia del coipo, probablemente debido a la disminución de la aptitud del hábitat. Los sitios invadidos presentan en el sotobosque una gran cantidad

de espinas, configurando un ambiente hostil para el coipo. Además, las herbáceas de la costa y las macrófitas son escasas donde hay poblaciones de acacias negras, representando una menor disponibilidad de alimento para el coipo.

Este es sólo un ejemplo de cómo la fauna nativa puede ser afectada. Aún no se sabe cómo las invasiones de *G. triacanthos* puedan afectar a otros vertebrados nativos que hacen uso de los bordes de los cursos de agua; sin embargo, la pérdida de hábitats suele conducir a la extinción local especies. Por otro lado, los bosques ribereños provocan un déficit de luz para las plantas y algas acuáticas, que modifican la dieta de sus consumidores acuáticos y de toda la red trófica. Incluso, *G. triacanthos* es caducifolia e ingresa al ecosistema acuático una cantidad desproporcionada de material alóctono, lo cual aumenta la respiración de los descomponedores. Esta reducción de la producción neta del ecosistema no sólo ocurre en el sitio invadido, sino también aguas abajo.

Por todo ello, las invasiones de acacia negra son una causa más de la extinción y fragmentación de los ecosistemas de los corredores de arroyos y ríos pampeanos. Es necesario proteger los remanentes de los ecosistemas nativos dentro de regiones muy modificadas y lograr un mayor reconocimiento del papel que juegan en el mantenimiento de poblaciones silvestres de especies autóctonas (Pimentel et al. 1992; Moguel & Toledo 1999; Jensen 2001; Dolek & Geyer 2002). Actualmente, la problemática que generan las plagas de acacias negras ha fomentado la implementación de algunos controles selectivos con agroquímicos de baja toxicidad (e.g., Togar Bt, picloran, 2,4D) y anillados que interrumpen los haces de conducción del xilema (Maranta 2001). Estos métodos suelen tener un costo humano o monetario elevado y tienen poca eficacia. También se han realizado controles masivos con fuego, máquinas topadoras y aplicaciones aéreas de agroquímicos (Maranta 2001; Chaneton et al. 2004; Capello & Peña 2007). Pero estos son poco selectivos y provocan un alto impacto ambiental, ya que destruyen los ecosistemas y provocan la extinción de especies. Es necesario evaluar otras formas de erradicación, como

el control biológico. Por ejemplo, el uso de algunas cochinillas (Hemíptera, familia Coccoidea) y del hongo saprófito *Thyronectria austroamericana*, que causan daños fisiológicos en el árbol juvenil (Conway & Morrison 1983). Por otro lado, se podría fomentar el uso de su madera, ya que es fuerte y duradera, y se la puede emplear en carpintería y ebanistería. Además, el endosperma de las semillas contiene galactomananos que se pueden utilizar como ingrediente alimentario y cosmético (Beristain et al. 1996).

Es necesario comprender cuáles son los patrones de expansión y distribución de la acacia negra para el diseño de futuros controles selectivos con mayor efectividad. En este trabajo mostramos que la distribución ribereña de las poblaciones de acacia negra es heterogénea y está asociada a rangos particulares de las características ambientales en los cursos de agua estudiados. Es de vital importancia enriquecer el conocimiento acerca de esta especie. Por un lado, para mostrar el daño ambiental que provoca su invasión sobre las especies nativas, como el coipo, y estimular las medidas de acción. Por el otro, para entender los factores asociados a sus patrones de distribución y expansión, que ayuden al diseño de planes de erradicación.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Dra. María Laura Guichón por su aporte fundamental al trabajo logístico, académico y de campo. A la colaboración de Verónica Benítez en el trabajo de campo. Agradezco las observaciones y sugerencias de uno de los revisores anónimos que ayudaron a mejorar considerablemente la presentación del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- BÁRBARO, NO. 1994. Perfil ambiental de Argentina. XIX Asamblea General de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Buenos Aires.
- BERISTAIN, CI; E AZUARA; HS GARCÍA & EJ VERNON-CARTER. 1996. Kinetic model for water/oil absorption of mesquite gum (*Prosopis juli ora*) and gum arabic (*Acacia senegal*). *Int. J. Food Sci. Technol.*, **31**:379-386.
- BLAIR, RM. 1990. Honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.). Pp. 358-364 en: Burns, RM & BH Honkala (eds.). *Silvics of North America, vol. 2. Hardwoods*. Agriculture Handbook 654, US Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC. USA.
- CABRERA, AL. 1994. Regiones Fitogeográficas Argentinas (Fascículo 1). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, Editorial ACME, Buenos Aires.
- CABRERA, AL & EM ZARDINI. 1993. Manual de la flora de los alrededores de la Provincia de Buenos Aires. Editorial ACME, Buenos Aires.
- CALLAWAY, RM; GC THELEN; A RODRÍGUEZ & WE HOLBEN. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature*, **427**:731-733.
- CAPPELLO, V & C PEÑA. 2007. Propuesta de manejo de *G. triacanthos* en el río Luján. *Informe de Gestión Ambiental 2007*. Secretaria de Política Ambiental.
- CHABREK, RH. 1962. Daily activity of nutria in Louisiana. *Journal of Mammalogy*, **43**:337-344.
- CHANETON, ES; CN MAZIA; M MACHERA; A UCHITEL & CM GHERSA. 2004. Establishment of Honey Locust (*Gleditsia triacanthos*) in Burneo Pampean Grasslands. *Seed Technology*, **18**:1325-1329.
- CHUVIECO, E. 1996. *Fundamentos de Teledetección Espacial*. Rialp, Madrid.
- COLANTONI, LO. 1993. Ecología poblacional de la nutria (*Myocastor coypus*) en la provincia de Buenos Aires. *Flora y Fauna Silvestres*, **1**:1-25.
- CONWAY, KE & LS MORRISON. 1983. Diseases and decay fungi in windbreaks in Oklahoma. *Plant Disease*, **67**:289-291.
- DOLEK, M & A GEYER. 2002. Conserving biodiversity on calcareous grasslands in the Franconian Jura by grazing: a comprehensive approach. *Biological Conservation*, **104**:351-360.
- FEIJOÓ, CS & RJ LOMBARDO. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research*, **41**: 1399-1410.
- GHERSA, CM; E DE LA FUENTE; S SUÁREZ & RJC LEÓN. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **88**:271-278.
- GHERSA, CM & R LEÓN. 2001. Ecología del Paisaje Pampeano: consideraciones para su manejo y conservación. En: *Ecología de Paisajes. Teorías y Aplicaciones*. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires.
- GHERSA, CM; MA MARTÍNEZ-GHERSA & RJC LEÓN. 1998. Cambios en el paisaje pampeano y sus efectos sobre los sistemas de soporte de la vida. Pp. 38-71 en: *Hacia una agricultura más productiva y*

- sostenible en la pampa argentina. Orientación Gráfica Editora SRL, Buenos Aires.
- GIORGI, A; C FEIJOÓ & G TELL. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, **14**:1699-1718.
- GIORGI, A; C FEIJOÓ; P CALVIÑO & F DUTWILLER. 1998. Annual variation of periphyton biomass in two plain streams with different macrophyte abundance. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **26**: 1686-1701.
- GOSLING, LM. 1974. The Coypu in East Anglia. *Transactions of the Norfolk and Norwich Naturalists Society*, **23**:49-59.
- GOSLING, LM. 1977. Coypu. Pp. 256-265 en: *The handbook of British mammals*. Second edition. Blackwell Scientific Press, Oxford.
- GOSLING, LM; SJ BAKER & CN CLARKE. 1988. An attempt to remove coypus (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in East Anglia. *Journal of Applied Ecology*, **25**:49-62.
- GOSLING, LM & SJ BAKER. 1991. Coypu. Pp. 267-275 en: *Handbook of British Mammals*. Corbet, GB y S Harris (eds.). 3ra ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GUICHÓN, ML & MH CASSINI. 2005. Population parameters of indigenous populations of *Myocastor coypus*: the effect of hunting pressure. *Acta Theriologica*, **50**:125-132.
- JENSEN, MN. 2001. Can cows and conservation mix? *BioScience*, **51**:85-90.
- LEWIS, JP; S NOETINGER; DE PRADO & IM BARBERIS. 2004. Los remanentes de bosques del Espinal en el este de la provincia de Córdoba. *Revista Agromensajes*, **13**:23-27.
- MARANTA, A. 2001. El control de leñosas exóticas en el Parque Nacional El Palmar. *Informe de Gestión 2001-2010*, Administración de Parques Nacionales de Argentina.
- MARCO, DE & SA PÁEZ. 2000. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of central Argentina. *Environmental Management*, **26**: 409-419.
- MASON, C & S MACDONALD. 1986. *Otters: ecology and conservation*. Cambridge University Press, Londres.
- MAZÍA, NC; EJ CHANETON; CM GHERSA & RJC LEÓN. 2001. Limits to tree species invasion in pampean grassland and forest plant communities. *Oecologia*, **128**:594-602.
- MICOL, T; CP DONCASTER; P JOUVENTIN & G GUÉDON. 1996. Démographie du ragondin. Pp. 30-41 en: *Le ragondin: biologie et méthodes de limitation des populations*. Jouventin, P; T Micol, C Verheyden & G Guédon (eds.). Association de coordination technique agricole, Paris.
- MOGUEL, P & VM TOLEDO. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology*, **13**:11-21.
- NOWAK, RM. 1991. *Walkers mammals of the world*. 5ta ed., The John Hopkins University Press, Baltimore.
- PALOMARES, F; R BÓ; JF BELTRÁN; G VILLAFANE & S MORENO. 1994. Winter circadian activity pattern of free-ranging coypus in the Paraná River Delta, eastern Argentina. *Acta Theriologica*, **39**:83-88.
- PIMENTEL, D; U STACHOW; DA TAKACS; HW BRUBAKER; AR DUMAS; ET AL. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience*, **42**:354-362.
- REDFORD, KH & JF EISENBERG. 1992. *Mammals of the Neotropics: the southern cone*. Volume 2. The University of Chicago Press, Chicago.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A; AC PAGGI & CS OCÓN. 2002. Zoobenthic communities in relation with the slope, substrate heterogeneity and urban disturbances in pampean hills streams (Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **28**:1267-1273.
- ROSSO, JJ. 2006. *Peces Pampeanos: Guía y Ecología*. Ed. Literature of Latin America. 223 pp.
- SAGPYA & CFA. 1995. *El deterioro de las tierras de la República Argentina*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos de la Nación y Consejo Federal Agropecuario, Buenos Aires. Argentina
- SORIANO, A; RJC LEÓN; OE SALA; RS LAVADO; VA DEREGBUS; ET AL. 1992. Río de la Plata grasslands. Pp. 367-407 en: *Ecosystems of the world. Natural grasslands: Introduction and western hemisphere*. Coupland, RT (ed.). Elsevier, New York. USA.
- VITOUSEK, PM; HA MOONEY; J LUBCHENCO & JM MELILLO. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, **277**:494-499.
- WOODS, CA; L CONTRERAS; G WILLER-CHAPMAN & HP WHIDDEN. 1992. *Myocastor coypus*. Pp. 1-8 en: *Mammalian Species* No. 398. The American Society of Mammalogists.
- ZALBA, SM & CB VILLAMIL. 2002. Invasion of woody plants in relictual native grasslands. *Biological Invasions*, **4**:55-72.