



ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN / RESEARCH ARTICLE

DESMONTE DE RIBERAS: CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD DEL ESTRATO HERBÁCEO EN UN RÍO PAMPEANO (BUENOS AIRES, ARGENTINA)

Riparian Clear-Cutting: Changes in Diversity of Herbaceous Layer in a Pampean River (Buenos Aires, Argentina)

Patricia GANTES^{1*} y Aníbal SÁNCHEZ CARO¹

¹. Departamento Ciencias Básicas e INEDES-CONICET, Universidad Nacional de Luján, Av. Constitución y Ruta Nacional 5, Luján (B), Argentina, asnchezcaro@yahoo.com.ar

* For correspondence: gantespatricia@gmail.com

Recibido: 19 de septiembre de 2021. **Revisado:** 06 de abril de 2022. **Aceptado:** 25 de julio de 2022

Editor asociado: Xavier Marquinez

Citation/ citar este artículo como: Gantes, P., y Sánchez, A. (2023). Desmonte de riberas: cambios en la diversidad del estrato herbáceo en un río pampeano (Buenos Aires, Argentina). *Acta Biol Colomb*, 28(3), 438-448. <https://doi.org/10.15446/abc.v28n3.98405>

RESUMEN

El desmonte y desmalezamiento en riberas periurbanas son prácticas comunes que pueden conducir a la disminución de la cobertura y a cambios en los ensambles vegetales con aumento de la proporción de especies exóticas y ruderales. El objetivo de este trabajo fue estudiar los cambios en los ensambles del estrato herbáceo en la ribera del río Luján, invadida por *Gleditsia triacanthos* y otras leñosas exóticas, desde la situación previa al desmonte y durante los tres años posteriores al mismo. Se muestrearon cuatro sitios, en una ocasión antes y en cinco después del disturbio. En cada sitio, se registró el porcentaje de suelo desnudo y el porcentaje de cobertura por especie. A partir del desmonte, la proporción de suelo desnudo se hizo significativamente menor a partir de los 15 meses. La riqueza fue de 21 especies antes del disturbio y dos años más tarde se estabilizó en más de 50 especies, mientras que la diversidad beta permaneció sin cambios significativos. Los ensambles encontrados antes y en el primer muestreo inmediatamente posterior al desmonte fueron los que más se diferenciaron entre sí (ANOSIM, SIMPER). Tanto las especies exóticas como ruderales aumentaron en las primeras etapas y luego retornaron a valores previos al disturbio. Tres años después del desmonte, los cambios en la diversidad sugieren el establecimiento de un ensamble diferente al preexistente, con mayor cobertura y número de especies, codominado por especies de ribera nativas y especies de ambientes perturbados, y en el que se mantiene la proporción de exóticas y ruderales.

Palabras clave: Especies invasoras; perturbación; sucesión; desmalezamiento; composición de especies.

ABSTRACT

Clear-cutting and weeding of riparian habitats in peri-urban watercourses are common practices that may lead to a lower cover and to changes in vegetation assemblages, encompassing increments in the proportion of exotic and ruderal species. The aim of this work was to study the herbaceous assemblages prior to and along three years after deforestation in the Lujan's River riverbank, which was dominated by the invasive species *Gleditsia triacanthos* and other woody exotics. Four sites were sampled, on one occasion before and five times after the disturbance, assessing at each site the percentage of bare soil and the cover by species. After deforestation, the proportion of bare soil became significantly lower from 15 months on. Before the disturbance the species richness was 21, and two years later it stabilized in more than 50 species, while beta diversity remained mostly unchanged. The assemblages found before and on the first sampling after the disturbance were the most different between all pairs (ANOSIM, SIMPER). Both exotic as ruderal species increased in the first stages, and then returned to pre disturbance values. Three years after deforestation, the changes in diversity suggest that a different assemblage has established in place of the pre disturbance one. The resulting assemblage has higher cover and number of species and is co dominated by both riparian native species and disturbed environments species, while the proportion of exotic and ruderal species remains unchanged.

Keywords: Invasive species; perturbation; succession; weeding; species composition.

INTRODUCCIÓN

Las riberas de ríos y arroyos son ambientes altamente heterogéneos y de gran diversidad biológica, que cumplen importantes funciones en la estabilización de las márgenes, protección frente a crecientes, control del flujo, y retención de sedimentos, de materia orgánica, nutrientes y contaminantes hacia los cursos de agua. Cuando la vegetación natural es reemplazada, el funcionamiento del ecosistema puede alterarse y consecuentemente también la calidad de ríos y arroyos (Naiman et al., 2000; Nilsson y Svedmark, 2002; Magee et al., 2008; Pollen-Bankhead y Simon, 2010; Gilling et al., 2014). Las riberas son sistemas esencialmente cambiantes, ligados a la dinámica fluvial, en los que las crecientes funcionan como disturbios que periódicamente disminuyen la cubierta vegetal y crean áreas desnudas donde pueden establecerse nuevas especies (Ward et al., 2002; Gurnell, 2014); a la vez que pueden facilitar la llegada y el establecimiento de especies exóticas (Sabo et al., 2005; Aguiar et al., 2006; Richardson et al., 2007; Bowers y Boutin, 2008; Magee et al., 2008; Pattison et al., 2019). Pero además de las crecientes, las riberas están sujetas a disturbios antrópicos como son el desmonte, el desmalezamiento periódico, y el perfilamiento y canalización de los cursos, cuyo principal resultado es una disminución de las fluctuaciones en el nivel de agua, y consecuentemente, de las inundaciones sobre los ecosistemas ribereños. Estas perturbaciones, distintas a las naturales de las riberas, pueden afectar tanto la diversidad como la composición de sus comunidades.

En la ecorregión Pampa, las riberas son ecosistemas poco conocidos y apreciados (Faggi et al., 1999; Feijoó et al., 2012; Troitiño et al., 2012; Basílico et al., 2015; Faggi y Breuste, 2015; Gantes et al., 2017), sin embargo, dada la amplia dominancia en la región de los usos agrícola, ganadero y urbano del suelo podrían representar un refugio para la vegetación natural. Principalmente en los siglos XIX y XX, las riberas y otros tipos de corredores, como caminos o vías férreas, han sido en parte invadidas por especies leñosas exóticas (Ghersa et al., 2002). Puesto que en la actualidad la vegetación espontánea está limitada prácticamente a áreas económicamente no redituables, las riberas pueden funcionar como un refugio para la vegetación natural; no obstante, el establecimiento de las leñosas invasoras podría contraponerse a dicha función.

Las riberas del curso principal como las de los afluentes en la cuenca alta y media del río Luján se encuentran cubiertas en gran medida por un bosque de árboles exóticos en su mayoría, entre los que se destaca una especie invasora: la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) (Morello et al., 2003; Cappello y de la Peña, 2007; Giorgi et al., 2014; Fernández et al., 2017). Luego de reiterados eventos de desborde e inundación que afectaron a un importante número de habitantes en varios centros urbanos ribereños, se realizó una obra hidráulica tendiente a disminuir los desbordes en aquellos años en que se presentan excedentes

hídricos muy significativos. A fin de facilitar el flujo de agua encauzada durante las crecientes, en la intervención se talaron los árboles y se perfilaron las márgenes en un ancho de 15 m desde las orillas a lo largo de 27 km de río; consecuentemente, las riberas quedaron en principio sin cubierta vegetal, aunque permanecieron estables sin que se observaran desmoronamientos ni pérdidas masivas de suelo o sedimentos.

El desmonte, que conlleva la eliminación de todo el dosel arbóreo, resulta ser un disturbio de mayor envergadura que las crecientes habituales, e implica fuertes cambios, como aumento de la insolación y liberación temporal de recursos, que pueden conducir a ensambles de vegetación con características y composición diferentes a las observadas previamente. Las condiciones ambientales así generadas favorecen a un mayor número de especies (Çoban et al., 2019), y en particular a las especies exóticas ((Lodge, 1993). Suponemos, entonces, que a partir del desmonte se inicia una sucesión ecológica que conduciría a una comunidad más diversa, con un aumento en la cobertura relativa de especies exóticas; ruderales (propias de ambientes disturbados); y herbáceas anuales (forma de vida habitual en las especies ruderales y también exóticas). En este trabajo se describen específicamente los cambios del estrato herbáceo para los tres primeros años siguientes a la perturbación, en la riqueza, composición y abundancia de las especies; en la diversidad beta entre diferentes localizaciones, y en la cobertura relativa de grupos biológicos (herbáceas anuales, herbáceas perennes, palustres, arbustos y árboles), de especies nativas y exóticas, y de especies ruderales.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Luján se ubica en el NE de la provincia de Buenos Aires, en la subdivisión Pampa Ondulada de los Pastizales del Río de la Plata (Bilenca y Miñarro, 2004). La región se caracteriza por precipitaciones anuales cercanas a los 1000 mm, temperaturas medias entre 14 y 20°C, y relieve suavemente ondulado, con un drenaje bien desarrollado hacia el río Paraná y el Río de la Plata, que se manifiesta en numerosos cursos de agua. El río Luján drena una cuenca de aproximadamente 3000 km², y fluye en dirección SO-NE por unos 100 km hasta confluir con cursos de la cuenca del Paraná, y posteriormente desaguar en el Río de La Plata. El río Luján es un río típico de llanura húmeda, sin crecientes torrenciales ni regulares, sino esporádicas, graduales, prolongadas y espacialmente extendidas, con velocidades de corriente que no superan 1 m/s.

La vegetación natural en la región pampeana es una estepa de gramíneas denominada localmente *flechillar*. La vegetación de la estepa fue notablemente modificada a partir de la llegada de los conquistadores españoles, con

Tabla 1. Análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) entre distintas fechas para contribuciones a la disimilitud superiores al 10 %.

	Disimilitud promedio (%)	cobertura promedio (%) primera fecha	cobertura promedio (%) segunda fecha	contribución a la disimilitud
PRI14 - VER15	98,81			
Amaranthus deflexus		0	6,12	19,20
Amaranthus lividus		0	3,85	11,24
PRI14 PRI15	87,47			
Polygonum hydropiperoides		0,09	6,07	13,30
PRI14 VER16	97,44			
Polygonum hydropiperoides		0,08	10,6	17,99
Polygonum lapathifolium		0	8,12	10,47
PRI14 PRI16	96,84			
Symphiotrichum squamatum		0	11,3	12,34
PRI14 PRI17	95,76			
Eleocharis sp.		0	13,1	13,10
Humulus scandens		0	12,4	12,30
VER15 PRI15	87,96			
Amaranthus deflexus		6,12	0,52	12,32
Polygonum hydropiperoides		0,98	6,07	10,50
VER15 VER16	85,35			
Polygonum hydropiperoides		0,98	10,6	17,27
Polygonum lapathifolium		0	8,12	10,55
VER15 PRI16	90,03			
Symphiotrichum squamatum		0	11,3	11,9
VER15 PRI17	95,26			
Eleocharis sp.		0	13,1	11,9
Humulus scandens		0	12,4	11,19
PR5 VER16	80,33			
Polygonum lapathifolium		6,07	10,6	14,96
PRI15 PRI16	83,35			
Symphiotrichum squamatum		0,16	11,3	11,09
PRI15 PRI17	86,16			
Eleocharis sp.		0	13,1	11,51
Humulus scandens		0,47	12,4	10,58
VER16 PRI16	75,01			
Polygonum hydropiperoides		10,6	5,16	11,43
Symphiotrichum squamatum		1,2	11,3	10,55
VER16 PRI17	80,82			
Eleocharis sp.		0,31	13,1	10,7
PRI16 PRI17	64,59			
Humulus scandens		6,91	12,4	11,6

el avance de la ganadería y la agricultura, y el ingreso, en especial a partir del S XIX, de numerosas especies exóticas (Chaneton et al., 2002). Estos cambios modificaron también la vegetación de las riberas, aumentando la abundancia de leñosas exóticas, lo que actualmente puede observarse en el río Luján, así como también en las cuencas del río Areco, Reconquista y Matanza-Riachuelo, principales cuencas de la región NE de la provincia de Buenos Aires. Los estudios de vegetación ribereña hasta el presente se han limitado a los dos últimos ríos nombrados, ambos con importantes efectos negativos de las actividades antrópicas. En estos trabajos se han registrado cambios en la importancia de distintos grupos biológicos y de especies exóticas en un gradiente creciente de impactos antrópicos. En la cuenca del río Reconquista se encontró una disminución de las especies palustres y un aumento de las especies adventicias en relación a la urbanización (Faggi et al., 1999), y para la cuenca Matanza-Riachuelo se registró una dominancia de las especies herbáceas exóticas en la cuenca alta, en relación a la actividad agropecuaria, y también en la cuenca baja, adonde los impactos incluyen la tala y la forestación (Faggi y Breuste, 2015).

El presente trabajo se desarrolla sobre el curso medio del río Luján, que abarca aproximadamente 35 km, con pendiente media de 0,83 m/km. Se trata de una cuenca altamente antropizada, donde la acelerada modificación

de los usos del suelo y del agua, determinan un complejo mapa del riesgo de inundaciones y deterioro del recurso hídrico. Los cuatro sitios de muestreo se ubicaron entre las ciudades de Luján y Pilar, en zonas escasamente transitadas. Las riberas seleccionadas estaban cubiertas por la especie invasora *G. triacanthos* y otros árboles exóticos como arce (*Acer negundo*), mora (*Morus alba*), ligustro (*Ligustrum lucidum*), y también sauce criollo (*Salix humboldtiana*) nativo. Durante el verano 2014-2015 estas especies arbóreas fueron taladas completamente en una franja de 15 m de ancho, en ambas márgenes del río.

TOMA DE MUESTRAS

Los muestreos se realizaron en cuatro sitios de la ribera del río Luján; 1) 34°31'51''S - 59°05'43''W; 2) 34°31'39''S - 59°05'0''W; 3) 34°31'9''S - 59°2'6''W y 4) 34°27'41''S - 58°58'52''W (Fig. 1). Cada sitio se muestreó una única vez antes del desmonte en la primavera de 2014 y en cinco oportunidades en la etapa post disturbio, a los tres, 11, 15, 23 y 36 meses, durante los veranos y las primaveras de 2015 y de 2016 y la primavera de 2017 respectivamente. Para analizar el estrato herbáceo hasta una altura de 1,5 m, en cada sitio se definieron ocho parcelas de 20x5 m y dentro de cada una de ellas se dispusieron al azar cuatro unidades muestrales cuadradas de 50x50 cm; la



Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo (1 a 4) sobre el río Luján, en el NE de la provincia de Buenos Aires (Argentina).

mitad de las parcelas se ubicaron a orillas del río y la otra mitad entre los 10 y 15 m de la costa. De manera que, en cada ocasión se tomaron muestras en cuatro sitios, y en ocho parcelas en cada uno de ellos, siendo el dato de cada parcela el promedio de lo registrado en cuatro cuadrados tomados al azar. Se registró el porcentaje de suelo desnudo y la cobertura por especie en clases de 1 %; 5 %; 10 %; 15 % y así, hasta 100 %; comprendiendo especies herbáceas anuales, herbáceas perennes, palustres, arbustos y árboles con una altura inferior a 1,5 m. La nomenclatura para la designación de las especies, así como su origen (adventicias, introducidas, cosmopolitas, nativas y endémicas), asignación a diferentes grupos biológicos (herbáceas anuales, herbáceas perennes, palustres, arbustos y árboles) y su identificación como ruderales se consignan a partir de la Flora Argentina (Anton y Zuloaga, 2019) y otros autores (Tur y Lavigne, 1992; RIAN INTA, 2018; Martínez Carretero et al., 2018).

TRATAMIENTO DE DATOS

Se determinó la riqueza de especies para cada ocasión a partir de las especies registradas en los cuatro sitios, por curvas de acumulación, de acuerdo al modelo Mao-

tau (Colwell, 2013) realizadas con el programa PAST 3.12 (Hammer et al., 2001). La diversidad beta se estimó de acuerdo a la expresión de Whittaker (McCune et al., 2002):

$$\beta = \frac{\gamma}{\alpha} - 1$$

Donde:
γ: diversidad global
α: diversidad local promedio

Los ensambles de las distintas fechas se compararon mediante un Análisis de Similitud (ANOSIM) en base al coeficiente de Bray-Curtis y posteriormente se analizó la contribución de las distintas especies a dichas similitudes por un Análisis de Contribución a la Similitud (SIMPER) (Clarke y Warwick, 2001), ambas pruebas se realizaron utilizando el programa PAST 3.12. Se determinó la cobertura relativa de especies exóticas (comprendiendo adventicias, introducidas y cosmopolitas), medida como porcentaje de cobertura de exóticas en relación a la cobertura total de exóticas y nativas; del mismo modo se determinó la cobertura relativa de las especies ruderales, medida como porcentaje de cobertura de ruderales en relación a la cobertura del total de especies; y de los distintos grupos biológicos. Los cambios en las

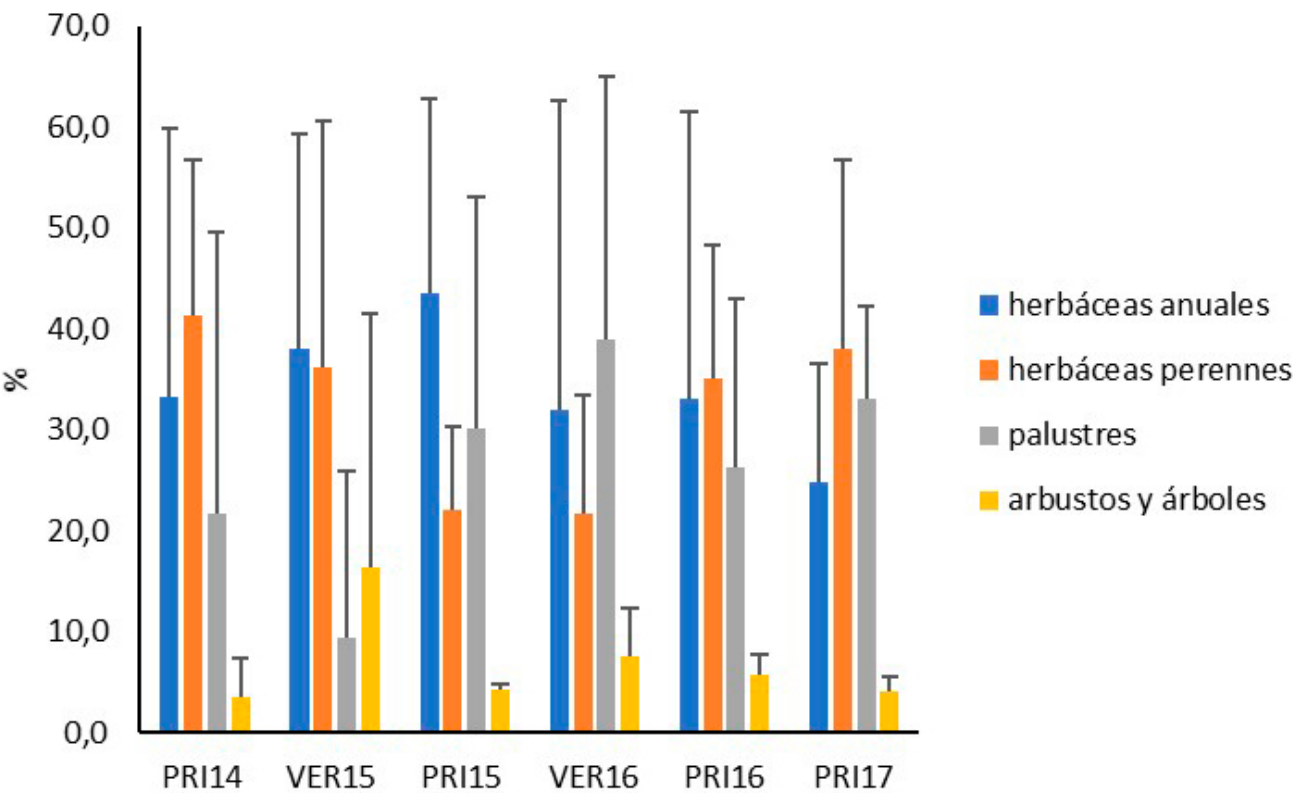


Figura 2. Cobertura relativa de los grupos biológicos (promedio porcentual de la cobertura del grupo/cobertura de todos los grupos en conjunto y desvío estándar) en los muestreos de primavera de 2014 (PRI14); verano de 2015 (VER15); primavera de 2015 (PRI15); verano de 2016 (VER16); primavera de 2016 (PRI16) y primavera de 2017 (PRI17).

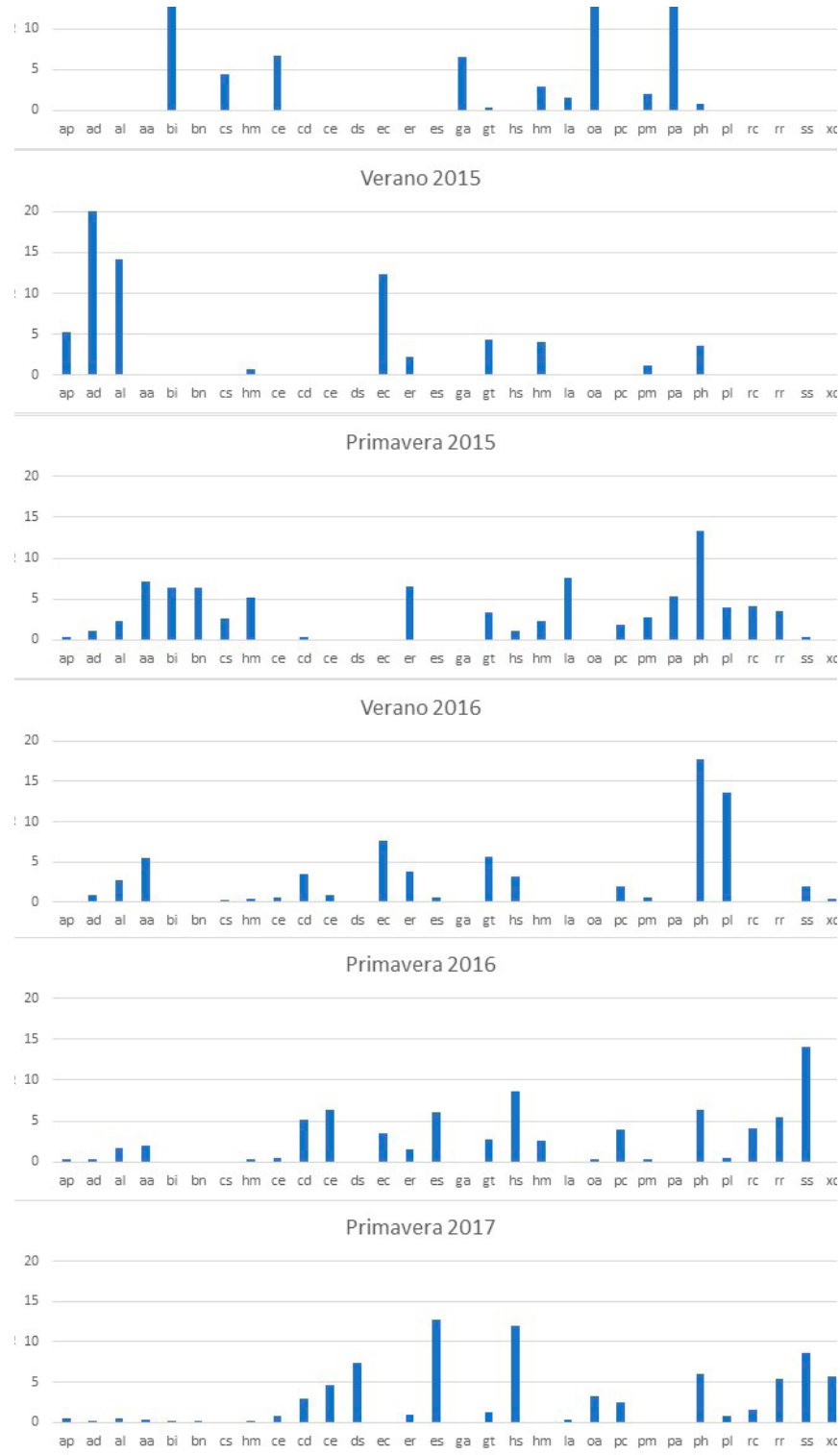


Figura 3. Cobertura porcentual de las especies (promedio para cada fecha, especies con cobertura promedio superior al 1%). Ref. ap: *Alternanthera phylloxeroides*; ad: *Amaranthus deflexus*; al: *Amaranthus lividus*; aa: *Artemisia annua*; bi: *Bowlesia incana*; bn: *Brassica nigra*; cs: *Callitriche* sp.; hm: *Chenopodium album*; ce: *Commelina erecta*; cd: *Cynodon dactylon*; ce: *Cyperus eragrostis*; ds: *Dichondra* sp.; ec: *Echinochloa colonna*; er: *Echinochloa crusgalli*; es: *Eleocharis* sp.; ga: *Gallium aparine*; gt: *Gleditsia triacanthos*; hs: *Humulus scandens*; hm: *Hydrocotyle modesta*; la: *Lepides auriculatum*; oa: *Oxalis articulata*; pc: *Phyla nodiflora*; pm: *Plantago major*; pa: *Poa annua*; ph: *Polygonum hydropiperoides*; pl: *Polygonum lapathifolium*; rc: *Rumex conglomeratus*; rr: *Rumex crispus*; ss: *Symphyotrichum squamatum*; xc: *Xanthium cavanillesii*.

coberturas relativas en las distintas fechas se evaluaron a partir de la Prueba de Kruskal-Wallis, utilizando el programa INFOTAT v. 2020 (di Rienzo et al., 2008) y se realizaron teniendo en cuenta a las especies que registraron una cobertura relativa (porcentaje de cobertura promedio de la especie/porcentaje de cobertura del conjunto de especies) superior al 0,5 % y una frecuencia mayor al 15 % en el total de las parcelas.

RESULTADOS

A partir del desmonte, el porcentaje de suelo desnudo varió desde un máximo de 72 % al cabo de tres meses, hasta un mínimo de 21 % a los 36 meses, pasando por valores intermedios de 61 %; 34 % y 31 %, a los 11, 15 y 23 meses respectivamente, con diferencias significativas a los tres y 11 meses respecto de las etapas posteriores de la sucesión (Kruskal-Wallis: $H = 54,2$; $p < 0.01$). Se registraron a lo largo de todo el período un total de 104 especies (ANEXO), 30 de ellas con un porcentaje de cobertura superior al 1 %. Ninguno de los grupos biológicos varió significativamente su cobertura relativa a lo largo del período observado de la sucesión (Kruskal-Wallis: herbáceas anuales $H = 2,36$; no significativo (ns); herbáceas perennes $H = 5,55$; ns; palustres $H = 6,69$; ns; arbustos y árboles $H = 3,07$; ns). La mayor cobertura relativa correspondió a herbáceas anuales y perennes, luego palustres, y la cobertura de renovales de árboles y arbustos fue baja durante los tres años relevados, con un máximo en el período que inmediatamente sigue al disturbio (Fig. 2).

Las especies con mayor porcentaje de cobertura fueron *Oxalis articulata* (herbácea perenne), *Poa annua* (herbácea anual), *Bowlesia incana* (herbácea anual) y *Dichondra sericea* (herbácea perenne), antes del desmonte; tres meses después, en el verano de 2015: *Amaranthus deflexus* (herbácea perenne), *A. lividus* (herbácea anual) y *Echinochloa colona* (herbácea anual); *Polygonum hydropiperoides* (palustre) en primavera 2015; nuevamente *P. hydropiperoides* y *P. laphatifolium* (palustre) en verano 2016; *Symphytotrichum squamatum* (palustre) en primavera de 2016; y en primavera 2017 *Eleocharis* sp. (palustre) y *Humulus scandens* (herbácea anual) (Fig. 3).

La riqueza de especies en el estrato herbáceo fue de 21 (Desvío estándar (DE): 0,61) especies antes del disturbio; aumentó a 34 (DE: 3,43) tres meses después; 48 (DE: 3,13) a los 11 meses; 51 (DE: 2,64) a los 15; y dos años más tarde se mantuvo en más de 50 especies: 56 (DE: 3,07) a los 23 y 58 (DE: 3,9) a los 36 meses. Los ensambles fueron creciendo en diversidad tanto local como para todo el conjunto de sitios en las etapas posteriores al desmonte, mientras que la diversidad beta fue máxima inmediatamente después del disturbio y luego de tres años tomó un valor similar al original (Fig. 4). Tomando en cuenta la composición y abundancia de especies, de acuerdo al momento de la sucesión, las comunidades se diferenciaron significativamente entre sí

(ANOSIM: $R = 0,50$; $p < 0.0001$). En el análisis por pares (SIMPER), el ensamble previo al desmonte (primavera 2014) mostró diferencias con todos los registrados después del evento (Tabla 1), siendo la distancia con la comunidad observada tres meses después la mayor de todas (98,8 %), y *A. deflexus* la especie con mayor contribución a esta diferencia. Las diferencias entre el ensamble de la primavera 2014 con los restantes muestreos, se explican mayormente por la escasa a nula representación de *P. hydropiperoides*, *S. squamatum* y *Eleocharis* sp. antes de la perturbación, especies que son las principales contribuyentes a las distancias con los ensambles de primavera 2015, verano 2016, primavera 2016 y primavera 2017. Entre los muestreos siguientes al desmonte, las distancias, si bien siguieron siendo altas, disminuyeron a valores entre 80,8 % y 64,6 %, lo que podría sugerir el establecimiento de un ensamble más permanente.

Las especies exóticas representaron el 49 % del total de especies halladas; su cobertura relativa, en el muestreo previo al desmonte resultó significativamente menor (promedio: 20,8 %) respecto de los dos muestreos inmediatos posteriores (67,5 % y 57,7 %) (Kruskal-Wallis: $H = 13,76$; $p < 0,05$).

Las especies ruderales (tanto nativas como exóticas) representaron el 20 % del conjunto de especies, y los cambios fueron similares a los encontrados para las especies exóticas: previo al desmonte se registró en promedio un 9,2 % de especies ruderales, valor sólo significativamente menor al encontrado en los dos muestreos posteriores (46,4 % y 48 %), (Kruskal-Wallis: $H = 15,3$; $p < 0,01$).

DISCUSIÓN

El desmonte constituye una perturbación de gran magnitud sobre un sistema previamente alterado, pues las riberas pampeanas naturalmente carecen de árboles y el ecosistema estudiado es actualmente una ribera boscosa, con amplia predominancia de especies exóticas e invasoras. Así, tras el desmonte, los cambios ambientales permitieron un aumento de la diversidad global y local, resultados consistentes con otros descriptos para pastizales pampeanos, en los que, a la invasión por leñosas se asocia una reducción en la diversidad de herbáceas (Alberio y Comparatore, 2014).

Los disturbios no necesariamente son acompañados de una disminución de la diversidad (Lyon y Gross, 2005; Hughes et al., 2007; Çoban S et al., 2019; Nabe-Nielsen et al., 2021). En el caso particular de la ribera del río Luján, la eliminación del estrato arbóreo aumenta la disponibilidad de recursos, fundamentalmente de luz incidente, y esto puede ser aprovechado por un gran número de especies, ausentes bajo el dosel arbóreo, y conlleva al incremento observado en la riqueza de especies. La diversidad beta dentro del área de ribera analizada sólo fue más alta inmediatamente después del desmonte; sin embargo, a lo largo de todo el período su valor fue siempre cercano a 1, lo que indica que la diversidad

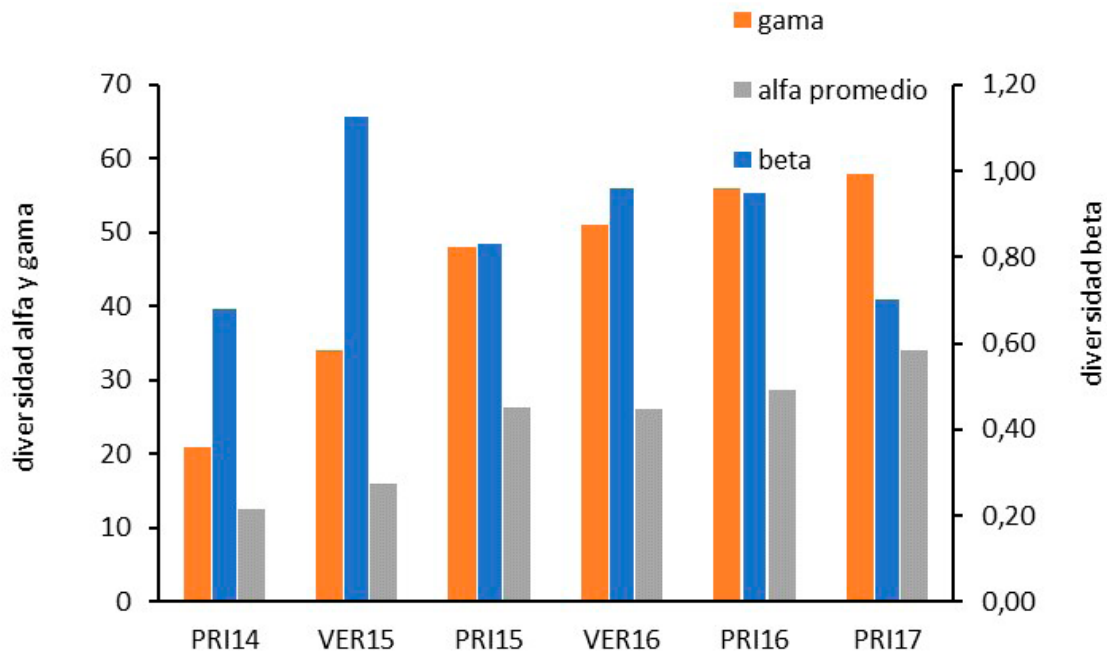


Figura 4. Diversidades alfa, beta y gama para cada una de las ocasiones de muestreo: primavera de 2014 (PRI14); verano de 2015 (VER15); primavera de 2015 (PRI15); verano de 2016 (VER16); primavera de 2016 (PRI16) y primavera de 2017 (PRI17).

global no es mucho mayor que las diversidades locales, y sugiere la importancia de los procesos de dispersión o la similitud de los hábitats disponibles, en la determinación de la diversidad de especies.

El estrato herbáceo desarrollado bajo el dosel arbóreo presentaba escasas especies comúnmente halladas en las riberas. Luego del desmante, se desarrolló una comunidad diferente; en un primer período la especie con mayor abundancia fue *A. deflexus*, especie anual y común en ambientes alterados. En los períodos siguientes, entre las especies dominantes se encontraron siempre algunas especies palustres frecuentes en ambientes ribereños pampeanos como *P. hydropiperoides*; *P. lapathifolium*; *Eleocharis* sp. y *S. squamatum* (Faggi, 2015, Gantes et al., 2017), y ocasionalmente, aparece como una de las más abundantes *H. scandens*, una especie típica de ambientes perturbados y periurbanos (Martínez Carretero et al., 2018). Estos cambios en la dominancia de especies podrían deberse a que los movimientos de tierra efectuados modificaron el perfil de las márgenes, ampliando una terraza baja y generando una sección con pendiente pronunciada en el sector más alejado de la orilla. Bajo estas nuevas condiciones topográficas, se incrementa la frecuencia de desbordes y el ancho de ribera sometida a inundación recurrente, lo que puede favorecer a algunas especies palustres, y por otro lado favorece el establecimiento de especies ruderales de ambientes méxicos en las áreas más alejadas de la orilla.

De modo que, en intervenciones similares, en los primeros años es esperable encontrar estos cambios en el establecimiento de especies; sin embargo, a más largo plazo, la trayectoria del ensamble dependerá de cuál sea el manejo de la ribera. En el río Luján, para las leñosas se registró un máximo siguiendo al disturbio (Fig. 2) que corresponde al aumento de los renovales de acacia negra, y dos años después se vuelve a observar un aumento en la abundancia de esta especie (Riva et al., 2019). En función de dicha dinámica de recolonización por acacia negra, el control periódico de las leñosas en las riberas perfiladas, debiera ser tenido en cuenta para el mantenimiento de las obras por parte de los organismos del estado que decidan intervenciones con fines hidráulicos. De no efectuarse tal manejo, puede inferirse que a mediano o largo plazo se restablecerá un ensamble de herbáceas similar al que se encontró antes del desmante, el que presentaba una mayor proporción de suelo desnudo y una comunidad distinta a las que son propias de los cursos fluviales de la región no invadidos por leñosas. En cambio, el desmalezamiento periódico de las márgenes llevaría a una secuencia similar a la registrada en este estudio.

Como se dijo anteriormente, en la provincia fitogeográfica pampeana, la vegetación natural fue alterada desde la llegada de los conquistadores europeos y la proporción de exóticas es históricamente alta (Cabrera, 1976; Stutz et al., 2014). En el tramo estudiado encontramos un 49 % de especies exóticas, valor mayor que el hallado en riberas de arroyos del NE de Buenos Aires (24 %) (Gantes et al., 2017)

y que la proporción de entre 25 % y 19 % estimada para toda la provincia (Chaneton et al., 2002 y Ganduglia et al., 2016 respectivamente); diferencia que puede relacionarse con que en este caso se trata de un área periurbana (Loewenstein y Loewenstein, 2005).

Bajo este marco regional y local, que sostiene un alto número de especies exóticas, los grandes cambios originados en la desaparición del dosel arbóreo aumentaron a su vez la proporción de exóticas durante las primeras etapas. Esto coincide con lo hallado en un meta-análisis por Jauni et al. (2015) que comprende una gran variedad de disturbios y ambientes a nivel global. Las especies ruderales, definidas por su capacidad para prosperar en ambientes disturbados (Grime, 1977), mostraron un comportamiento similar a las exóticas, con un aumento inicial en su proporción siguiendo al desmonte, para no diferenciarse unos meses después de la proporción hallada antes del disturbio. Es decir que, nos hallamos ante la perturbación de un ecosistema en el que la vegetación herbácea tiene una gran proporción previa de especies exóticas y ruderales, y si bien la proporción de estas especies aumenta con el disturbio, al cabo de dos años aproximadamente retorna a los valores iniciales.

Los cambios registrados en la vegetación ribereña pueden conducir a cambios en los servicios ecosistémicos que prestan; en el caso de estudio, el reemplazo de la vegetación arbórea por los ensambles herbáceos podría entrañar una mayor eficiencia en reducir la erosión y en la retención de sedimentos en suspensión (Lyons et al., 2000). Asimismo, en riberas también colonizadas por leñosas exóticas en el sudoeste de la región pampeana, Giaccio et al., (2019) analizaron conjuntamente la presencia de árboles y el origen de las especies herbáceas, y encontraron una menor capacidad de infiltración en las comunidades dominadas por pastos exóticos que en las de árboles y pastos nativos. En el caso de la ribera del río Luján, los cambios registrados sólo llevarían a una disminución en la capacidad de infiltración en las primeras etapas, cuando dominan las especies herbáceas exóticas.

CONCLUSIONES

Tres años después del desmonte, los cambios observados sugieren el establecimiento de un ensamble en el estrato herbáceo diferente al preexistente, con mayor cobertura y número de especies, codominado por especies de ribera y de ambientes perturbados, y en el que se mantiene la proporción de exóticas y ruderales.

En el caso del río Luján, la obra de ingeniería realizada con fines hidráulicos, implicó colateralmente la eliminación de una especie invasora. Luego del perfilado y desmonte de una ribera colonizada en las últimas décadas por un bosque de exóticas y que originalmente era herbácea, se modificaron las condiciones ambientales, la cobertura del estrato herbáceo aumentó en un corto período y se inició una sucesión que no llevó al restablecimiento de la

comunidad herbácea coexistente con el bosque invasor, sino a ensambles de mayor diversidad y con mayor presencia de especies típicas de las riberas.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES.

P. Gantes: diseño, muestreo y procesamiento, tratamiento de datos, redacción. A. Sánchez Caro: muestreo, tratamiento de datos, redacción.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con aportes del Departamento de Ciencias Básicas de la Universidad Nacional de Luján y el Instituto de Ecología y Desarrollo Sustentable (INEDES CONICET-UNLu). Agradecemos la colaboración de la Ing. Agr. Liliana Falco, y las estudiantes Laura Cvitanich, Rocío García, Loreta Giménez y Ayelén Nistal.

CONFLICTO DE INTERESES.

No se manifiestan.

REFERENCIAS

- Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., and Albuquerque, A. (2006). Patterns of exotic and native plant species richness and cover along a semi-arid Iberian river and across its floodplain. *Plant Ecology*, 184(2), 189–202. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9064-5>
- Alberio, C., and Comparatore, V. (2014). Patterns of woody plant invasion in an Argentinean coastal grassland. *Acta Oecologica*, 54, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.09.003>
- Anton, A., and Zuloaga, F. (10 de octubre 2019). *Flora Argentina*. <http://www.floraargentina.edu.ar>
- Basílico, G. O., de Cabo, L., and Faggi, A. (2015). Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat*, 17(2), 119–134. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.17.411>
- Bilenca, D., and Miñarro, F. (2004). *Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil*. (1°). Fundación Vida Silvestre.
- Bowers, K., and Boutin, C. (2008). Evaluating the relationship between floristic quality and measures of plant biodiversity along stream bank habitats. *Ecological Indicators*, 8(5), 466–475. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.001>
- Cabrera, A. L. (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. In Kugler WF (Ed.), *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. (pp. 1–85). Acme.
- Cappello, P., and de la Peña, C. (2007). *Propuesta de manejo de G. triacanthos en el río Luján*.

- Chaneton, E. J., Perelman, S. B., Omacini, M., and León, R. J. C. (2002). Grazing, environmental heterogeneity, and alien plant invasions in temperate Pampa grasslands. *Biological Invasions*, 4, 7–24. <https://doi.org/10.1023/A:1020536728448>
- Clarke, K., and Warwick, R. M. (2001). *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (2° ed). PRIMER E Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Çoban S, Baleko lu, S., and Özalp, G. (2019). Change in plant species composition on powerline corridor: a case study. *Environ Monit Assess*, 191(200). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-019-7341-3>
- Colwell, R. (2013). *Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples* (8.2). (22 de mayo de 2020). <http://viceroi.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/EstimateSRegistration.htm>
- di Rienzo, J., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M., and Robledo, C. (2008). *InfoStat* (versión 2008). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Faggi, A., and Breuste, J. (2015). *LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO una mirada ambiental para recuperar sus riberas* (A. Faggi, Ed.; 1°). Universidad de Flores.
- Faggi, A. M., Arriaga, M. O., and Aliscioni, S. S. (1999). Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.*, 1(1), 1–6. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.1.136>
- Feijóo, C., Gantes, P., Giorgi, A. D. N., Rosso, J. J., and Zunino, E. (2012). Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática*, 27, 113–128.
- Fernández, R. D., Ceballos, S. J., Malizia, A., and Aragón, R. (2017). *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: A review of its invasion. *Australian Journal of Botany*, 65(3), 203–213. <https://doi.org/10.1071/BT16147>
- Ganduglia O., Zanetta E., and Faggi A. M. (2016). El rol de las plantas exóticas en la homogeneización y diferenciación florística en Argentina. *Revista Terra Mundus*, 3(3), 1–18.
- Gantes P, Falco L, and Sánchez Caro A. (2017). Diversidad de la vegetación y características morfoedáficas de las riberas de arroyos pampeanos. *Ecología austral* 27 (1), 85 - 93.
- Ghersa, C. M., de La Fuente, E., Suarez, S., and Leon, R. J. C. (2002). Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. In *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88(3), 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00209-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00209-2)
- Giaccio, G. C. M., Laterra, P., Aparicio, V., Costa, J. L., and Puricelli, M. M. (2019). Retención de glifosato y nutrientes en vías de flujo preferencial. *Ecología Austral*, 29(3), 329–338. <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.3.0.855>
- Gilling, D. P., Grace, M. R., Thomson, J. R., Mac Nally, R., and Thompson, R. M. (2014). Effect of Native Vegetation Loss on Stream Ecosystem Processes: Dissolved Organic Matter Composition and Export in Agricultural Landscapes. *Ecosystems*, 17(1), 82–95. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9708-6>
- Giorgi, A. D. N., Vilches, C., Rodríguez Castro, M. C., Zunino, E., Debandi, J., Kravetz, S., and Torremorell, A. (2014). Efecto de la invasión de acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) (Fabaceae) sobre la temperatura, luz y metabolismo de un arroyo pampeano. *Acta Biológica Colombiana*, 19(1), 113–118. <https://doi.org/10.15446/abc>
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111(982), 1169–1194. <https://doi.org/10.1086/283244>
- Gurnell, A. (2014). Plants as river system engineers. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(1), 4–25. <https://doi.org/10.1002/esp.3397>
- Hammer, O, Harper, D. A. T., and Ryan, P. D. (2001). *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeont Electron.* (Versión 3.2).
- Hughes, R. A., Byrnes, J. E., Kimbro, D. L., and Stachowicz, J. J. (2007). Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecology Letters*, 10(9), 849–864. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01075.x>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (2018). *Red de Información Agropecuaria Nacional (RIAN)*.
- Jauni, M., Gripenberg, S., and Ramula, S. (2015). Non-native plant species benefit from disturbance: A meta-analysis. *Oikos*, 124(2), 122–129. <https://doi.org/10.1111/oik.01416>
- Lodge, D. M. (1993). Biological Invasions: Lessons for Ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 8(4), 133–137. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90025-K](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90025-K)
- Loewenstein, N. J., and Loewenstein, E. F. (2005). Non-native plants in the understory of riparian forests across a land use gradient in the Southeast. *Urban Ecosystems*, 8, 79–91. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-1420-7>
- Lyon, J., and Gross, N. M. (2005). Patterns of plant diversity and plant-environmental relationships across three riparian corridors. *Forest Ecology and Management*, 204(2–3), 267–278. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.019>
- Lyons, J., Thimble, S. W., and Paine, L. K. (2000). Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central north america¹. *Journal of the american water resources association*, 36(4), 919–930. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2000.tb04317.x>
- Magee, T. K., Ringold, P. L., and Bollman, M. A. (2008). Alien species importance in native vegetation along Wadeable streams, John Day River basin, Oregon, USA. *Plant Ecology*, 195(2), 287–307. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9330-9>

- Martínez Carretero, E., Dalmaso, A., Duplancic, A., and Alcalá, J. (2018). *Humulus scandens* (Loureiro) Merrill (Cannabaceae), invasora emergente en el centro-oeste de Argentina. *Multequina*, 27, 49–54.
- McCune, B., Grace, J. B., and Urban, D. L. (2002). *Analysis of Ecological Communities* (B McCune, Ed.; 1°). MjM Software Design.
- Morello, J., Matteucci, S. D., and Rodríguez, A. (2003). Sustainable Development and Urban Growth in the Argentine Pampas Region. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 590(1), 116–130. <https://doi.org/10.1177/0002716203256901>
- Nabe-Nielsen, L. I., Reddersen, J., and Nabe-Nielsen, J. (2021). Impacts of soil disturbance on plant diversity in a dry grassland. *Plant Ecology*, 222(9), 1051–1063. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01160-2>
- Naiman, R. J., Bilby, R. E., and Bisson, P. A. (2000). Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *Bioscience*, 50(11), 996–1011. <http://www.jstor.org/stable/1313919>
- Nilsson, C., and Svedmark, M. (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environmental Management*, 30(4), 468–480. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2735-2>
- Pattison, Z., Vallejo-Marín, M., and Willby, N. (2019). Riverbanks as Battlegrounds: Why Does the Abundance of Native and Invasive Plants Vary? *Ecosystems*, 22(3), 578–586. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0288-3>
- Pollen-Bankhead, N., and Simon, A. (2010). Hydrologic and hydraulic effects of riparian root networks on streambank stability: Is mechanical root-reinforcement the whole story? *Geomorphology*, 116(3–4), 353–362. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.11.013>
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pysek, P., and Hobbs, R. J. (2007). 278 Richardson veg ribereña health. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126–139. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00314.x>
- Riva, P., Gantes, P., Sánchez Caro, A., García, R., de Uribe Larrea, J., and Cortes, L. (2019). Trayectoria del ensamble de especies leñosas de la ribera del río Luján a cinco años de su desmonte. In A. Cortelezzi, I. Entraigas, M. F. Grosman, & I. Masson (Eds.), *Encuentro de saberes para la gestión responsable de ecosistemas acuáticos pampeanos* (pp. 228–230). CIC.
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J., and Welter, J. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86(1), 56–62. <https://doi.org/10.1890/04-0668>
- Stutz, S., Tonello, M. S., González Sagrario, M., Navarro, D., and Fontana, S. (2014). Historia ambiental de los lagos someros de la llanura pampeana (Argentina) desde el Holoceno medio: Inferencias paleoclimáticas. *Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis*, 21(2), 119–138.
- Troitiño, E., Costa, M., Ferrari, L., and Giorgi, A. (2012). La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. In S. Echanis & A. Vignatti (Eds.), *Actas del Congreso de Hidrología de Llanuras*. (pp. 1256–1263). Instituto de Limnología Raúl Ringuelet.
- Tur, M., and Lavigne, A. (1992). *Plantas acuáticas de la provincia de Buenos Aires. Situación Ambiental de la provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental*.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., and Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47, 517–539. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893>