

IMPACTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA CONDICIÓN DE RIBERA EN ARROYOS PAMPEANOS Y SU RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES

MARÍA GRANITTO¹, JUAN J. ROSSO², MARÍA B. BOVERI¹, ARMANDO M. RENNELLA¹

¹ Sistemas de Producción Acuática, Dpto. de Producción Animal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires

² Grupo BIMOPE, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, UNMDP-CONICET
E-mail: mgranitto@agro.uba.ar

ABSTRACT. In the last 30 years agricultural areas have occupied a larger proportion of cultivable zone in the Pampa Plain, generating the movement of livestock activities to the margins of waterways. These changes in land use can cause hydrological, morphological, physicochemical and biological alterations in the lotic systems of this region. The aim of this study is to evaluate the impact of different types of land use on the structure of the fish community in streams of the middle basin of Areco River. To do this, monthly samplings were realized during the summer of 2014 in four tributaries of the Areco River. Two of these sections were associated with an unfenced livestock use on the bank stream, while the other two sites had an agricultural use with preserved riparian zone. In each sampling site the structure of the riparian zone was evaluated by applying a quality index of the banks. On each sampling date physicochemical and hydrological parameters were surveyed and the fish community was sampled. The quality of the banks in places exposed to livestock was lower than in those dedicated to agricultural use. In the latter, the values of suspended solids were lower while the total coverage of macrophytes was higher. Moreover, the total fish biomass was higher in the sites with higher level of preservation of the riparian zone. Significant differences were also observed in the fish species composition among sites with contrasting land use. There were strong positive correlations between the proportion of piscivores and the integrity of the bank. These results show a consistent relationship between the land use and the quality of the bank, which ultimately have an impact on the structure of the fish community in the lotic systems of the Pampa Plain.

Keywords: land use, quality of the banks, river systems, fish community.

Palabras clave: uso del suelo, calidad de las riberas, sistemas lóticos, comunidad de peces.

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana se encuentran algunos de los biomas que más transformaciones han sufrido a causa de la intervención humana (Viglizzo *et al.*, 2005). Los sistemas agrícola y ganadero de la región han coevolucionado con el correr del tiempo. A principios del siglo XX ambas actividades se desarrollaron de forma extensiva con baja productividad y bajo impacto ambiental. A mediados de dicho siglo, surgió el manejo tradicional mixto agrícola-ganadero,

con una agricultura más tecnificada, en rotación con una ganadería semi-intensiva. Ya a fines del siglo XX e inicios del siglo XXI, el sistema se modificó hacia un cultivo más intensivo, ocurriendo un desacople entre la ganadería y la agricultura, especializándose cada una de manera independiente (Viglizzo *et al.*, 2005).

Las actividades agropecuarias son responsables en gran proporción de la transformación del paisaje pampeano. De

forma directa, sustituyendo el pastizal por campos de cosecha anual y/o cultivo de pasturas e indirectamente debido al incremento de las áreas cultivadas, desplazando las actividades pecuarias a zonas marginales o en contraposición hacia sistemas intensivos de engorde a corral. Esto se traduce en una intensificación drástica en el uso de la tierra, con el consiguiente incremento del deterioro de las aguas superficiales (Quirós *et al.*, 2006). Tal es así, que el cambio en el uso del suelo es considerado uno de los principales cambios globales, que modifica la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, impactando fuertemente sobre su biodiversidad (Vitousek *et al.*, 1997).

En los ecosistemas lóticos el ancho y la profundidad están asociados con el caudal y la carga de sedimentos que transportan (Teixeira de Mello, 2007). Los cambios en el uso del suelo pueden, por lo tanto, alterar dichos ecosistemas afectando la carga de sedimentos suspendidos, la concentración de nutrientes y de materia orgánica. Por otra parte, la intensidad en el uso del suelo influye directamente sobre la estructura del hábitat ribereño (Rosso & Fernández Cirelli, 2013). Los impactos de las actividades antrópicas que afectan a los ecosistemas lóticos, pueden ser amortiguados por una zona ribereña prístina o poco alterada (Etchebarne, 2010). No obstante, actualmente es frecuente en la región pampeana que los

cultivos y el ganado estén al borde de los cursos de agua, eliminando o alterando la vegetación riparia y afectando de este modo su capacidad como área de amortiguación de dichos ecosistemas acuáticos. En particular, los arroyos pampeanos suelen presentar ausencia de árboles en sus riberas, posibilitando el crecimiento de varias especies autóctonas de plantas acuáticas (Feijoó *et al.*, 2012). Estas últimas, cumplen un rol fundamental en la estructura de la comunidad biótica ya que en torno a ellas se construyen las redes tróficas de estos ecosistemas (Feijoó, 2007).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de distintos tipos de usos del suelo sobre la calidad de las riberas y el modo en que ello repercute en la estructura de la comunidad íctica en arroyos de la cuenca media del río Areco. La hipótesis de este trabajo es que los cambios generados en la estructura ribereña debido a diferentes tipos de usos del suelo afectan la calidad del agua y la estructura de la comunidad de peces.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en tres arroyos situados en la cuenca media del río Areco, al norte de la provincia de Buenos Aires, más precisamente entre los partidos de Carmen

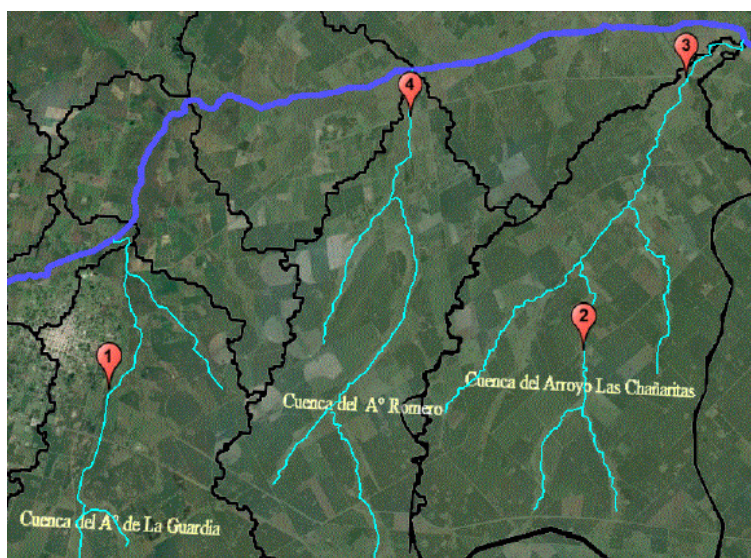


Figura 1: Área de estudio. Los números indican la ubicación de los sitios de muestreo. En color azul se representa el curso del río Areco, en negro se señalan los límites de la subcuenca del río Areco. (Fuente: Google Earth).

Tabla 1: Información morfométrica de las subcuencas estudiadas.

Arroyo	La Guardia	Romero	Las Chañaritas
Área de la subcuenca (km ²)	120,9	98,1	130,5
Longitud del curso principal	17,7	21,6	19,7
Nº de afluentes	3	2	3

de Areco y San Antonio de Areco (Figura 1). Las características generales de las subcuencas estudiadas se presentan en la Tabla 1.

La selección de sitios respondió al objetivo planteado por lo que se procuró la inclusión de puntos de muestreo que presentaran un uso del suelo contrastante en la zona aledaña. De este modo, se establecieron dos sitios de muestreo asociados a un uso ganadero sin alambrados en las riberas, sitios 1 y 2, y dos puntos de muestreo vinculados a un uso agrícola del suelo, sitios 3 y 4 (Figura 1). El sitio 1 está ubicado en la subcuenca del arroyo La Guardia, aproximadamente a 6,64 km de la desembocadura de dicho curso en el río Areco; más precisamente en 34°23'38.80" S y 59°48'15.63" O. Los sitios 2 y 3 se encuentran sobre el arroyo Las Chañaritas, el primero de ellos está a aproximadamente a 15 km del río Areco (34°22'28" S y 59°38'2.20" O), mientras que el siguiente se ubica a 2 km (34°17'10.34" S y 59°35'51.02" O). Por último, el sitio 4 pertenece a la microcuenca del Arroyo Romero, el punto de muestreo se encuentra ubicado a 3,5 km de la desembocadura en el río Areco (34°18'13.33" S y 59°42'4, 83" O).

Trabajo a campo y de Laboratorio

Los muestreos fueron realizados una vez por mes durante el verano de 2014. En cada uno de los sitios se midieron parámetros físico-químicos e hidrológicos. Asimismo, se efectuó un relevamiento ictiológico a fin de caracterizar la comunidad de peces y finalmente se registró el estado en la calidad de las riberas.

En el campo se relevó información sobre la morfología e hidrología del cauce (ancho, profundidad, velocidad de la corriente) y de allí

se estimó el caudal para cada sitio. También, los principales parámetros físico-químicos, como el pH, la concentración de oxígeno disuelto (mg/L), la temperatura (°C) y la conductividad eléctrica del agua (µS/cm), mientras que en el laboratorio se determinaron los sólidos en suspensión (SS) mediante filtración (APHA, 1995).

El relevamiento ictiológico se llevó a cabo con una red de arrastre de tipo costero. El esfuerzo de pesca fue el mismo para cada sitio y la unidad de esfuerzo fue de un arrastre de 30 metros barridos en el sentido de la corriente. Los ejemplares recolectados se preservaron en formol al 10% y una vez en el laboratorio fueron identificados a nivel de especie, contados, medidos y pesados. Para la identificación de los individuos, se utilizaron guías y claves específicas de la región (Rosso, 2006). El estado de preservación de la zona ribereña se evaluó a lo largo de 100 metros, en 5 tramos de 20 metros para cada una de las márgenes de los sitios. Se midió el ancho medio de la zona ripariana, la altura (es decir, la distancia entre el pelo de agua y el suelo), el número de interrupciones de la ribera (ingresos), el porcentaje de cobertura superficial (vegetación) y la estabilidad del margen. Para esto último se tuvo en cuenta el porcentaje lineal del margen que estuviese cubierto por macrófitas y/o raíces de plantas leñosas. Dicha información, se complementó registrando en los arroyos, a través de transectas el porcentaje de cobertura de macrófitas.

Análisis de datos

Se aplicó el índice de calidad de riberas desarrollado por Rosso & Fernández Cirelli (2013), el cual considera el ancho de la ribera, la estabilidad de las márgenes y la cobertura leñosa. Esta última variable no fue incorporada, dado que la zona de estudio no presenta vegetación leñosa. Para el cálculo del ancho de la ribera, se estandarizó en función al mayor valor obtenido entre todos los sitios y se realizó el promedio entre ambos márgenes para cada sitio. En el caso de la estabilidad de las márgenes se obtuvo el promedio entre las coberturas de ambas márgenes. La obtención final del índice se logra sumando cada variable, siendo el máximo valor posible 2 y el mínimo de 0 (Rosso & Fernández Cirelli, 2013). También,

se realizaron regresiones entre el índice de calidad de las riberas y el caudal y las diferentes variables fisicoquímicas y biológicas a fin de evaluar la relación entre el nivel de integridad de las riberas y la hidrología con dichos parámetros.

Las distintas especies de peces fueron agrupados en función de su comportamiento trófico (Tabla 2), tomando como referencia diversos trabajos asociados a la dieta de las especies en cuestión (Escalante, 1983a, 1983b, 1984, 1985; Oliveros y Rossi, 1991; Oricolli y Bennemann, 2006; Rosso, 2006).

Con el fin de caracterizar los sitios en términos de diversidad específica, se estimó la riqueza y el índice de Shannon-Wiener para cada sitio. Además, se comparó la estructura de la comunidad íctica entre sitios mediante el cálculo del índice de disimilitud de Bray Curtis (1957).

$$D_{jk} = \sum |X_{ij} - X_{ik}| / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

Donde X es la biomasa de los individuos de la especie i en los sitios j y k respectivamente.

50 cm) en todos los sitios de estudio, al igual que el caudal medio (menor a 1 m³/s). Respecto a esta última variable, el sitio 3 mostró en cada una de las fechas de muestreo los valores más altos (Tabla 3); en cambio los sitios restantes mostraron valores similares entre sí. Durante la última fecha de muestreo, los caudales alcanzados resultaron los más altos para todos los sitios de estudio, con valores superiores a 0,4 m³/s.

Por otra parte, el pH y la temperatura (°C) no presentaron variaciones entre sitios, mientras que sí lo hicieron los sólidos en suspensión (SS) y el oxígeno disuelto (OD). Los dos sitios asociados a un uso ganadero presentaron mayor cantidad de sólidos en suspensión y menor concentración de oxígeno disuelto en el agua (Tabla 3). El índice de calidad de ribera fue mucho menor en los tramos lóticos vinculados a ganadería sin alambrado que en los sitios en cuyo entorno predominaba un uso agrícola del suelo (Tabla 3). En estos últimos, por otra parte, la biomasa total de peces fue superior (Tabla 3).

Los sólidos en suspensión se relacionaron de forma negativa con el índice de calidad de ribera, y la cobertura de macrófitas se asoció

Tabla 2: Grupos tróficos de las especies de peces registradas a lo largo de todo el estudio.

Omnívoros	Detritívoros
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope 1894)	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns 1842)
<i>Astyanax pampa</i> Casciotta, Almirón & Azpelicueta 2005	<i>Cyphocharax</i> sp.
<i>Astyanax rutilus</i> (Jenyns 1842)	<i>Heptapterus mustelinus</i> (Valenciennes 1835)
<i>Astyanax</i> sp.	<i>Hypostomus commersoni</i> Valenciennes 1836
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns 1842)	<i>Pimelodella laticeps</i> Eigenmann 1917
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger 1887)	Piscívoros
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns 1842)	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther 1864)
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns 1842)	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i> Reis & Malabarba 1988	Insectívoro
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> Ringuelet, Miquelarena & Menni 1978	<i>Pseudocorynopoma doriae</i> Perugia 1891
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns 1842)	

RESULTADOS

En la Tabla 3 se muestra los valores de Índice de Ribera y los valores promedios de los principales parámetros morfológicos, físico-químicos y biológicos para cada sitio de estudio a lo largo de las cuatro fechas de muestreo. La profundidad fue baja (menos de

positivamente con dicho índice. Por otra parte, la biomasa relativa de peces piscívoros mostró una fuerte asociación positiva con el índice de ribera y negativa con los sólidos en suspensión (Figura 2). Al relacionar el caudal con las variables antes mencionadas se obtuvieron valores de ajuste menores (R² por debajo de 0,6 en todos los casos).

Tabla 3: Valores obtenidos para el índice de calidad de ribera (IR), valores promedios (n = 4) y desvío estándar (entre paréntesis) para parámetros morfométricos, físico-químicos y biomasa total de peces. Profundidad media (Zm), caudal (Q), oxígeno disuelto (OD), conductividad (K₂₅), temperatura del agua (T), sólidos en suspensión (SS).

Sitio	IR	Zm (cm)	Ancho (m)	Q (m ³ /s)	pH	OD (mg/L)	K ₂₅ (μS/cm)	T (°C)	SS (mg/L)	Biomasa (g)
1	0,30	38 (9,0)	4,5 (0,7)	0,15 (0,2)	8,6 (0,2)	6,4 (1,5)	1098 (260,5)	24,5 (6,5)	74,0 (39,6)	150 (54)
2	0,66	34 (8,2)	3,8 (0,4)	0,20 (0,2)	8,4 (0,5)	5,2 (1,7)	685 (179,1)	25,5 (6,6)	30,8 (21,5)	159 (139)
3	1,41	42 (16,4)	9,9 (0,5)	0,59 (0,3)	8,7 (0,2)	7,6 (0,7)	746 (201,0)	25,7 (6,7)	17,9 (22,1)	2088 (1650)
4	1,71	49 (7,5)	5,5 (0,3)	0,26 (0,2)	8,9 (0,1)	7,5 (0,3)	990 (76,9)	24,4 (6,0)	20,3 (10,1)	1321 (1991)

Respecto de la comunidad de peces, se registraron un total de 19 especies a lo largo de todo el período de estudio (Tabla 2). En todos los sitios se encontró un predominio de los peces omnívoros, resultando las especies más abundantes *Cheirodon interruptus* y *Bryconamericus iheringii*, sin embargo, en aquellos sitios donde la calidad de la ribera fue superior, los peces piscívoros de gran porte representaron un porcentaje importante de la biomasa total capturada (Figuras 2 y 3). Puntualmente, en esos sitios (3 y 4) dicha proporción de peces

fue explicada por *Hoplias malabaricus* (tararira), una especie piscívora visual que pertenece al orden de los Characiformes. En relación a la especie insectívora, solo se encontró en el sitio 2, en un porcentaje menor al 1%.

Por último, el índice de disimilitud de Bray Curtis mostró los valores más bajos cuando se compararon entre sí sitios con un mismo tipo de uso del suelo, D = 0,51 para los sitios con un uso ganadero y D = 0,54 para los sitios destinados a un uso agrícola. Por el contrario, al comparar sitios con diferentes

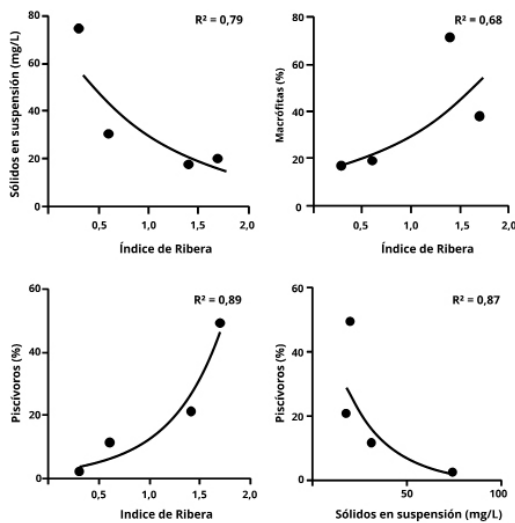


Figura 2. Panel superior: relación entre los sólidos en suspensión (SS), cobertura de macrófitas e Índice de Ribera, Panel inferior: relación entre porcentaje de piscívoros con el Índice de Ribera y los sólidos en suspensión (SS).

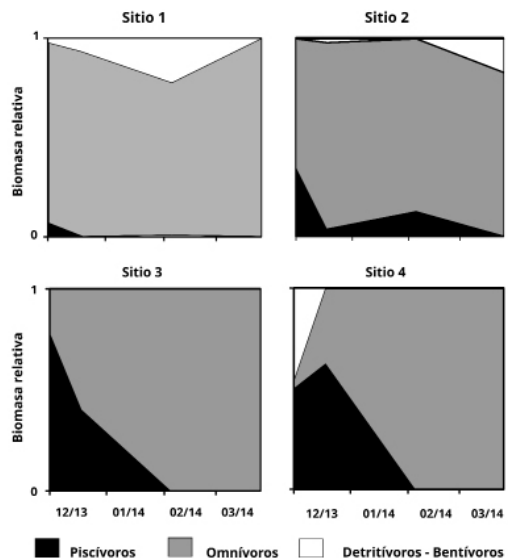


Figura 3. Estructura en la comunidad de peces para cada sitio. Se observa la biomasa relativa de cada grupo trófico a lo largo de las fechas de muestreo.

usos del suelo, los valores del índice de Bray Curtis fueron en todos los casos superiores a 0,88 lo que indicaría marcada diferencias en la composición de las comunidades de peces entre sitios con usos contrastantes del suelo.

DISCUSIÓN

En aquellos sitios donde el acceso del ganado no estaba restringido, la calidad de la ribera fue menor que en los sitios destinados a la agricultura. El impacto por parte del ganado está asociado, por un lado, al pastoreo sobre la vegetación ripariana y por otro al pisoteo que genera compactación del suelo y destrucción de las márgenes (Belsky *et al.*, 1999, Giorgi *et al.*, 2014). La pérdida de la estructura ripariana representa una profunda degradación para los arroyos (Matono *et al.*, 2013) y consecuentemente un importante deterioro de la calidad del agua en estos ecosistemas (Troitiño *et al.*, 2010; Vidon *et al.*, 2008). En este estudio la menor calidad de ribera en los sitios de uso ganadero sin restricciones, estuvo asociada a elevados niveles de sólidos en suspensión y consecuentemente a una menor cobertura de macrófitas. Estas últimas suelen ser utilizadas como indicador biológico de la calidad del agua en los ambientes lóticos (Feijó & Lombardo 2007; Feijó *et al.*, 2012). Diferentes autores en diversas partes del mundo, han demostrado el impacto negativo en la calidad de agua de ecosistemas lóticos, en relación con el acceso ilimitado del ganado (Mercado, 2000; Troitiño *et al.*, 2010; Rosso & Fernández Cirelli, 2013; Amuchástegui *et al.*, 2016; Belsky *et al.*, 1999; Vidon *et al.*, 2008; Matono *et al.*, 2013). Estos estudios, sostienen que la presencia de ganado en las riberas, afecta a la pérdida de estabilidad de las márgenes producto del pisoteo, lo cual incrementa la carga de material en suspensión y puede contribuir al incremento de nutrientes por deposición de orina y materia fecal dentro del arroyo, lo cual repercute en la calidad del agua del mismo.

La aplicación de fertilizantes, pesticidas y otros productos utilizados en los cultivos pueden llegar a los arroyos por escorrentía, afectando la carga de nutrientes de estos ecosistemas. En este trabajo, los tramos con un uso agrícola del suelo aledaño, mostraron

riberas provistas de vegetación de tipo herbácea y gramínea, con un ancho de ribera que varió entre 10 y 21 metros. Estos valores podrían ser suficientes para que dicha zona ripariana pudiera actuar como amortiguador biológico del impacto de la agricultura, dado que para arroyos de llanura se ha sugerido que anchos de ribera de 10 metros serían adecuados para el filtro de nutrientes y sedimentos (Dillaha *et al.*, 1989). Por lo tanto, puede postularse que la mayor preservación de las riberas en los sitios con un uso agrícola habría permitido que la zona ripariana actuara como zona de amortiguación, reduciendo el ingreso por escorrentía de sedimentos, nutrientes y pesticidas (Bastian *et al.*, 2002). Lo que podría estar relacionado con una mejor calidad del agua y una mayor presencia de macrófitas en estos sitios. Nuestros resultados son coincidentes con lo descripto por Rosso & Fernández Cirelli (2013) en un estudio que incluyó 31 arroyos pampeanos en el que la carencia de macrófitas estuvo asociada a una calidad de ribera pobre y a altos valores de fósforo total en el agua.

En relación con la comunidad de peces, es sabido que su estructura y composición tiende a reflejar las condiciones ambientales de los cuerpos de agua (Di Marzio *et al.*, 2003). Este trabajo evidenció un marcado patrón respecto de la proporción de piscívoros, fundamentalmente a principios de verano, cuando dicho grupo trófico llegó a representar cerca del 50% de la biomasa relativa en aquellos sitios donde los niveles de sólidos en suspensión fueron menores y la cobertura de macrófitas fue mayor. Este patrón fue explicado principalmente por la biomasa de *Hoplias malabaricus*, una especie piscívora visual de gran porte que se caracteriza por habitar principalmente áreas vegetadas (Ringuet *et al.*, 1975; Mazzeo *et al.*, 2010).

Varios trabajos han puesto en evidencia que la transparencia del agua puede modelar profundamente la estructura de la comunidad de peces tanto en sistemas lóticos como lénticos (Jeppesen *et al.*, 2000; De Robertis *et al.*, 2003; Quirós, 2005; Rosso *et al.*, 2010). El incremento de la turbidez puede impactar sobre la comunidad de peces no sólo restringiendo el desarrollo de las macrófitas sino también reduciendo la visibilidad en la

columna de agua debido a un aumento de la dispersión y de la absorción de la luz (Li *et al.*, 2013). El aumento de sólidos en suspensión por lo tanto afectaría de forma negativa a los predadores visuales como *H. malabaricus*, lo que también podría explicar su baja biomasa en los sitios fuertemente impactados por la ganadería.

En términos generales la riqueza de especies relevada (19) fue alta. Valores similares fueron publicados por otro trabajo llevado a cabo en arroyos de la región pampeana (Fernández *et al.*, 2008). Sin embargo, el índice de diversidad de Shannon para cada sitio de muestreo resultó bajo. La dominancia de las mojarra *Cheirodon interruptus* y *Bryconamericus iheringii* en todos los sitios implicó una baja equitatividad en la comunidad de peces, explicando así los bajos valores de índice de Shannon. Un estudio realizado por Colautti *et al.* (2009) en el arroyo La Choza ubicado en la cuenca del río Reconquista, mostró el mismo patrón. Allí la riqueza fue de 23 especies, pero el índice de diversidad resultó muy bajo debido a la baja equitatividad, causada también por la dominancia de las mojarra antes mencionadas.

Los resultados alcanzados en este trabajo ponen de manifiesto una fuerte influencia del uso del suelo sobre la calidad de las riberas, hecho que repercutiría, a su vez, en la estructura de la comunidad de peces. En efecto las mayores diferencias en el índice de Bray Curtis se presentaron entre aquellos sitios que presentaban usos del suelo contrastantes.

En la cuenca del río Areco se han realizado estudios asociados a su hidrología e hidráulica (Cardini *et al.*, 2013), geología-geomorfología (Fucks *et al.*, 2011) e incluso sobre diversidad de macrófitas (Ranieri, 2015) pero no existen antecedentes publicados respecto a su ictiología, por lo que estos resultados pueden ser considerados como línea de base respecto a la ictiofauna de la cuenca del río Areco.

Varios estudios han evaluado el impacto de diferentes usos del suelo sobre la degradación de los ecosistemas lóticos en la región pampeana. Algunos han utilizado como indicadores biológicos a las macrófitas (Feijoó & Lombardo, 2007; Feijoó *et al.*, 2011, 2012; Rosso & Fernández Cirelli, 2013; Amuchastegui *et al.*, 2016), también fueron tomadas como

referencia las diatomeas (Gómez, 1998; Gómez & Licursi, 2001; Cochero *et al.*, 2015), en tanto que otros han focalizado en el estudio de los macroinvertebrados (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001; Ocon *et al.*, 2004). Por el contrario, no son frecuentes en la región estudios que evalúen el impacto del uso del suelo sobre la calidad de ribera y el modo en que esto repercute en la estructura en la comunidad de peces. La aplicación de un índice de ribera adaptado a las características de los sistemas en estudio resultó ser una herramienta útil para identificar el impacto de los distintos usos del suelo sobre los ecosistemas lóticos de la región pampeana. La comprensión del modo en que influyen las modificaciones del ambiente ripariano en dichos ecosistemas puede servir para detectar y monitorear posibles riesgos y orientar medidas de gestión adecuadas para evitar su deterioro.

REFERENCIAS

- APHA. (1995).** Standard methods for examination of water and wastewater (19th ed.). American Public Health Association, Washington, 1064 pp.
- Amuchástegui, G., di Franco, L. & Feijoó, C. (2016).** Catchment morphometric characteristics, land use and water chemistry in Pampean streams: a regional approach. *Hydrobiologia*, 767(1): 65-79.
- Bastian, C.T., McLeod, D.M., Germino M.J., Reiners, W.A. & Blasko, B.J. (2002).** Environmental amenities and agricultural land values: a hedonic model using geographic information systems data. *Ecological Economics*, 40: 337-349.
- Belsky, A.J., Matzke, A. & Uselman, S. (1999).** Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 54: 419-431.
- Bray, R.J. & Curtis, J.T. (1957).** An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Cardini, J., Legal, N., Campos, M. y Reguero, G. (2013).** Modelación hidrológica de la cuenca del río Areco. Recuperado en: <https://www.researchgate.net/publication/261994695>.
- Cochero, J., Licursi, M. & Gómez, N. (2015).** Changes in the epipellic diatom assemblage in nutrient rich streams due to the variations of

- simultaneous stressors. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 51: 15-23.
- Colautti, D.C., Maroñas, M.E., Sendra, E.D., Protogino, L.C., Brancolini, F., y Campanella, D. (2009).** Ictiofauna del arroyo La Chozza, cuenca del río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 26: 55-62.
- De Robertis, A., Ryer, C.H, Veloza, A. & Brodeur, R.D. (2003).** Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 1517-1526.
- Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. & Lee, D. (1989).** Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *Transactions of the ASAE*, 32(2): 513-519.
- Di Marzio, W.D., Tortorelli, M.C. y Freyre L.R. (2003).** Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica*, 22: 71-76.
- Escalante, A.H. (1983a).** Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragonopteridae. *Limnobiós*, 2 (6): 379-402.
- Escalante, A.H. (1983b).** Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III. Otras especies. *Limnobiós*, 2 (7): 453-463.
- Escalante, A.H. (1984).** Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. IV. Dos especies de Cichlidae y misceláneas. *Limnobiós*, 2 (8): 562-578.
- Escalante, A.H. (1985).** Dieta comparativa de *Cheirodon i. interruptus* (Osteichthyes Characidae) en ambientes lénticos y lóticos de la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de la Plata. Zoología (Argentina)*. 14 (152): 35-45.
- Etchebarne, V. (2010).** Calidad de agua y de la zona ribereña en sistemas lóticos de regiones ganaderas y extensivas de la cuenca del Río Santa Lucía. Tesis de grado, Universidad de la República (Uruguay), Facultad de Ciencias, 45 p.
- Feijoó, C. (2007).** La destrucción morfológica y biológica de los arroyos pampeanos. En: Tancredi, E. y Da Costa Pereira, N. (Eds). *Dimensiones humanas el cambio ambiental en Argentina*. (pp. 215-225). Publisher: Universidad Nacional de Luján y Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica.
- Feijoó, C.S. & Lombardo, R.J. (2007).** Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41: 1399-1410.
- Feijoó, C., Giorgi, A. & Ferreira, N. (2011).** Phosphate uptake in a macrophyte-rich Pampean stream. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 41(4): 285-289.
- Feijoó, C., Gantes, P., Giorgi, A., Rosso, J.J. y Zunino, E. (2012).** Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades. *Biología Acuática*, 27: 105-113.
- Fernández, E., Ferriz, R., Bentos, C. & López, G. (2008).** Ichthyofauna of two streams in the high basin of the Samborombón River, Buenos Aires province, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Nueva Serie*, 10 (1): 147-154.
- Fucks, E., Blasi, A., Carbonari, J., Huarte, R., Pisano, F. y Aguirre, M. (2011).** Evolución geológica-geomorfológica de la cuenca del río Areco. NE de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 68 (1): 109-120.
- Giorgi, A., Rosso, J.J. y Zunino, E. (2014).** Efecto de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática*, 30: 133-140.
- Gómez, N. (1998).** Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water research*, 32 (7): 2029-2034.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001).** The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 173-181.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Mitchell, S.F., Christoffersen, K. & Burns, C.W. (2000).** Trophic structure in the pelagial of 25 shallow New Zealand lakes: changes along nutrient and fish gradients. *Journal of Plankton Research*, 22: 951-968.
- Li, W., Zhang, T., Zhang, C., Li, Z., Liu, J. & Hicks, B.J. (2013).** Effects of turbidity and light intensity on foraging success of juvenile mandarin fish *Siniperca chuatsi* (Basilewsky). *Environmental Biology of Fishes*, 96: 995-

1002.

- Matono, P., Sousa, D. & Ilheu, M. (2013).** Effects of land use intensification on fish assemblages in Mediterranean climate streams. *Environmental Management*, 52: 1213-1229.
- Mazzeo, N., Iglesias, C., Teixeira-de Mello, F., Borthagaray, A., Fosalba, C., Ballabio, R. & Jeppesen, E. (2010).** Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 644: 325-335.
- Mercado, L. (2000).** Evaluación de la calidad de las aguas de seis sistemas lóticos pampásicos mediante el estudio de variables físicas y químicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 2 (1): 27-35.
- Ocon, C.S. & Rodrigues Capítulo, A. (2004).** Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, 159 (4): 473-487.
- Oricollí, M.C.G. & Bennemann, S.T. (2006).** Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 28 (1): 59-63.
- Oliveros, O.B. y Rossi, L.M. (1991).** Ecología trófica de *Hoplias malabaricus* (Pisces Erythrinidae). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 22 (2): 55-68.
- Quirós, R. (2005).** La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*, 1:13 p. Recuperado en: http://produccionbovina.com.ar/produccion_peces/piscicultura/11-ecologia_lagunas_pampas.pdf.
- Quirós, R., Boveri, M.B., Petracchi, C.A., Rennella, A.M., Rosso, J.J., Sosnovsky, A. y von Bernard, H.T. (2006).** Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. En: Galizia Tundisi, J., Matsumura -Tundisi, T. & Galli, C. S. (Eds.). *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle* (pp 1-16). São Carlos, Instituto Internacional de Ecología, Instituto Internacional de Ecología e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.
- Ranieri, M.C. (2015).** Escalas de variación de la diversidad de macrófitas en arroyos de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Ringuelet, R.A. (1975).** Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*, 2.
- Rodriguez Capítulo, A., Tangorra, M. & Ocón, C. (2001).** Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35 (2): 109-119.
- Rosso J.J. (2006).** Peces Pampeanos; Guía y Ecología. L.O.L.A., Literature of Latin America. Buenos Aires, 221 pp.
- Rosso, J.J., Sosnovsky, A., Rennella, A.M. & Quirós R. (2010).** Relationships between fish species abundances and water transparency in hypertrophic turbid waters of temperate shallow lakes. *International Review of Hydrobiology*, 95: 142-155.
- Rosso, J.J. & Fernández Cirelli, A. (2013).** Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnologica*, 43:18-26.
- Teixeira de Mello, F. (2007).** Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del río Santa Lucía (Uruguay). Tesis de Maestría, Universidad de la Republica (Uruguay), Facultad de Ciencias, 58 p.
- Troitiño, E., Costa, M.C., Ferrari, L. y Giorgi, A. (2010).** La conservación de las zonas ribereñas de un arroyo pampeano. *Actas del Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras*: 1256-1263.
- Vidon, P., Campbell, M.A. & Gray, M. (2008).** Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural water management*, 95: 322-330.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C. & Carreño, L. (2005).** Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. *La situación ambiental argentina*, 263-269.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. (1997).** Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494-499.