

BIOLOGÍA ACUÁTICA

Volumen N° 30

2014

Trabajos completos del

VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos

Río Cuarto, 2013

Miguel Mancini - Fernanda Biolé - Luciana Cibils
Editores



Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet"
CONICET - UNLP

Prólogo

Con mucho agrado ponemos a disposición de la comunidad científica, los artículos completos de los trabajos presentados en el VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP 7), que se realizó el 19 y 20 de septiembre de 2013 organizado por las cátedras de Acuicultura y Ecología de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto (Argentina). En este evento, que contó con la asistencia de unos ciento sesenta investigadores y alumnos, se expusieron ciento dieciséis trabajos representando a veintiséis universidades e institutos de las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Córdoba, San Luis, Corrientes, Entre Ríos y Salta.

Los ecosistemas acuáticos, en especial los de la región pampeana, brindan múltiples funciones que muchas veces no son valoradas por la sociedad. Sin embargo, una gran cantidad de investigadores realizan a diario estudios de diferente naturaleza cuyos resultados deben ser puestos a consideración de los gestores para lograr un manejo integral de los ambientes y sus recursos. El presente volumen de la revista *Biología Acuática* incluye un total de veintisiete artículos que tratan diferentes disciplinas de la Ciencias Biológicas y de la Ecología. Esta cantidad de trabajos publicados refleja la necesidad de los profesionales del área de volcar los resultados de sus estudios e investigaciones en una revista de ámbito nacional.

Cada artículo fue evaluado por dos árbitros cuyos aportes han sido muy importantes para mejorar la calidad y presentación de los trabajos publicados. Corresponde agradecer a las siguientes personas que colaboraron con la revisión. Ellos fueron:

Miembros de Comité Científico: Víctor Conzonno, Fabián Grosman, Noemí Gari, Juan J. Rosso, Adonis Giorgi, Alicia Vignatti, Miriam Maroñas, Claudia Rodríguez, Ana Oberto, Leandro Miranda, Horacio Zagarese, Carlos Prósperi, Silvia Guagliardo, Daniel Tanzola, y Miguel Mancini.

Revisores externos: Irina Izaguirre, María C. Claps, Mónica Salusso, Fernando Unrein, Claudia Feijoó, Santiago Echaniz, Claudio Baigún, Darío Colautti y Vanesa López van Oosterom.

También queremos agradecer a los auspiciantes del Congreso, sin los cuales hubiese resultado muy difícil su realización, ellos son: la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, diario Puntal (Río Cuarto), Paseo de la Ribera (Río Cuarto) y Club de Caza y Pesca La Helvecia (Canals, Córdoba).

Lamentamos la profunda pérdida del Dr. Víctor Conzonno, quien falleció antes de la publicación del presente volumen. Víctor fue un excelente profesional, una persona amable y atenta que siempre estará en el recuerdo de todos los que a diario trabajamos en diferentes disciplinas de la Ecología Acuática.

Los editores

EFFECTO DE LA PRECIPITACIÓN SOBRE LA DINÁMICA HIDROLÓGICA DE LAS LAGUNAS DE LA CUENCA INFERIOR DEL RÍO COLORADO (PERÍODO 1981-2012)

V.S. ALIAGA¹, V.Y. BOHN^{1,3}, M.C. PICCOLO^{1,2} & G.M.E. PERILLO^{1,3}

¹ Instituto Argentino de Oceanografía (IADO-CONICET) - CC 804 B8000FWB Bahía Blanca

² Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur (UNS). Bahía Blanca

³ Departamento de Geología. Universidad Nacional del Sur (UNS). Bahía Blanca
e-mail: valiaga@iado-conicet.gob.ar

ABSTRACT. The purpose of this study was to analyze the temporal dynamics of shallow lakes during the 2002-2012 years in the Colorado River Basin in relation to climate variability. Dry and humid periods were identified by water balance. Moreover, the influence of the extreme rainfall events on the shallow lakes in the region was analyzed. Shallow lakes area was estimated during three different years by satellite image processing (LANDSAT 5TM y 7 ETM+). Water bodies were classified according to geomorphological, hydrological and morphometric criteria during a normal period. According rainfall amounts, 2011, 2004 and 2008 were considered normal, wet and dry years, respectively. As a result, 15 (normal), 20 (wet), and 5 (dry) shallow lakes which covered an area of 13.05, 14.54, and 5.8 km² respectively were detected. A correlation between the area covered by water and the annual precipitation was obtained in the study area. As a result of the clustering method application, 3 groups of water bodies were defined. The first included the biggest and permanent water bodies (area > 1.5 km²). Group 2 included salt shallow lakes which Total Maximum Length (TML) orientation was N-S. The remaining group was composed by lakes located in the wettest area of the basin showing an E-W LMT orientation.

Key words: shallow lakes; pampean region; remote sensing; climate variability

Palabras clave: lagunas; región pampeana; sensores remotos; variabilidad climática

INTRODUCCIÓN

Los recursos hídricos superficiales son de gran importancia en regiones que basan su economía en la producción agrícola-ganadera. El recurso hídrico es una de las principales limitaciones para el desarrollo de dichas actividades en muchas regiones del mundo, tanto en zonas áridas y semiáridas, como también en áreas con alta pluviosidad (Urrieta *et al.*, 2005). En la región Pampeana Argentina esta dinámica se manifiesta en la multiplicidad de sistemas productivos que dependen de la accesibilidad al agua de lagunas y ríos, principalmente para riego. El recurso hídrico constituye el componente central del humedal pampeano

y su drenaje se sitúa sobre suelos de alto potencial productivo (Bohn *et al.*, 2012). Esta región compone el área más productiva del país, con la mayor concentración de cuerpos de agua y mayor densidad de población. Las actividades agropecuarias son el principal factor modificador de pastizales y humedales (Quirós *et al.*, 2006).

La sucesión de períodos climáticos secos y húmedos en el marco de su geomorfología permitió el desarrollo de sistemas de humedales y de lagos muy poco profundos (Iriondo, 1984; 1989). Sus orígenes son diversos, muchos de ellos se deben a procesos de deflación eólica, luego remodeladas por la acción fluvial. En algunos casos las la-

gunas se formaron por el embalsado natural del agua de escorrentía. Otras comprenden antiguos canales de marea en un ambiente de marismas (Geraldí *et al.*, 2011).

Las lagunas de la llanura pampeana argentina poseen una dinámica espacio-temporal vinculada a la variabilidad climática. Son cuerpos de agua someros y altamente fluctuantes en salinidad y tiempo de renovación de agua en función de los ciclos de sequía-inundación característicos de la región (Quirós *et al.*, 2006). Su concentración salina permite clasificarlas como lagos subsalinos y salinos y, en algunos casos, como lagunas de agua dulce (Hammer, 1986). Su hidrología se ve afectada por el relieve llano, altamente dependiente de las precipitaciones *in situ* (Quirós *et al.*, 2002). En ciertos casos poseen elevada salinidad, conformando salinas y salitrales de carácter temporal durante períodos de sequía severos (Alvarellos De Lell y Hernández, 1982). Este caso es el más común al sur de la región pampeana, en su límite con la región patagónica. Entre las mesetas y antiguos valles se encuentran amplias depresiones convertidas en salitrales concentradas principalmente en las cercanías de la costa Atlántica (Morello *et al.*, 2012). El aporte fluvial es escaso, representado por una serie de arroyos de pequeño caudal. Una de las manifestaciones de la influencia norpatagónica es el desarrollo de repetidas sequías (Capelli de Steffens y Campo de Ferreras, 1994).

La alternancia de períodos secos y húmedos y sus condiciones extremas tienen importantes consecuencias sociales y económicas. Algunas de sus manifestaciones han sido el aumento de las precipitaciones promedio en la región, con el consecuente desplazamiento de la frontera agrícola así como también el corrimiento de los períodos de heladas hacia la primavera (Fernández Long *et al.*, 2005).

Se han realizado importantes estudios en lagunas de la provincia de Buenos Aires, específicamente en relación a su morfometría, calidad de agua y eutrofización, así como también aquellos referidos a su distribución espacial y su variabilidad durante períodos pluviométricamente diferentes (Dangavs, 2005; Dukatz *et al.*, 2005; Quirós, 2006; Torremorel *et al.*, 2007; Allende *et al.*, 2009; Bohn, 2009; Fornerón *et al.*, 2010; Geraldí *et al.*, 2011). Sin embargo, son escasos los trabajos en los que se estudia la evolución de las características físicas de las lagunas en relación a la variabilidad climática durante períodos prolongados y a nivel regional. Por ejemplo, Bohn (2009) analizó la distribución de lagos someros en el Sudoeste de la región pampeana en relación a la alternancia de períodos pluviométricamente diferentes. La variabilidad de dicho parámetro afectó directamente a las extensiones areales de las lagunas, así como también a la formación de nuevos cuerpos de agua intermitentes durante períodos húmedos.

Debido a que la precipitación es un factor clave en el funcionamiento de las lagunas pampeanas, los análisis multitemporales sobre la variación de sus extensiones areales son relevantes en el manejo de los recursos hídricos. El objetivo general del presente estudio es analizar la dinámica espacio-temporal de las lagunas de la cuenca hidrográfica inferior del río Colorado durante el período 2002-2012. Como objetivo secundario, se plantea realizar una clasificación de las mismas sobre la base de criterios geomorfológicos, hidrológicos y morfométricos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se extiende al Sur de las provincias de Buenos Aires y La Pampa, Argentina (Fig. 1). Constituye el sector inferior de la cuenca hidrográfica del río Co-

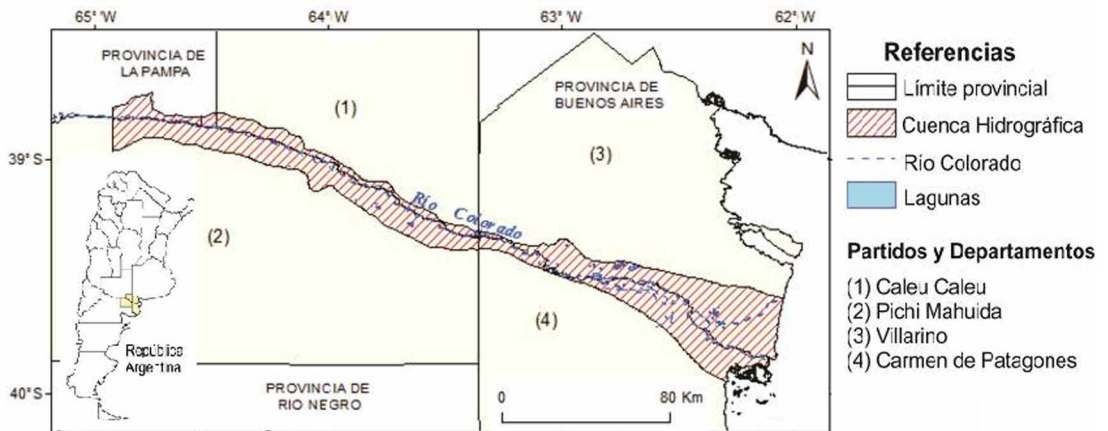


Figura 1. Cuenca inferior del río Colorado en las provincias de La Pampa y Buenos Aires

lorado, la cual tiene su origen en la cordillera de Los Andes y se extiende hasta la costa (Océano Atlántico), en dirección NO-SE marcando el límite entre la Patagonia y la Pampa argentina. La cuenca se asienta sobre una fosa intercratónica ubicada entre las mesetas norpatagónicas y la llanura chaco-pampeana. Presenta fallas predominantes en sentido Este-Oeste y un fuerte modelado por el viento en la mayor parte del territorio, mientras que en la zona de influencia del río Colorado predomina el modelado hídrico (Morello *et al.*, 2012).

La cuenca hidrográfica inferior del río Colorado se encuentra en un área de transición entre la región Pampeana y la región Patagónica. El clima es semiárido transicional a árido de estepa. La temperatura media anual es de 15 °C y la precipitación media anual varía entre 300 y 100 mm/año (Morello *et al.*, 2012). Fito-geográficamente, en el área de la cuenca inferior del río Colorado domina el Distrito del Caldén, dentro de la provincia denominada "Espinal" (Cabrera, 1976). El paisaje predominante es de llanura plana a suavemente ondulada, ocupada por bosques y pastizales, hoy remplazados en gran parte por la agricultura.

La delimitación hidrográfica de la cuenca inferior se realizó teniendo en cuenta las características geomorfológicas e hidrológicas de la región. Esta información, en complemento con un Modelo de Elevación Digital (DEM) (Jarvis, *et al.*, 2008), se integró en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Las fuentes cartográficas utilizadas para la obtención de información y validación fueron el Atlas de Recursos Hídricos de la Nación (SRH-INA, 2002) y cartas topográficas del área (IGM, 1967)

Para el análisis de la variabilidad climática se analizaron los datos de temperatura media mensual del aire y de precipitación anual correspondientes a la estación Hilaro Ascasubi (39°22'S - 62°39'W) (período 1981-2012) (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA). En relación a la precipitación normal (1981-2012) del área y el cálculo de los balances hídricos anuales (Thorntwaite-Mather, 1957), se determinaron años normales, secos y húmedos. Este último, permitió analizar las condiciones normales para el área de estudio de acuerdo a los volúmenes de excedente o déficit hídricos.

El análisis de la variabilidad de las lagunas y su cartografía se realizó mediante el procesa-

miento digital de imágenes satelitales LANDSAT 5 TM y 7 ETM+ (path/row 227/087) (CONAE) (Tabla 1). Se estudió la variación inter-anual del número de lagunas así como también los valores totales de superficie cubierta por agua, en cada período previamente seleccionado (húmedo, seco y normal).

Tabla 1. Imágenes LANDSAT 5 TM utilizadas para el año normal, húmedo y seco.

Fecha de Imágenes LANDSAT 5 TM - 7 ETM+			
Año húmedo	Año seco	Año normal	PATH/ROW
2004-01-20	2008-02-16	2011-01-23	227/87
2004-02-05	2008-11-30	2011-02-08	227/87
2004-03-08			227/87
2004-05-27			227/87
2004-07-30			227/87
2004-10-18			227/87
2004-12-21			227/87

Las lagunas correspondientes al período pluviométrico normal fueron clasificadas mediante estadística multivariada (cluster). Se aplicó el análisis de clusters sobre la base de variables cuantitativas-cualitativas y confección del dendograma. Se utilizó el demo de acceso gratuito de xlstat para Excel (<http://www.xlstat.com/en/download.html>). Los parámetros morfométricos considerados para realizar el análisis de agrupamiento de los cuerpos de agua fueron los siguientes:

Longitud Máxima Total (LMT), orientación de la LMT, área (A) de la laguna, perímetro (P), Desarrollo de la Línea de Costa (DLC) (Hutchinson, 1957). En relación al DLC, las lagunas se agruparon en circulares ($DLC \leq 3$) y alargadas ($DLC > 3$). Otras variables incluidas en el agrupamiento fueron el tiempo de permanencia del agua (Schwartz y Jenkins, 2000), precipitación anual (SRHN-INA, 2002), unidades geomorfológicas (meseta, llanura litoral y llanura marina) (INTA, 1989) y permeabilidad del suelo (INTA, 1989).

RESULTADOS

Como resultado de la delimitación hidrográfica de la cuenca, se obtuvo un área de 4554,3 km². Para la estimación de su límite norte se tuvo en cuenta un cambio notable en la pendiente topográfica (1,50 m/km en el extremo N y 0,20 m/km en su desembocadura en el Océano Atlántico). La precipitación media para el período de estudio (1981-2012) fue de 481,9 mm/año. La variabilidad climática en la región se manifestó mediante la sucesión de ciclos húmedos, secos y normales (Fig. 2). La mayor frecuencia de ciclos secos durante el período analizado se obtuvo en la última década: 2003, 2005 y 2008 con 372, 302, 244 mm/

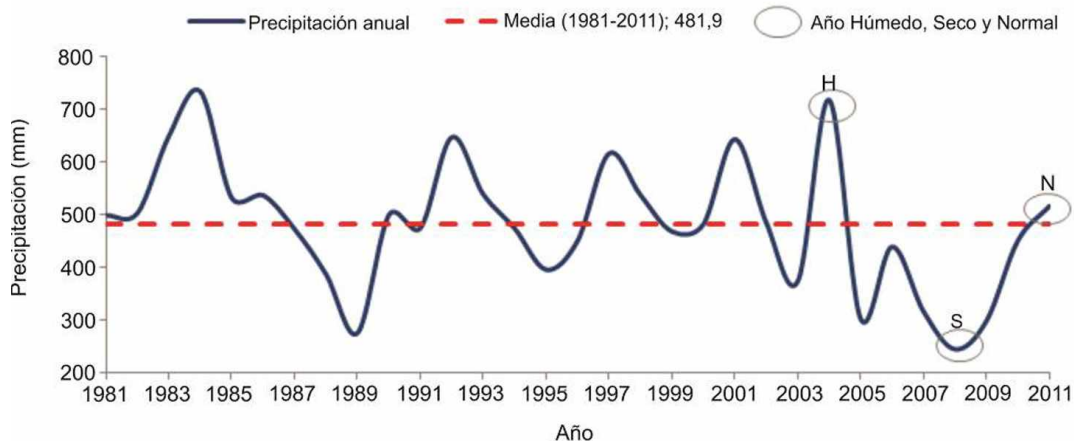


Figura 2. Variabilidad de la precipitación anual con respecto a la precipitación media (1981-2012). H: año húmedo, S: año seco y N: año normal

año, respectivamente. Estos últimos años coinciden con una importante sequía que se extendió entre los años 2005 y 2009 (Ferrelli *et al.*, 2012). Sin embargo, las menores precipitaciones se registraron en el año 1989 con 275 mm anuales (206 mm por debajo de la normal), mientras que las mayores se produjeron en el año 1984 con 732,7 mm anuales.

El balance hídrico promedio (período 1981-2012) para el área de la cuenca inferior del río Colorado registró un déficit de 289,7 mm/año. Dicho déficit se prolongó durante los meses de enero-mayo y septiembre-diciembre, intensificándose durante los meses de verano (Fig. 3a). El almacenamiento se produjo entre los meses de junio a agosto (34,2 mm). A escala anual no se generaron excesos y la precipitación excedió a la evapotranspiración en los meses

de mayo a agosto. Este comportamiento de las últimas tres décadas describe el régimen árido del sudoeste de la Región Pampeana.

Durante el año 2011 (normal), el déficit hídrico anual fue de 262 mm extendiéndose desde febrero a diciembre (Fig. 3b). El balance también mostró una recarga de 34 mm durante el mes de enero, el único mes en que la precipitación fue mayor que la evapotranspiración. El año 2008 se caracterizó por un período seco con precipitaciones que no superaron los 200 mm anuales. El déficit hídrico se prolongó durante todo el año con un valor total anual de 533 mm (Fig. 3c). En ese año se produjo una de las sequías más importantes de los últimos 50 años en la región. Este fenómeno climático ocasionó modificaciones en la cobertura del suelo en los partidos bonaerenses de Villarino y Patagones los que afectaron el desarrollo

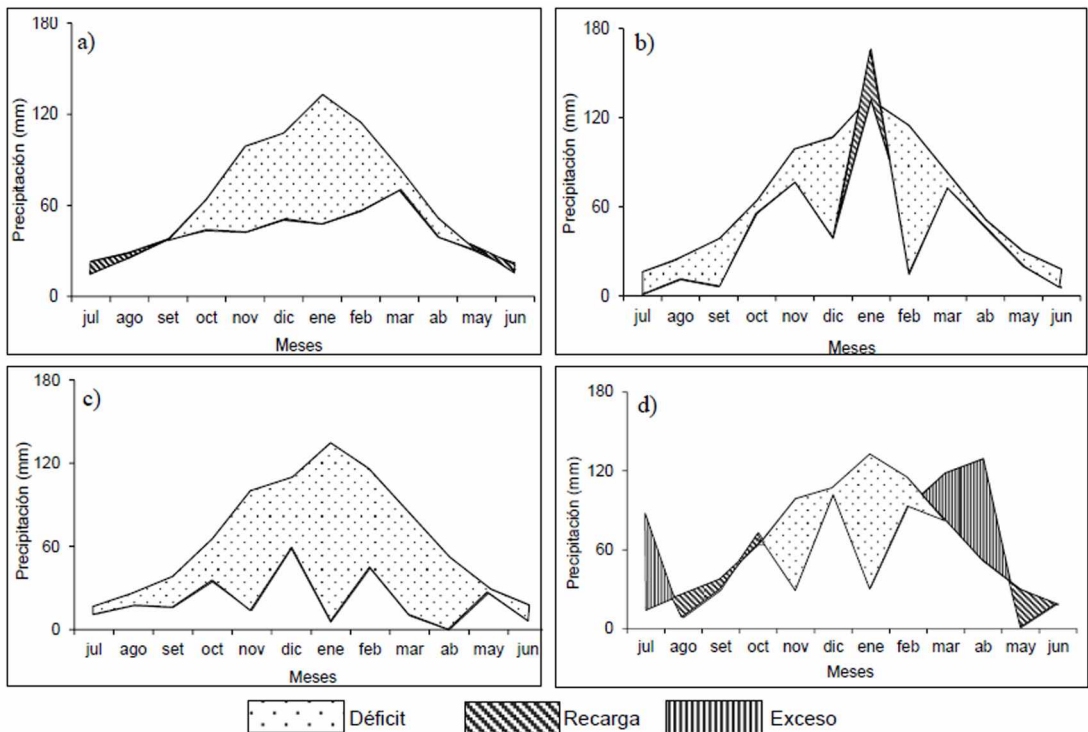


Figura 3. Balance Hídrico mensual correspondiente; a) condiciones medias (1981-2012); b) un año normal (2011); c) un año seco (2008) y d) un año húmedo (2004) para el área de estudio.

de las actividades sociales, económicas y ambientales tales como la erosión del suelo, salinización de las tierras bajo riego, mortandad de animales, disminución del área de cultivos (Ferrelli, 2011).

El año 2004 registró la segunda mayor precipitación del período estudiado con 709,7 mm. El déficit se redujo a los meses más cálidos (enero-marzo; septiembre-noviembre) con un total de 160,2 mm (Fig. 3d). Se observó un excedente de 70 mm (el máximo entre 1991-2011), de los cuales 63,3 mm corresponden al mes de mayores

precipitaciones (abril: 129 mm). El período de recarga se produjo entre los meses de mayo-junio y agosto-octubre.

Como resultado del análisis de la variabilidad de la precipitación y sus efectos sobre la morfometría de las lagunas del área de estudio se obtuvo que durante el año 2011 (considerado normal desde el punto de vista pluviométrico) el área cubierta por agua alcanzó el 0,28% del total de la cuenca (13,05 km² distribuidos en 15 cuerpos de agua) (Fig. 4). El número de cuerpos de agua correspondientes al año 2008 (seco)

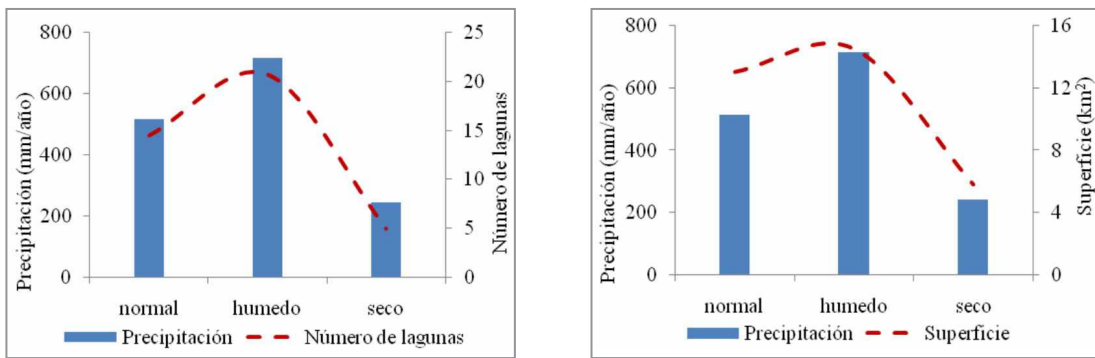


Figura 4: Precipitación anual promedio en el área de estudio para años normales (2011), húmedos (2004) y secos (2008) en relación al número de cuerpos de agua presentes en cada caso (a) y al área cubierta por agua (lagunas) (b).

fue de 5 con un área total de 5,8 km², lo cual representa sólo el 0,13% del área de estudio. En el año 2004 (húmedo) se obtuvo la mayor área ocupada por agua, alcanzando 14,54 km² (0,31% de la superficie total) y un total de 20 lagunas. El área media de las lagunas no superó el km².

El análisis cuantitativo de lagunas permitió observar la variabilidad entre los ciclos húmedos secos y normales, tanto en el número de cuerpos de agua así como también en relación al área total en la que se extienden. Dichos parámetros se corresponden entre sí debido a que están directamente influenciados por el volumen de precipitaciones descritas en los balances hídricos para cada caso. Durante el período húmedo se evidenció un aumento en el número de cuerpos de

agua con respecto al año normal, mientras que la superficie disminuyó (Fig. 5).

Durante el año 2011 (normal) se realizó un análisis de agrupamiento de las lagunas en la cuenca inferior del río Colorado. Como resultado de la clasificación se obtuvieron 3 grupos. La mayor similitud fue calculada entre los grupos 1 y 3. El primero de ellos se caracterizó por lagunas cuyas extensiones areales superaron los 1.5 km², de carácter permanente y forma circular. El segundo grupo incluyó lagunas intermitentes, de orientación LMT homogénea. El grupo restante estuvo formado por lagunas localizadas en el sector más húmedo del área de estudio (al Este de la isohieta de 500 mm) y de una orientación predominante Este-Oeste según la LMT (Fig. 6).

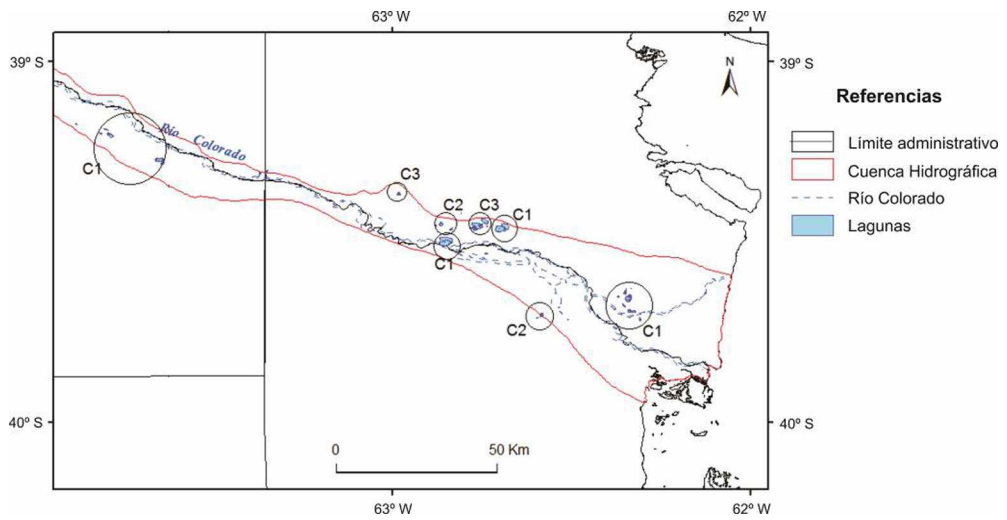


Figura 5. Agrupamiento de las lagunas mediante el método de cluster (C)

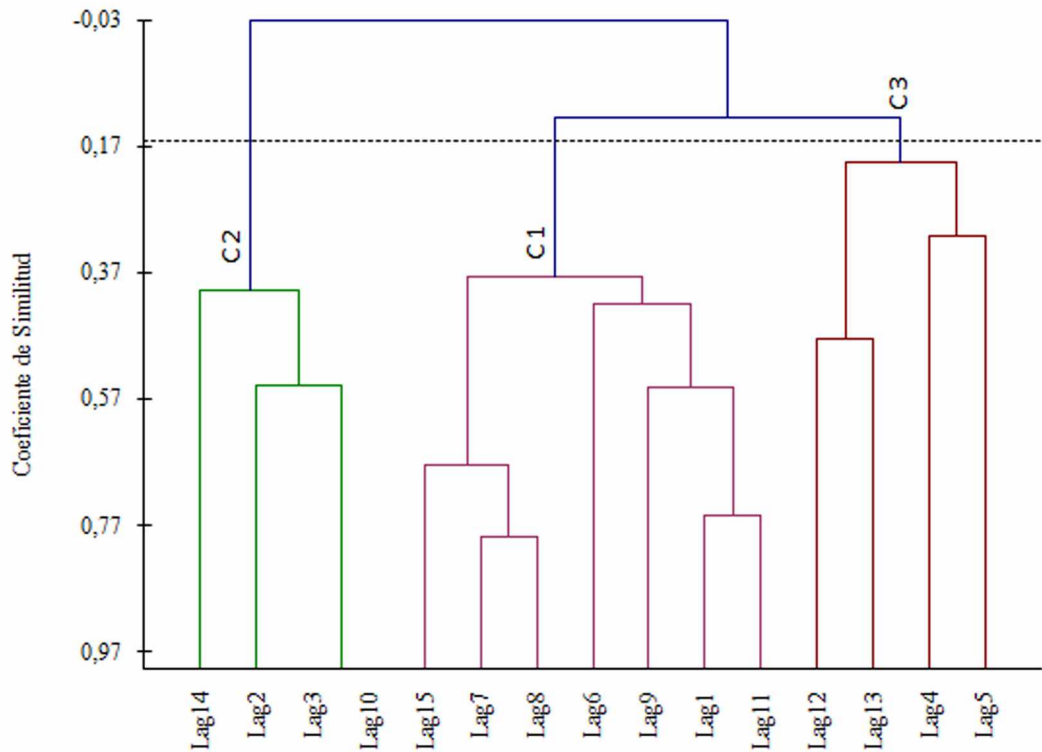


Figura 6. Agrupamiento de las lagunas (Cluster 1, 2, 3 = Grupo 1, 2, 3).

DISCUSIÓN

Durante las últimas décadas, a escala global, se han observado variaciones en los caudales de los cursos de agua así como la aceleración en los procesos de desecación de algunos lagos y de extrema inundación en otros (Wagner *et al.*, 2002; Jiang *et al.*, 2005). Habitualmente, las lagunas someras (en especial, las lagunas de llanura) alcanzan su máximo nivel durante los períodos más lluviosos (Vázquez *et al.*, 2003). La importancia de estos estudios radica en que las fluctuaciones en los niveles de agua así como también las variaciones en los parámetros morfométricos de los lagos afectan a los procesos ecológicos de los mismos (Zinger, 2000). En el área de estudio, dicha importancia se acentúa teniendo en cuenta la predominancia de actividades agrícolas.

En el área de estudio, las lagunas cuya área es menor a 1 km², constituyen cuerpos de agua intermitentes que contribuyen a la salinización de suelos potencialmente productivos (Peinemann *et al.*, 1998). En el presente trabajo se determinó que, en un año de precipitación cercana a la media, el área total cubierta por agua alcanzó el 0,28% del total de la superficie estudiada. La misma se distribuyó en 15 cuerpos de agua. La mayor cobertura así como también la mayor densidad de lagunas se observaron fundamentalmente hacia el Oeste de la cuenca.

Por otro lado, la dinámica espacio-temporal de las lagunas en el área de estudio mostró una relación directa con el régimen de precipitación anual. Se logró establecer una relación entre las variaciones areales de los cuerpos de agua superficiales y los registros pluviométricos durante años de diferente régimen hídrico. Bohn *et al.* (2011) observaron la influencia de la precipitación en la morfometría de lagunas someras mediante la correlación de sus extensiones areales y los montos de precipitación en el sur de la provincia de Buenos Aires al

igual que Fornerón *et al.* (2008) lo enunció para la laguna La Salada, en cercanías de la ciudad de Bahía Blanca (pcia. de Buenos Aires). Geraldí *et al.* (2004) y Bohn *et al.* (2007) determinaron variaciones areales para las lagunas Malaver y Unamuno, respectivamente. En la primera de ellas, se determinó una velocidad de crecimiento areal de 1.84 km² mensuales. El aumento de su área estuvo directamente relacionado con el aumento de las precipitaciones (Geraldí *et al.*, 2004). En cuanto a la laguna Unamuno, las variaciones fueron estudiadas en relación al régimen pluviométrico de la región. Para ello se aplicó el Índice Estandarizado de Precipitación (IEP) y se definieron años normales, secos y húmedos (Bohn *et al.*, 2007). En ambos casos se demostró que el régimen pluviométrico tuvo incidencia directa en las variaciones espaciales de estos cuerpos de agua.

En la cuenca inferior del Río Colorado se observó que la variabilidad es mayor en el número de cuerpos de agua que en la superficie total de los mismos al igual que lo hallado para el sur de la provincia de Buenos Aires (Bohn, 2009). Durante el ciclo húmedo se detectó un mayor número de lagunas intermitentes en relación a las contabilizadas en ciclos normales y secos. Durante los períodos secos disminuyó la presencia de lagunas en detrimento del desarrollo de extensas salinas típicas en la región.

Durante las últimas décadas, en el área de estudio, el régimen de precipitaciones experimentó cierta variabilidad, lo cual es un fenómeno típico de la región pampeana (Quirós *et al.*, 2002). Esta variabilidad se manifestó principalmente en las variaciones areales de las lagunas a la vez que ha sido estudiada y observada en diferentes sectores de la región mediante el uso de técnicas de teledetección (Luque y Paoloni, 1995; Maizels *et al.*, 2003; Dukatz *et al.*, 2005; Renella y Quirós, 2006; Torremorel *et al.*,

2007; Canziani *et al.*, 2008; Fornerón *et al.*, 2010; Pérez *et al.*, 2010).

Estos estudios multitemporales sobre las variaciones de los espejos de agua lagunares son relevantes a escala regional fundamentalmente en relación al manejo del recurso agua en una zona semiárida. El conocimiento referido a lagunas en la región pampeana argentina constituye un importante aporte considerando que las principales actividades económicas y productivas del sector son la agricultura y la ganadería.

AGRADECIMIENTOS

La realización de la presente investigación se llevó a cabo en el marco del Proyecto Redes CONICET Pampa². Se agradece el apoyo del Consejo Interuniversitario Nacional (CIN) y a la Universidad Nacional del Sur (UNS). Este trabajo se realizó con la ayuda de una subvención del Instituto Interamericano para la Investigación del Cambio Global (IAI) CRN3038 el cual cuenta con el apoyo de la Fundación Nacional de Ciencias de EE.UU (Grant GEO-1128040).

BIBLIOGRAFÍA

- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray e I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624: 45-60.
- Alvarellos De Lell, E.E. y R.O. Hernández. 1982. Recursos hídricos pampeanos. Secretaría General de la Gobernación de La Pampa, Subsecretaría de Información Pública, Biblioteca Pampeana, Serie Folletos, 29/82, 61 pp.
- Bohn, V.Y., M.C. Piccolo y G.M.E. Perillo. 2007. Aplicación del índice estandarizado de precipitación en la Laguna Unamuno. *Geoacta* 32. 40: 75-81.
- Bohn, V.Y. 2009. Geomorfología e hidrografía de las lagunas del sur de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Doctor en Geografía. Universidad Nacional del Sur. Departamento de Geografía, 244 pp.
- Bohn, V.Y., M.C. Piccolo y G.M.E. Perillo. 2011. Análisis de los periodos secos y húmedos en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Revista de Climatología*. Vol. 11(2011): 31-43. ISSN 1578-8768 c.
- Bohn, V.Y., M.C. Piccolo, P.D. Pralongo y G.M.E. Perillo. 2012. Evaluación del estado trófico de dos Lagunas Pampeanas (Argentina). *Ecología*, 24: 11-26.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería*. 2° Ed. Acme. S.A.C.I. Buenos Aires, Tomo II, Fascículo 1, 85 pp.
- Capelli de Steffens, A. y A. Campo de Ferreras. 1994. La transición climática en el Sudoeste Bonaerense. *Revista SiGEO. Serie Monografías* 5. Departamento de Geografía. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina, 1-51.
- Canziani, G., R. Ferrati, C. Marinelli y F. Dukatz. 2008. Artificial neural networks and remote sensing in the analysis of the highly variable Pampean shallow lakes. *Mathematical Biosciences and Engineering*, 5: 691-711.
- Coops, H., M. Beklioglu y T.M. Crisman. 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia*. November 2003, 506-509, 1-3: 23-27.
- Dangavs, N. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. Capítulo XIII. En: *Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*, La Plata, 219-235.
- Dukatz, F., R. Ferrati y G. Canziani. 2005. Clasificación de lagos someros

- pampeanos mediante imágenes Landsat TM. *Biología Acuática*, 22: 95-101.
- Fernández Long, M.E., I.E. Barnatán, L.B. Spescha, R.H. Hurtado y G.M. Murphy. 2005. Caracterización de las heladas en la región pampeana y su variabilidad en los últimos 10 años. *Revista de la Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires*, 25: 247-257.
- Ferrelli, F. 2011. La sequía 2008-2009 en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Licenciatura. Departamento de Geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, 62 pp.
- Ferrelli, F., V.Y. Bohn y M.C. Piccolo. 2012. Variabilidad de la precipitación y ocurrencia de eventos secos en el sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina). Libro de resúmenes y trabajos completos IX Jornadas Nacionales de Geografía Física, Bahía Blanca, 15-28.
- Fornerón, C.F. 2008. Hidrografía de la laguna La Salada, Partido de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Tesina de grado. Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 73 pp.
- Fornerón, C.F., M.C. Piccolo y M.E. Carbone. 2010. Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande (Argentina). *Huellas*, 14: 11-30.
- Geraldi, A. y M.C. Piccolo. 2004. Variación espacial de la laguna Melaver. (Provincia de Buenos Aires, Argentina). Actas de V Jornadas Nacionales de Geografía Física. Fritschy B. (Edit.). Universidad Católica de Santa Fe. 111-118.
- Geraldi, A., M.C. Piccolo y G.M.E. Perillo. 2011. El rol de las lagunas bonaerenses en el paisaje pampeano. *Ciencia Hoy*, 21: 9-14.
- Hammer, U. T. 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- Hutchinson, G.E. 1957. *A treatise on limnology*. New York. J. Wiley, Vol. I, 660 pp.
- Instituto Geográfico Militar. Levantamiento Topográfico 1967. Cartas Topográficas E:1: 50 000.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 1989. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Instituto de suelos. INTA. Buenos Aires, 525 pp.
- Iriondo M. 1984. The Quaternary of northeastern Argentina. En Rabassa J (Ed.) *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula*, 2: 51-78.
- Iriondo M. 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*. 70: 81-88.
- Jarvis, A., H.I. Reuter, A. Nelson, E. Guevara, 2008, Hole - filled SRTM for the globe Version 4, Available from the CGIAR-CSI SRTM 90m Database (<http://srtm.csi.cgiar.org>).
- Jiang, L., X. Yua, H. Zhaoa e Y. Zhoua. 2005. China's Wetlands Restoration around Poyang Lake, Middle Yangtze: Evidences from Landsat TM/ETM Images. *IEEE*.
- Luque, J.A. y J.D. Paoloni. 1995. La alternancia de las inundaciones y sequías bonaerenses y su enfoque para una solución sostenida. Bahía Blanca. Universidad Nacional del Sur. Serie: Hidrología y riego, 26.
- Maizels, P., E. Etchepare, E. Chornomaz, J. Bustingorry, R. Escaray & V. Conzonno. 2003. Parámetros abióticos y biomasa planctónica en la Laguna Chascomús (Pcia de Buenos Aires). *Período de inundación n* 2002. *Biología Acuática*, 20: 6-11.
- Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodriguez y M.E. Silva. 2012. *Ecorregiones y complejos ecosistemicos argentinos*. 1° ed. Orientación Gráfica Editora. Buenos aires, 750 pp.

- Peinmann, N., M. Díaz-Zurieta, M.B. Villamil, H. Lusarreta y D. Grunewald. 1998. Consecuencias del riego complementario sobre propiedades edáficas en la llanura pampeana. *Ciencias del suelo*. 16: 39-42.
- Pérez, G.L., A. Torremorell, J. Bustingorry, R. Escaray, P. Pérez, P. Diéguez, H. Zagarese. 2010. Optical characteristics of shallow lakes from the Pampa and Patagonia regions of Argentina. *Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters* 40 (1): 30-39.
- Quirós R., A. Rennella, M. Boveri, J. Rosso y A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Quirós, R., M.B. Boveri, C.A. Petracchi, A.M. Rennella, J.J. Rosso, A. Sosnovsky y H.T. Von Bernard. 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Reunión de Eutrofización en América del Sur. Instituto Internacional de Ecología e Gerenciamiento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, InterAcademy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences.
- Renella, A.M. y R. Quirós. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia* 556: 181-191.
- Rodriguez Capitulo, A., N. Gómez, A. Giorgi y C. Feijoo. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for diversity and functioning. *Hydrobiologia* (2010) 657: 53-70.
- Subsecretaria de Recursos Hídricos e Instituto Nacional del Agua (INA). 2002. Atlas digital de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina. CD-ROM. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Buenos Aires.
- Schwartz, S.S. y D.G. Jenkins. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology*, 34: 3-8.
- Thornthwaite, C.W. y J.R. Mather. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the Water Balance. *Publications in Climatology* 10, (3). Drexel Institute of Technology. Laboratory of Climatology. Centerton, New Jersey. 10: 181-311.
- Torremorel, A., J. Bustingorry, R. Escaray y H. Zagarese. 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnológica*, 37: 100-108.
- Urrieta, R., A. Lara y R. Villalba. 2005. ¿Cómo ha variado la disponibilidad de agua en la ecorregión de los bosques valdivianos en los últimos siglos? *Revista Ambiente y Desarrollo*, 21(3): 48-57.
- Vázquez, P., M. Verni, E. Usunoff, M. Gandini e I. Extraigas. 2003. Identificación de patrones de anegamiento en la Cuenca del arroyo del Azul mediante el uso de imágenes LANDSAT. *Revista de la Asociación española de teledetección*. 19, 43-49.
- Wagner, G., H. Schröder y J. Gurtz. 2002. A model approach for in- and outflow calculation of upper lake constance: An investigation of a 60 year time span and observations about the flood of 1999. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 32 (1): 27-32.
- Zinger, A. 2000. Relación sociedad naturaleza en ecosistemas de clima templado semiárido. Caso Laguna Chasicó. Provincia de Buenos Aires. Tesis de Magíster. Universidad de Mar del Plata.

RESPUESTA DE LA ESTRUCTURA ZOOPLANCTÓNICA A CAMBIOS FÍSICOS Y BIOLÓGICOS EN UNA LAGUNA PAMPÁSICA (LAGUNA LACOMBE)

D.M. ARDOHAIN, H.H. BENÍTEZ, N.A. GABELLONE & M.C. CLAPS

Instituto de Limnología R.A. Ringuelet (CCT- La Plata CONICET, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP), Calle 120 y 62, 1900 La Plata, Argentina.

e-mail: ardohain@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The changes in zooplankton composition at Lacombe Lake during two annual cycles related to environmental (rainfall, hydrometric level, conductivity, transparency and nutrients) and biotic factors (phytoplankton palatability and presence of submerged macrophytes) were analyzed. The shallow lake showed alternating periods of turbid and clear water associated with phytoplankton density and occasional colonization of the lake by submerged macrophytes (*Potamogeton pectinatus* (L.) and *Myriophyllum quitense* Kunth). The MDS ordination analysis based on environmental data showed a clear separation of clear and turbid water periods but the division became more diffuse when the analysis performed was based on zooplankton species density. The results of SIMPER analysis indicated that the quality (palatable nanoplankton) and quantity of phytoplankton constituted the most important variable in both annual cycles for the period characterization, while pH, chlorophyll *a* and turbidity were relevant in 2001-2002 period, and hydrometric level, conductivity and transparency in 2005-2006. Some euplanktonic rotifers were relevant during turbid periods (*Brachionus caudatus* Barrois & Daday, *B. havanaensis* Rousselet, *Filinia longiseta* (Ehr.), *Keratella lenzi* (Hauer), *K. tropica* (Apstein), *Polyarthra vulgaris* Carlin) whereas crustaceans achieved their maximum density during clear periods (*Notodiaptomus incompositus* (Brian), *Microcyclops alius* (Kiefer), *Metacyclops mendocinus* (Wierzejski) and *Ceriodaphnia* cf. *dubia*). In both annual cycles, the zooplankton maintained similar composition in this seepage shallow lake in spite of the occurrence of contrasting environmental conditions.

Key words: zooplankton; pampean shallow lake; annual cycles; equilibria state.

Palabras clave: zooplancton; laguna pampeana; ciclos anuales; estado de equilibrio.

INTRODUCCIÓN

En la cuenca del río Salado se pueden reconocer tres sistemas de lagunas: las que se vinculan directamente con el río (La Tigra, Las Flores, entre otras), las interconectadas, como los sistemas de Chascomús y de Monte, y lagunas ubicadas en cuencas arreicas como Lacombe y La Rosita (Gabellone *et al.*, 2003). En estos últimos ambientes, la forma en que los factores externos afectan a los mecanismos de regulación interno puede ser diferente respecto

de aquellos involucrados en los sistemas relacionados al río.

La presencia de macrófitas sumergidas puede influir en la estructura y dinámica del zooplancton (Lauridsen *et al.*, 1998; Jeppesen *et al.*, 1999). Durante la fase con macrófitas en lagos someros europeos, los rotíferos planctónicos son desplazados en la dominancia por cladóceros que encuentran refugio frente a la acción de depredadores vertebrados (Conde-Porcuna *et al.*, 1994; Lauridsen y Buenk, 1996; Moss *et al.*, 1998).

En el plancton, la presión de los pastores afecta la estructura de tamaños de las algas, favoreciendo el predominio de las más grandes (Hansson *et al.*, 1998).

En la laguna Lacombe se han efectuado estudios del fitoplancton en coincidencia con alternancia de fases turbia-clara (Cano *et al.*, 2008; Casco *et al.*, 2009) y durante un período turbio (Allende *et al.*, 2009).

En este trabajo, se analizan los cambios en la composición del zooplancton en la laguna Lacombe vinculados principalmente a factores internos biológicos como la cantidad y calidad del fitoplancton (proporción

de algas palatables) y la posibilidad de refugio por presencia de macrófitas sumergidas. Además, se consideran factores externos como eventos de precipitaciones con modificaciones en el nivel hidrométrico, en la conductividad, concentración de nutrientes y sólidos en suspensión.

Área de Estudio

La laguna Lacombe (35° 50' S - 57° 53' O) se encuentra ubicada en una cuenca arreica y tiene una superficie aproximada de 130 ha (Fig. 1). Las fluctuaciones del nivel hidrométrico responden a la intensi-

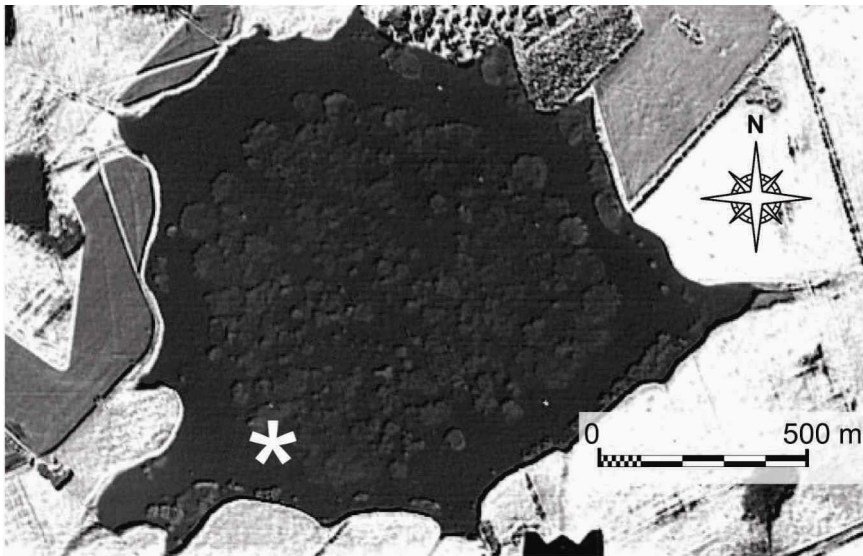


Figura 1. Fotografía aérea de la laguna Lacombe con vista de las poblaciones de *Scirpus californicus* en posición central y el sitio de muestreo (*).

dad de lluvias locales y al aporte de agua subterránea. En el período comprendido entre 1977 y 2006, el promedio anual de precipitaciones fue 1039 mm. La laguna está colonizada en forma permanente por macrófitas emergentes (*Scirpus californicus* (Meyer)) y puede presentar cobertura de macrófitas sumergidas (*Potamogeton pectinatus* y *Myriophyllum quitense*). En el momento de la realización del presente trabajo, la laguna contaba con abundantes

poblaciones de *Odontesthes bonariensis* y *Hoplias malabaricus* lo que promovía que el ambiente fuera utilizado principalmente para pesca deportiva. En la cuenca, el uso del suelo era moderado, con escasa ganadería y agricultura.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se efectuaron mensualmente durante el período julio de 2001-mayo de 2002 y desde mayo de 2005 a abril

de 2006. Se extrajeron muestras subsuperficiales de plancton y agua en el sector más profundo de la laguna con bomba sumergible. Mediante un sensor múltiple Horiba U10 se midieron *in situ* temperatura, conductividad, pH, turbidez y oxígeno disuelto. La transparencia se midió por medio de un disco de Secchi. Para el zooplancton, se filtraron 35 l de agua con una red de 35 μm de abertura de malla que fueron fijadas con formol al 5%. Las muestras de fitoplancton se fijaron con lugol acético 1%. Para el recuento de protistas y rotíferos se emplearon cámaras tipo Sedgwick-Rafter, para el de los crustáceos cámaras de Bogorov y para el del fitoplancton se utilizó el método de Utermöhl. Las muestras de agua se mantuvieron en oscuridad y refrigeradas hasta la realización de análisis químicos. La concentración de clorofila *a* fue estimada espectrofotométricamente (APHA 1995) y calculada con la fórmula de Lorenzen (1967). La concentración del total de sólidos en suspensión (SS) fue estimada gravimétricamente (APHA, 1995). Posteriormente, se determinó la materia orgánica particulada por pérdida por ignición a 550 °C (APHA 1995) y por diferencia con SS se obtuvo la materia inorgánica particulada. La concentración del fósforo reactivo soluble (PRS) en muestras filtradas y total (PRT) en muestras sin filtrar se determinó con molibdato amónico y lectura espectrofotométrica a 885 nm. Para el fósforo total (PT) se realizó una digestión previa con persulfato de potasio y ácido sulfúrico (APHA, 1995). La concentración de polifenoles solubles se determinó por el método del reactivo Folin Ciocalteus-carbonato tartrato (APHA, 1995).

Las diferencias entre variables ambientales y la abundancia de las especies zooplanctónicas durante cinco períodos (turbio, claro con macrófitas sumergidas y claro sin macrófitas en 2001-2002 y claro sin macrófitas sumergidas y turbio en 2005-2006)

fueron testeados con el Análisis de Similitud (ANOSIM), con transformación a $\log(x+1)$ en los datos de abundancia y normalización en los ambientales. La distancia euclidiana se utilizó como índice de similitud y se realizaron 10.000 permutaciones para calcular la significancia de R. Los resultados se expresan en el análisis de ordenación MDS. Se obtuvo una matriz de similitud aplicando el índice de Bray-Curtis. El porcentaje de contribución de cada taxón a los patrones de disimilitud fue establecido con el análisis SIMPER, considerando diferenciadores significativos a aquellos taxones que contribuyen con el 10% a la disimilitud. Se utilizó el programa PRIMER v. 5.2.9 (Primer Ltd. 2001) para realizar los análisis MDS, SIMPER y ANOSIM.

RESULTADOS

La laguna mostró dos condiciones hidrológicas diferentes, estando el primer ciclo caracterizado por lluvias extraordinarias con el consiguiente incremento de la altura hidrométrica y el segundo respondió a valores de precipitación cercanos a la media histórica. En 2001 - 2002 las precipitaciones superaron el promedio histórico (1977-2006) y se encontraron entre las más elevadas del mencionado período (1336 y 1375 mm), mientras que entre 2005 y 2006 fueron muy inferiores (606 y 1085 mm) (Fig. 2).

La presencia de macrófitas sumergidas y los valores de transparencia permitieron caracterizar diferentes períodos en la laguna: uno inicial de aguas turbias que se extendió entre julio y octubre de 2001 al que le sucedió uno de aguas claras con presencia de macrófitas que fue seguido desde marzo de 2002 por otro de aguas claras sin macrófitas sumergidas. El inicio del segundo ciclo anual se caracterizó por un período de aguas claras sin macrófitas sumergidas (mayo-agosto de 2005), con la excepción del mes de julio, con

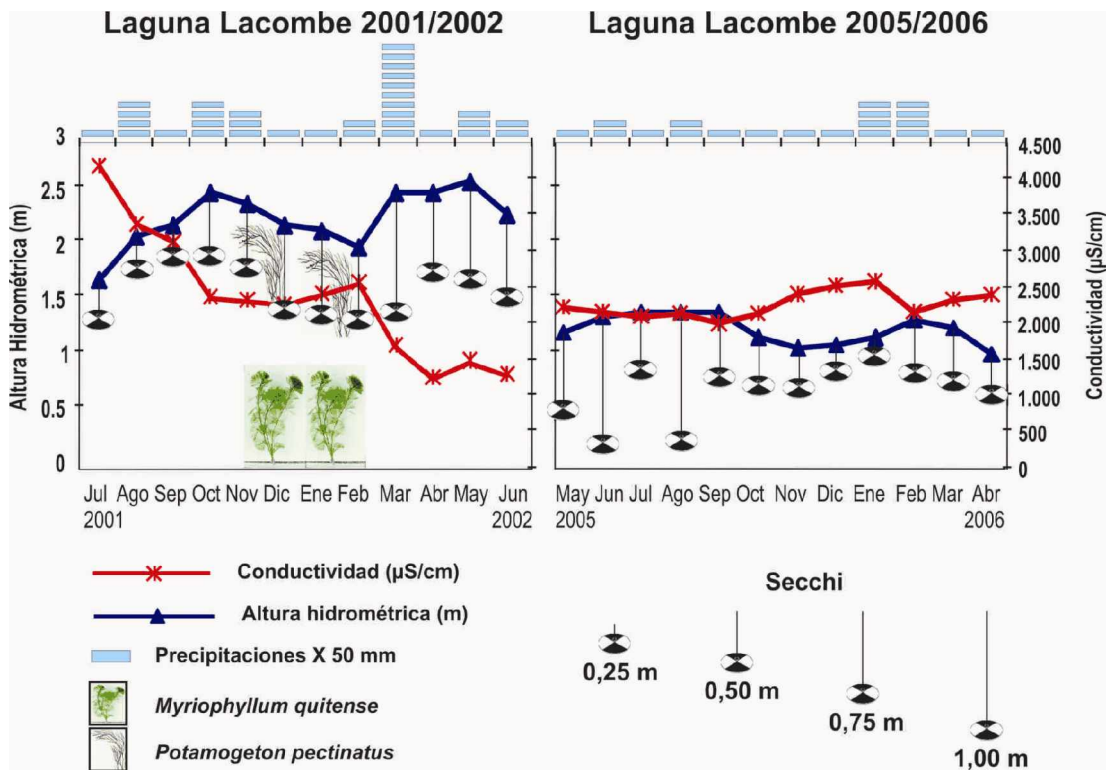


Figura 2. Fluctuaciones de variables ambientales en la laguna Lacombe durante los dos ciclos anuales contrastantes.

un marcado descenso de la transparencia debido a los fuertes vientos con la consiguiente resuspensión de sedimentos. El siguiente período de aguas turbias se extendió hasta el final del muestreo (abril de 2006) (Fig. 2).

El oxígeno disuelto siempre exhibió valores superiores a 7 mg/l en ambos ciclos mientras que el pH fue alcalino. Las mayores concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica se registraron en el segundo ciclo anual en coincidencia con los máximos de densidad de las algas nanoplanctónicas. En el segundo ciclo durante el período turbio la densidad total fitoplanctónica fue marcadamente mayor que en el primer ciclo, con predominio de algas nanoplanctónicas palatables (Fig. 3). La concentración de fósforo total fue mayor en el primer ciclo anual (Tabla 1) mientras que las de fósforo reactivo total y de reactivo soluble presentaron

valores similares para ambos ciclos (Fig. 3). Los polifenoles solubles tuvieron sus valores más elevados en el primer ciclo anual en sincronía con las abundantes precipitaciones y con la presencia de macrófitas sumergidas. Los valores de turbidez y de sólidos en suspensión fueron muy superiores en el segundo ciclo anual (Tabla 1).

El zooplancton estuvo integrado por un número similar de especies en ambos ciclos anuales: 45 especies (ocho protistas, 25 rotíferos y 12 crustáceos) en el ciclo 2001-2002 y por 40 especies (seis protistas, 19 rotíferos y 15 crustáceos) en el ciclo 2005-2006 (Tabla 2). Las especies con mayor frecuencia de aparición en ambos ciclos anuales fueron los rotíferos *Keratella tropica* y *Brachionus caudatus*, los cladóceros *Bosmina huaronensis* Delachaux y *Ceriodaphnia cf. dubia* y el copépodo calanoideo *Notodiaptomus incompositus* (Tabla 2).

Tabla 1. Valores promedio y desvío estándar (DS) de variables físicas, químicas y biológicas registradas en la laguna Lacombe durante los ciclos anuales 2001-2002 y 2005-2006 (entre paréntesis valores mínimo y máximo).

	1° ciclo anual		2° ciclo anual	
	Promedio (min-max)	DS	Promedio (min-max)	DS
Transparencia (m)	0,6 (0,3-1,0)	0,2	0,5 (0,2-1,0)	0,3
Altura hidrométrica (m)	2,3 (1,7-2,6)	0,3	1,2 (0,4-1,5)	0,3
Oxígeno disuelto (mg/l)	9,6 (7,3-13,6)	1,7	10,3 (7,2-12,6)	1,3
Saturación de oxígeno disuelto (%)	108 (78-168)	25,1	114 (94-148)	16,6
Turbidez (NTU)	44 (12-109)	36,8	94,8 (19-220)	71,2
pH	9,8 (8,5-10,3)	0,5	9,1 (8,6-9,8)	0,4
Temperatura (°C)	18,0 (10,1-27,9)	6,0	19,3 (11,7-27,5)	5,3
conductividad (µS/cm)	2318 (1220-4120)	873,7	2278 (2010-2600)	184,1
Fósforo total (µg/l)	270 (102-554)	138,9	184 (98-406)	86,9
Fósforo reactivo total (µg/l)	78 (23-209)	61,8	67 (14-186)	55,4
Fósforo reactivo soluble (µg/l)	27 (7-121)	30,4	24 (8-112)	28,1
Polifenoles solubles (mg/l)	2,5 (0,1-5,7)	1,5	1,1 (0,4-2,8)	0,9
Sólidos inorgánicos en suspensión (mg/l)	4,6 (0,0-40,0)	11,5	14,7 (0,0-70,4)	20,7
Sólidos orgánicos en suspensión (mg/l)	21,9 (4,0-81,3)	26,3	45,2 (0,0-108,0)	37,4
Clorofila "a" (mg/l)	41,5 (3,0-104,8)	27,7	324,7 (9,3-2181,0)	683
Densidad total fitoplancton (individuos/ml)	8962 (1587-25635)	8152	119809 (7537-469984)	157660
Densidad algas nanoplanctónicas <10µ	238 (0-1234)	334	128064 (8665-471475)	163844
Densidad algas nanoplanctónicas >10µ	1094 (133-2917)	807	167585 (47855-510943)	163170
Densidad total zooplancton (individuos/l)	887 (34-3022)	798	1188 (6-2992)	1045

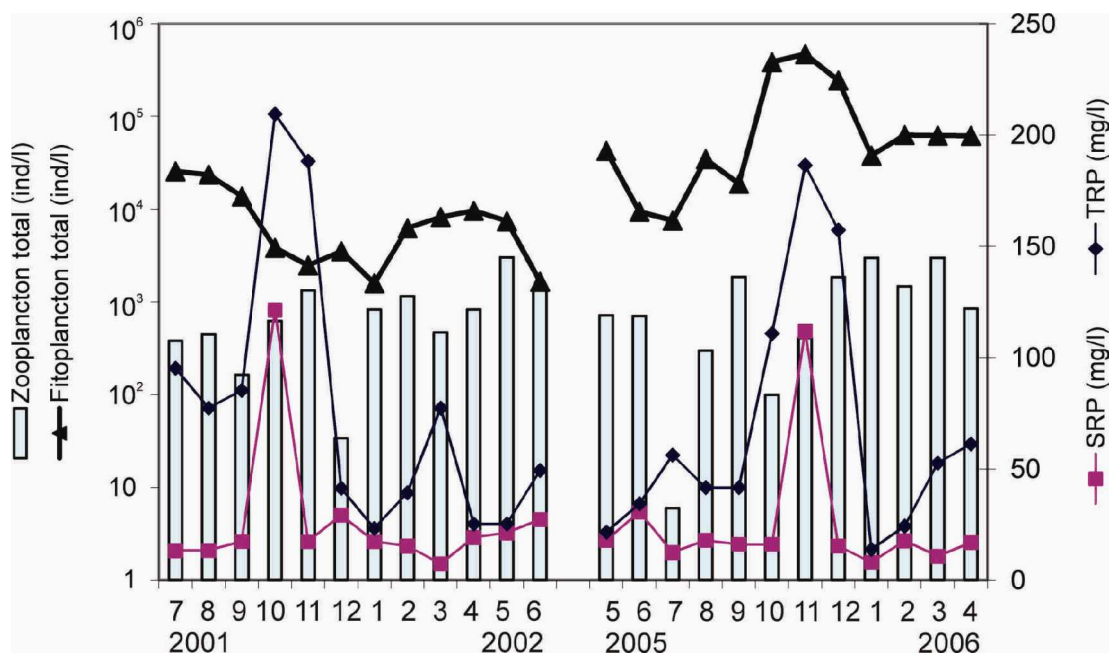


Figura 3. Variación temporal en la densidad de ambas fracciones planctónicas y la concentración de fracciones de fósforo reactivo en la laguna Lacombe.

Tabla 2. Frecuencia expresada en porcentaje de los taxa registrados en el zooplancton en la laguna Lacombe durante los ciclos anuales 2001-2002 y 2005-2006

	1° CICLO	2° CICLO		1° CICLO	2° CICLO
<i>Arcella hemisphaerica</i> Perty	42	42	<i>Lepadella ovalis</i> (O.F.M.)	58	8
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehr.) Stein	42	42	<i>Phompholyx sulcata</i> Hudson	42	0
<i>C. ecornis</i> (Ehr.) Leidy	0	17	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin	67	17
<i>Diffugia lobostoma</i> Leidy	8	17	<i>Proales</i> sp.	0	8
<i>Euglypha</i> sp.	58	0	<i>Proalides</i> sp.	42	0
<i>Epistylis</i> sp.	8	8	<i>Testudinella patina</i> (Hermann)	25	0
<i>Paramecium</i> sp.	8	0	<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings)	25	17
<i>Trachelophyllum</i> sp.	17	0	<i>T. cylindrica</i> (Imhof)	0	8
<i>Vorticella campanula</i> Ehr.	8	8	<i>T. stylata</i> (Gosse)	25	0
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch	8	0	<i>Alona</i> sp.	0	17
<i>Asplanchna girodi</i> (De Guerne)	17	8	<i>Bosmina huaronensis</i> Delachaux	42	67
<i>A. brightwellii</i> Gosse	25	0	<i>Ceriodaphnia</i> cf. <i>dubia</i>	75	50
Bdelloidea	33	50	<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)	33	17
<i>Brachionus angularis</i> Gosse	0	8	<i>Coronatella rectangula</i> (Sars)	50	33
<i>B. calyciflorus</i> Pallas	25	8	<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek	33	33
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday	83	50	<i>Macrothrix</i> sp.	8	8
<i>B. havanaensis</i> Rousselet	33	50	<i>Moina micrura</i> Kurz	58	50
<i>B. plicatilis</i> (O.F.M.)	17	25	<i>Pleuroxus</i> sp.	0	8
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehr.	8	0	<i>Pseudochydorus globosus</i> (Baird)	25	0
<i>Filinia longiseta</i> (Ehr.)	42	67	<i>Simocephalus daphnoides</i> Herrick	0	8
<i>Hexarthra fennica</i> Levander	17	8	Nauplii	92	92
<i>Keratella tropica</i> (Aspstein)	83	67	Copepodito <i>N. incompositus</i>	58	75
<i>K. lenzi</i> (Hauer)	42	0	Copepodito cyclopoideos	58	67
<i>Lecane bulla</i> (Gosse)	25	0	<i>Notodiaptomus incompositus</i> (Brian)	67	100
<i>L. closteroerca</i> (Schmarda)	25	17	<i>Cletocamptus</i> sp.	8	33
<i>L. hamata</i> (Stokes)	0	8	<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars)	0	25
<i>L. luna</i> (O.F.M.)	17	8	<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski)	67	75
<i>L. nana</i> (Murray)	8	0	<i>Microcyclops alius</i> (Kiefer)	75	33
<i>L. pyriformis</i> (Daday)	25	25			

Las mayores densidades zooplanctónicas se registraron en otoño en el primer ciclo y en verano en el segundo (Fig. 3). Los rotíferos fueron responsables de dichos picos: *Pompholyx sulcata* Hudson y *K. lenzi* en mayo de 2002 y *B. havanaensis* y *K. tropica* en enero y marzo de 2006, respectivamente.

En base a los datos ambientales al aplicar el ordenamiento MDS se distinguieron claramente los períodos. El período turbio de 2001-2002 (I) estuvo definido por la disponibilidad de algas palatables y estabilidad en el pH. El período II que corresponde a la presencia de macrófitas sumergidas se

caracterizó por la baja densidad de algas palatables y una muy escasa biomasa fitoplanctónica (inferida a partir de la concentración de clorofila *a*). El período III (claro con ausencia de macrófitas sumergidas) se solapa con el II y está definido por nanoplancton abundante y escasa turbidez (Fig. 4). A diferencia de los períodos del primer ciclo anual, en 2005-2006 la conductividad y la altura hidrométrica se destacaron en la caracterización de los períodos. El período IV (período claro con ausencia de macrófitas sumergidas) se caracterizó por la estabilidad en la conductividad y por la abundancia de ambas fracciones de nanoplancton

palatable. El período V (turbio) tuvo como características valores similares de conductividad, la menor altura hidrométrica, baja transparencia y los máximos valores de densidad fitoplanctónica (Fig. 3 y 4).

La densidad zooplanctónica generó una ordenación menos clara de los ciclos. Las especies características de los períodos del primer ciclo anual alternaron en función del tiempo: el período I se caracterizó por rotíferos euplanctónicos (*K. tropica*, *B. caudatus*) y una especie del género *Proalides* que fueron reemplazados por copépodos en el segundo (*Metacyclops mendocinus*, *Micro-*

cyclops alius y *N. incompositus*) mientras que en el período III se destacaron nuevamente rotíferos euplanctónicos (*Polyarthra vulgaris*, *K. tropica*, *B. caudatus* y *K. lenzi*). En el segundo ciclo anual (2005-2006), la fase clara (período IV) estuvo caracterizada por *C. cfr. dubia*, *N. incompositus* y *Filinia longiseta*, mientras que el grupo V estuvo formado por un período más temprano (Va) con importancia de crustáceos (*N. incompositus* y *C. cf. dubia*) y uno más tardío (Vb) caracterizado por rotíferos (*B. caudatus*, *B. havanaensis* y *F. longiseta*) (Fig. 5).

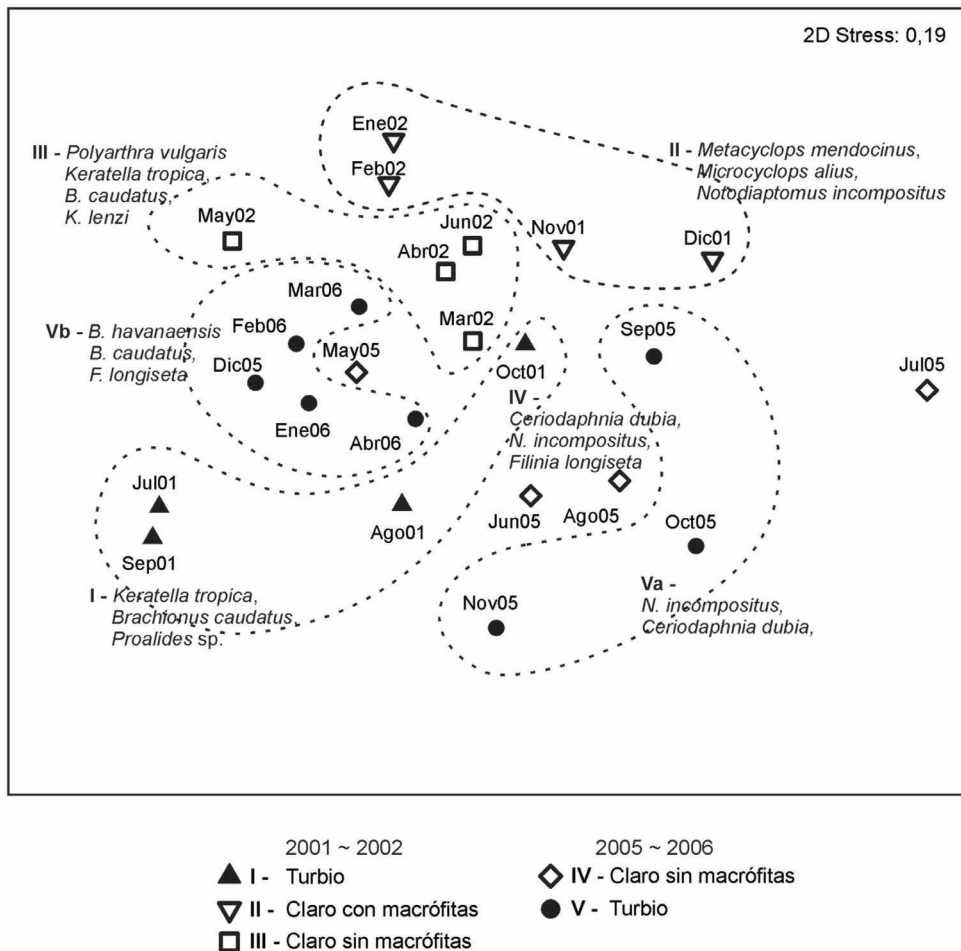


Figura 4. Resultado del análisis ANOSIM para la caracterización de los períodos de acuerdo a variables ambientales correspondientes a los dos ciclos anuales analizados en la laguna Lacombe.

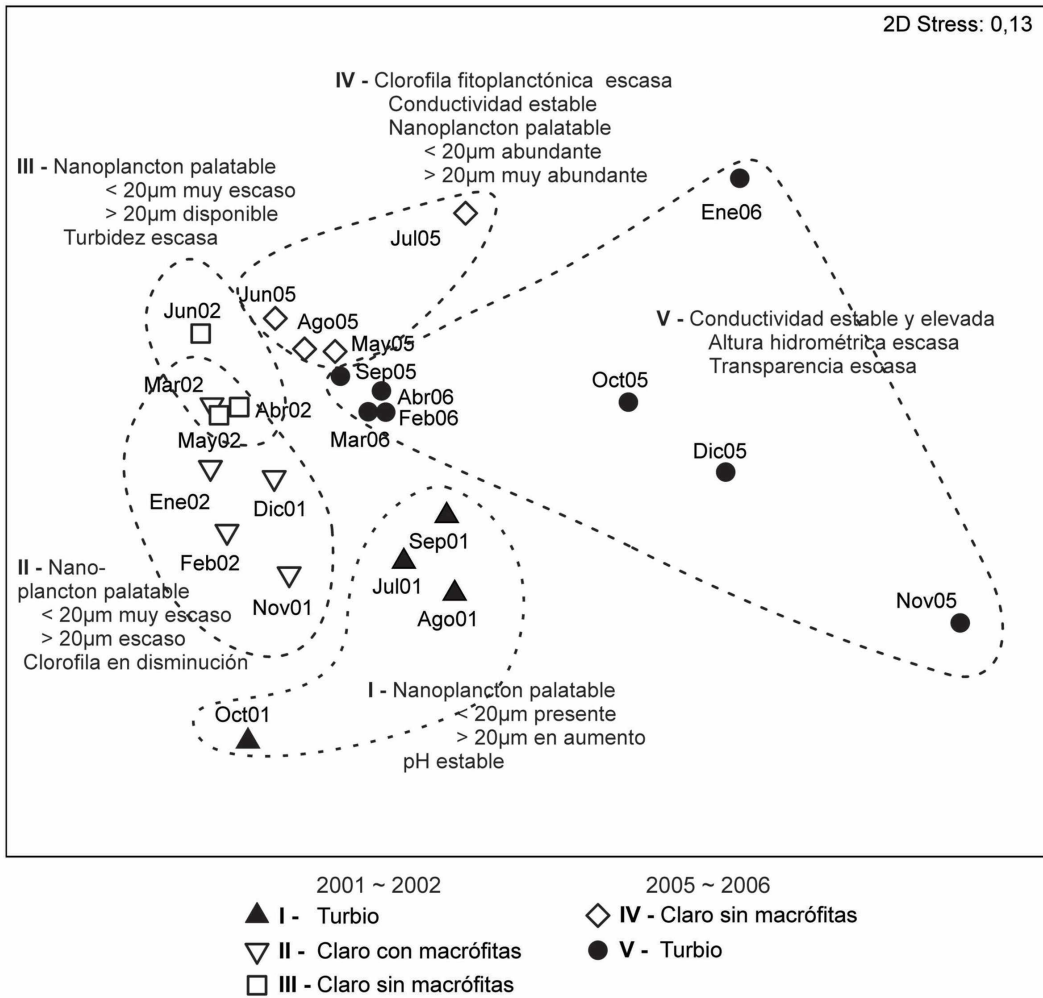


Figura 5. Resultado del análisis ANOSIM para la caracterización de los períodos mediante la densidad de las especies zooplanctónicas registradas en ambos ciclos anuales analizados en la laguna Lacombe.

DISCUSIÓN

El predominio de los rotíferos tanto en la riqueza específica como en la densidad, principalmente en períodos turbios, estaría vinculado a que en dichos momentos los crustáceos no pueden evadir la acción de los peces planctófagos, por lo que taxa de menor tamaño, que son además pastoreadores ineficientes, incrementan sus poblaciones (Van Onsem *et al.*, 2010; Claps *et al.*, 2011). Además, las condiciones eutróficas promueven la dominancia de los rotíferos

(Kuczynska-Kippen, 2007; Stefanidis y Pappastergiadou, 2010), con especies típicas de lagunas bonaerenses como *Brachionus caudatus*, *Keratella tropica* y *Filinia longiseta* (Claps *et al.*, 2011).

En los lagos someros, las macrofitas sumergidas influyen en el plancton por varios mecanismos: compiten por los nutrientes con las algas planctónicas, producen sustancias alelopáticas que podrían afectar en forma directa al fitoplancton (van Donk y van de Bund, 2002; Wang

et al., 2010), al perifiton y también posiblemente a niveles tróficos superiores y proveen estructura y refugio para grupos zooplanctónicos (Stefanidis y Papastergiadou, 2010). Asimismo, su presencia reduce la mezcla y la resuspensión de sedimentos aumentando la variación vertical de ciertos parámetros físicos y químicos como la transparencia y el oxígeno disuelto (Van Onsem *et al.*, 2010; Claps *et al.*, 2011). En lagos europeos, la permanencia de las condiciones de aguas claras está condicionada por la concentración de PT (Muylaert *et al.*, 2003), cuyo valor umbral necesario para promover un cambio hacia un estado turbio varía entre lagos, estando cerca de $150 \mu\text{g l}^{-1}$ (Tatrai *et al.*, 2009). En el caso de la laguna Lacombe, el PRS el PRT fueron las fracciones que mostraron una variación significativa vinculada a los ciclos turbios.

El predominio de algas palatables en el fitoplancton, que a su vez presentaron una densidad media superior en dos órdenes de magnitud en el segundo ciclo anual, promovió que los crustáceos, principalmente el copépodo calanoideo *N. incompositus*, se destacaran numéricamente tanto en el ciclo claro como en gran parte del turbio (Muylaert *et al.*, 2003).

En esta laguna, ubicada en una cuenca arreica, a pesar de las marcadas diferencias en la condición hidrológica y en la estructura de los productores primarios, el zooplancton pareció mostrar una importante resiliencia a los cambios, manteniendo sus principales características estructurales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subvencionado por CONICET (PIP 5612) y la Universidad Nacional de La Plata (N 484). Contribución Científica del Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet" N° 956.

BIBLIOGRAFÍA

- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray e I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624: 45-60.
- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th ed., Washington, DC.
- Cano, M.G., M.A. Casco, L.C. Solari, M.E. Mac Donagh, N.A. Gabellone y M.C. Claps. 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-a of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614: 33-45.
- Casco, M.A., M.E. Mac Donagh, M.G. Cano, L.C. Solari, M.C. Claps y N.A. Gabellone. 2009. Phytoplankton and Epipelon Responses to Clear and Turbid Phases in a Seepage Lake (Buenos Aires, Argentina). *International Review of Hydrobiology*, 94: 153-168.
- Claps, M.C., N.A. Gabellone y H.H. Benítez. 2011. Seasonal changes in the vertical distribution of rotifers in a eutrophic shallow lake with contrasting states of clear and turbid water. *Zoological Studies*, 50: 454-465.
- Conde-Porcuna, J.M., R. Morales Baquero y L. Cruz-Pizarro. 1994. Effects of *Daphnia longispina* on rotifer populations in a natural environment: relative importance of food limitation and interference competition. *Journal of Plankton Research*, 16: 691-706.
- Gabellone, N.A., R. Sarandón y C. Claps. 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. En: Maiola, O., N. Gabellone y M. Hernández (eds.) Inundaciones en la región Pampeana. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata: 87-122.

- Hansson, L.A., E. Bergman y G. Cronberg. 1998. Size structure and succession in phytoplankton communities: the impact of interactions between herbivory and predation. *Oikos*, 81: 337-345.
- Jeppesen, E., J. Jensen, M. Søndergaard y T. Lauridsen. 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408/409: 217-231.
- Kuczyńska-Kippen, N. 2007. Habitat choice in Rotifera communities of three shallow lakes: impact of macrophyte substratum and season. *Hydrobiologia*, 593: 27-37.
- Lauridsen, T. y I. Buenk. 1996. Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in the littoral zone of two shallow eutrophic lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, 137: 161-176.
- Lauridsen, T., E. Jeppesen, M. Søndergaard y D. Lodge. 1998. Horizontal migration of zooplankton predator-mediated use of macrophyte habitat. En: E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Søndergaard y K. Christoffersen (eds.) *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Ecological Studies 131. New York: Springer Verlag: 233-239.
- Lorenzen, C.I. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments, spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-346.
- Moss, B., R. Kornijow y G.J. Measey. 1998. The effects of nymphaeid (*Nuphar lutea*) density and predation by perch (*Perca fluviatilis*) on the zooplankton communities in a shallow lake. *Freshwater Biology*, 39: 689-697.
- Muylaert, K., S. Declerck, V. Geenens, J. Van Wichelen, H. Degans, J. Vandekerckhove, K. Van der Gucht, N. Vloemans, W. Rommens, D. Rejas, R. Urrutia, K. Sabbe, M. Gillis, K. Declerck, L. De Meester y W. Vyverman. 2003. Zooplankton, phytoplankton and the microbial food web in two turbid and two clearwater shallow lakes in Belgium. *Aquatic Ecology*, 37: 137-150.
- Primer Ltd. 2001. Statistical Package PRIMER Versión 5. 2. 9. Product AP 5200.
- Stefanidis, K. y E. Papastergiadou. 2010. Influence of hydrophyte abundance on the spatial distribution of zooplankton in selected lakes in Greece. *Hydrobiologia*, 656: 55-65.
- Tatrai, I, G. Boros, A.I. Gyorgy, K. Matyas, J. Korponai, P. Pomogyi, M. Havasi y T. Kucserka. 2009. Abrupt shift from clear to turbid state in a shallow eutrophic, biomanipulated lake. *Hydrobiologia*, 620: 149-161.
- van Donk, E. y W.J. van de Bund. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72: 261-274.
- Van Onsem, S., S. De Backer y L. Triest. 2010. Microhabitat-zooplankton relationship in extensive macrophyte vegetations of eutrophic clear-water ponds *Hydrobiologia*, 656: 67-81.
- Wang H.Q., S.P. Cheng, S.H. Zhang, F. He, W. Liang, L.P. Zhang, C.Y. Hu, F.J. Ge y Z.B. Wu. 2010. Chemical composition in aqueous extracts of *Potamogeton malaiianus* and *Potamogeton maackianus* and their allelopathic effects on *Microcystis aeruginosa*. *Polish Journal of Environmental Studies*, 19: 213-218.

EL BENTOS Y SU FRACCIÓN DERIVANTE: COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA EN UN ARROYO REGULADO (ACHIRAS, CÓRDOBA)

C.N. BARROSO, M.D. BARBERO, A.M. OBERTO & C.M. GUALDONI

Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.

5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina. A. P. N. N° 3 X5804 BYA.

e-mail: aoberto@exa.unrc.edu.ar

ABSTRACT. Flow regulation modifies the physico-chemical conditions of the fluvial system and consequently its biota. The aim of this study was to analyze the composition and structure of benthic and drift, upstream and downstream of the Achiras dam before and after construction. Sampling of benthos (Surber nets, 0.09 m² and 300 µ) and drift (nets 1 m long, 300 µ and 0.0192 m²) were performed in high water and low water periods. The organisms were identified to the lowest possible taxonomic level and benthic Feeding Functional Groups were identified. Density, taxonomic richness, Shannon diversity and evenness for benthos and drift were calculated. Data were compared by three-way ANOVAs. The structure of both assemblages varied spatially and temporally. Benthic community showed a total of 110 taxa, corresponding to 8 phyla, while drift assemblage 55 taxa corresponding to 6 phyla. In both assemblages, the phylum Arthropoda was the most abundant. In the site below the dam and in the post- construction period, the benthos richness was greater, while drift evenness exhibited the highest value at the site below the dam during low water period. The filtering collectors and scrapers showed significant differences between year, site and hydrological period. The chironomids *Tanytarsus* sp. and *Rheotanytarsus* sp. were the most abundant among collectors while filtering *Camelobaetidius penai* and *Stenophysa* sp. among the scrapers. Data obtained in this study show that both data of benthic structure and its drifting fraction as the GFA data would indicate no significant changes attributable to dam effect. Longer studies would be required since in regulated systems most ecological changes happen more slowly than observed immediately.

Key words: Benthic community structure; drift; regulated stream; Functional feeding groups.

Palabras clave: Estructura de la comunidad bentónica; deriva; ríos regulados; grupos funcionales alimentarios.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas fluviales se encuentran sometidos a diversas perturbaciones antropogénicas que, en la mayoría de los casos, conducen al deterioro de la calidad ecológica. Una de las prácticas más difundidas es la regulación de cauces (Tszydel *et al.*, 2009). McCully (1996) señala que se han construido presas en aproximadamente dos tercios de los ríos y arroyos del mundo; cuya finalidad es controlar total o parcialmente los caudales para la producción de

energía hidroeléctrica, suministro de agua para actividades agrícolas, industriales y domésticas, o la atenuación de las crecidas (García de Jalón *et al.*, 2007).

La dinámica de los ríos regulados puede ser explicada mediante el concepto de Discontinuidad Serial, postulando que el efecto principal de los diques es la obstaculización de la continuidad del flujo (Ward y Stanford, 1983b). La instauración de presas modifica el caudal, las propiedades físicas y químicas del agua y en consecuencia las

comunidades lólicas (Ogbeibu y Oribhabor, 2002; Tszydel *et al.*, 2009). Los efectos serán de diferente magnitud e intensidad, dependiendo de las características de la cuenca, la escala, la posición en el río y tipo de obra de control como así también de las particularidades de la biota (García de Jalón *et al.*, 2007; Andrade y Machado-Allison, 2008). Ward y Stanford (1983a, b), señalan que tanto el flujo, el transporte de sedimentos, nutrientes y materia orgánica, como el régimen de temperatura y el movimiento de organismos resultarán afectados. Esto condiciona la distribución y disponibilidad de hábitats acuáticos, altera la persistencia, composición y estructura de comunidades bióticas nativas y el movimiento de organismos dentro y entre hábitats. Así, la fauna original de tramos regulados debe ajustarse a las nuevas condiciones ambientales de forma que, algunos taxones desaparecen o reducen su abundancia mientras que otros aumentan (Fruget, 1991; Dessaix *et al.*, 1995; Dolédec *et al.*, 1996).

La barrera generada por la presa propicia el desarrollo de tres zonas funcionalmente diferentes en el perfil longitudinal. La primera, aguas arriba de la zona de transición adyacente al embalse donde el río mantiene sus características de flujo libre. La segunda zona se ubica en el área contigua a la presa, aquí el río es reemplazado por un ambiente léntico completamente diferente, tanto en su estado trófico como en la disponibilidad de hábitats (Newcomb *et al.*, 2001; Rolauuffs *et al.*, 2001). En este tramo se produce una disminución del flujo y un aumento en la tasa de sedimentación de partículas de arena, limo y materia orgánica alóctona (Cortes *et al.*, 1998), colmando los espacios intersticiales del lecho. Esta zona tiende a transformarse en un hábitat más homogéneo (Anderson y Rosemond, 2007; De Castro y Melo, 2008; Tszydel *et al.*, 2009). Por último, aguas abajo, el río restablece su

velocidad de corriente, recuperando heterogeneidad y diversidad de sustrato (Cortes *et al.*, 1998; Rolauuffs *et al.*, 2001; Anderson y Rosemond, 2007).

Petts (1987) plantea que los ríos regulados atraviesan un estado de transición y reajuste, con cambios que ocurren a lo largo del tiempo. Los cambios de primer orden, implican los efectos abióticos respecto de la carga de sedimentos, el régimen del flujo, la calidad del agua y el plancton que tienen lugar en sincronía con el funcionamiento de la presa. En segundo orden, se encuentran los cambios relacionados con la estructura del hábitat y la productividad primaria, tales como la forma del canal, la composición del sustrato y las comunidades de macrófitas y perifiton. Estos son consecuencia de los impactos de primer orden y pueden prolongarse por numerosos años. Y los cambios de tercer orden se refieren a la sumatoria de los episodios de primer y segundo orden. Son impactos visibles a largo plazo y afectan a las poblaciones de invertebrados y peces.

Existen pocos datos sobre los efectos de la regulación por pequeñas o medianas presas (Sharma *et al.*, 2005; Ambers, 2007; Skalak *et al.*, 2009). La mayoría de los estudios se refieren a presas de gran capacidad de almacenamiento que se encuentran en la cuenca media de ríos templados (Ward y Stanford, 1979; Ward, 1982; Hart *et al.*, 2002). Los impactos ecológicos de presas de diferentes tamaños no pueden generalizarse debido a que las presas varían en magnitud y en volúmenes de almacenamiento (Principe, 2010).

En la región central de Argentina se han construido presas de diferente magnitud y con distintos propósitos. El sistema fluvial Achiras-del Gato (Sur de Córdoba) fue incluido en un proyecto de regulación hídrica y en él, recientemente se ha construido una presa de mediana envergadura. En este curso fluvial se han desarrollado diversos estu-

dios sobre la composición y estructura de la comunidad bentónica y su fracción derivante (Ffrench, 2011; Gualdoni y Oberto, 2012; Barbero *et al.*, 2013), los cuales son valiosos para efectuar comparaciones entre situaciones antes y después de la construcción de la presa. El objetivo del presente trabajo fue analizar el efecto ecológico de una presa de mediana envergadura en la composición y estructura de la comunidad bentónica y su fracción derivante de un arroyo del sur de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato ubicada en el Departamento Río Cuarto, al sudoeste de la Provincia de Córdoba (Fig. 1). Este curso fluvial nace al sur de las Sierras de Comechingones, a partir de la unión de los arroyos India Muerta y La Brava. Recibe el aporte de numerosos tributarios permanentes y temporarios, generando una densa red dendrítica, la cual drena un área aproximada de 750 km². Recorre más de 130 km en dirección sureste, y desemboca en los Bañados del Tigre Muerto (Caviglia, 2002; Degiovanni, 2005). El área estudiada se extiende entre los 33° 09' 24,44" y los 33° 11' 18,36" S, y los 64° 59' 04,29" y 64° 56' 52,70" O.

El clima es Mesotermal y varía de Subhúmedo a Húmedo, con una temperatura media anual de 16,5 °C y precipitación me-

dia anual de 940 mm. El arroyo Achiras es un sistema fluvial altamente dinámico, con una alternancia de períodos húmedos y secos, debido a que el 77% de las lluvias se concentra entre fines de primavera e inicio de otoño (Degiovanni *et al.*, 2005; Doffo *et al.*, 2005).

El estudio se llevó a cabo a escala de tramo en dos sitios. El sitio A, en el área serrana, ubicado aproximadamente a 1800 m río arriba de la presa con una elevación de 810 msnm y el sitio B, en una zona agrícola-ganadera, situado a 2000 m río abajo de dicha construcción y a 759 msnm. En cada sitio, se muestreó el hábitat fluvial de corredera, caracterizado por su baja profundidad, moderada velocidad de corriente y turbulencia superficial escasa.

Métodos de campo y laboratorio

Se colectaron tres muestras de macroinvertebrados bentónicos y tres de derivantes durante los años previos (2006 y 2007) y posteriores (2009 y 2010) a la construcción de la obra hidráulica, en los períodos hidrológicos aguas altas y bajas para cada año. Para el muestreo de bentos se utilizaron redes de Surber de 0,09 m² y 300 µ. Los individuos derivantes se colectaron con redes de deriva de 1 m, 300 µ y 0,0192 m² ubicadas simultáneamente en el arroyo durante 30 minutos (Barbero *et al.*, 2013). Las muestras colectadas fueron fijadas con formaldehído al 4%.

En cada situación de muestreo se registraron las variables hidráulicas del canal fluvial: ancho húmedo (m) con cinta métrica, profundidad (m) y velocidad de corriente (m/seg) con correntómetro Global Flow Probe FP101-FP202; y las variables físico-químicas: temperatura del agua (°C) con termómetro digital HANNA H198501; pH y conductividad (µS/cm) con sensores portátiles HANNA H198103 y H19803. También fueron colectadas muestras de agua

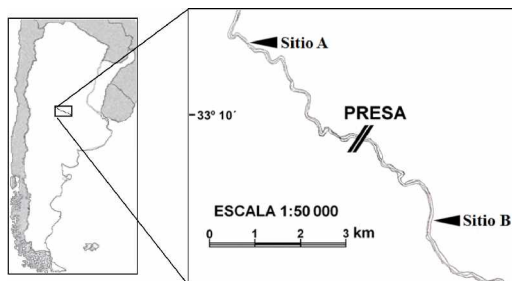


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo estudiados en el arroyo Achiras (Córdoba, Argentina).

para la determinación de: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos, sulfatos, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, nitratos, fluoruros, dureza total y alcalinidad. Los análisis químicos fueron realizados por el Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

Los organismos fueron contados e identificados bajo microscopio óptico y estereoscópico hasta el menor nivel taxonómico posible, según el conocimiento de fauna acuática argentina (Domínguez y Fernández, 2009). Los datos biológicos fueron expresados como densidad bentónica (ind/m^2) y densidad derivante (ind/m^3). Se determinaron 6 grupos funcionales alimentarios (GFA): colectores de depósito, colectores filtradores, depredadores, desmenuzadores, raspadores y generalistas según Merritt y Cummins (1996, 2006), Tomanova *et al.* (2006), Vallania y Corigliano (2007), Allan y Castillo (2007) y Principe *et al.* (2010).

Análisis de datos

Para caracterizar la comunidad bentónica y su fracción derivante se calcularon densidad, riqueza taxonómica, índice de diversidad Shannon y equidad (Magurran, 1988), estos dos últimos índices utilizando el software estadístico BioDiversity Professional (Mc Aleece *et al.*, 1997). Se consideró riqueza taxonómica en lugar de específica, debido a que no todas las identificaciones se realizaron hasta el nivel de especie (Malmquist, 2000).

Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de tres vías para determinar su efecto sobre los atributos estructurales del bentos y la deriva, considerando los siguientes factores: año (2006, 2007, 2009 y 2010), sitio (A y B) y período hidrológico (aguas altas y aguas bajas). Los datos de abundancia y equidad bentónica fueron transformados mediante $\log_{10}(X+1)$ y X^2 , respectivamente, con el objetivo de cumplir

con los supuestos del ANOVA. Para el estudio de las variaciones en la abundancia de los GFA también se realizó ANOVA de tres vías y se transformaron en $\log_{10}(X+1)$, excepto los raspadores. Se consideró que hubo diferencias significativas cuando el valor p fue menor o igual a 0,05 y se analizaron de acuerdo a Steel y Torrie (1996). Luego se aplicó el test a posteriori SNK para realizar comparaciones. Los análisis de varianza se desarrollaron con INFostat Versión 2010 (Di Rienzo *et al.*, 2010).

Fue realizado un Análisis de Correspondencia (AC) para evidenciar la asociación de los GFA bentónicos con las diferentes situaciones de muestreo. Para ello los datos de abundancia fueron transformados a $\log_{10}(X+1)$. Se utilizó el programa estadístico CANOCO Versión 4.02 (ter Braak y Šmilauer, 1998; Leps y Šmilauer, 2003). Además, para analizar las diferencias entre los sitios y años estudiados en función de los GFA se realizó el Procedimiento de Permutación de Respuestas Múltiples (PPRM) utilizando el programa estadístico PC-ORD versión 5.0 (McCune y Mefford, 1999). Este método no paramétrico pone a prueba la hipótesis nula de que no hay diferencias entre dos o más grupos (McCune y Grace, 2002).

RESULTADOS

Las variables hidráulicas y físicas se presentan en la Tabla 1. Los valores medios de los parámetros hidráulicos variaron según los sitios y los años. Durante los años 2009 y 2010, en el sitio río abajo, la velocidad de corriente fue menor que en el sitio aguas arriba, mientras que el ancho húmedo fue mayor. Respecto de las variables físico-químicas registradas todos los valores fueron mayores en el sitio B para los años posteriores entre los que se destacan la conductividad, los SDT y los bicarbonatos. Los valores de las variables químicas indican que el agua es dulce y dura (Tabla 2).

Tabla 1. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las variables hidráulicas y físicas registradas en los sitios A y B correspondientes a los años previos y posteriores a la construcción de la presa en el arroyo Achiras.

	Años previos a la construcción				Años posteriores a la construcción			
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B	
	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
Velocidad de corriente (m/seg)	1,08	$\pm 0,81$	1,43	$\pm 1,86$	2,48	$\pm 2,48$	1,17	$\pm 0,39$
Profundidad (m)	0,15	$\pm 0,06$	0,17	$\pm 0,06$	0,14	$\pm 0,03$	0,17	$\pm 0,09$
Ancho húmedo (m)	3,47	$\pm 1,29$	6,08	$\pm 2,02$	3,30	$\pm 0,21$	5,30	$\pm 1,99$
Caudal (m ³ /seg)	0,35	$\pm 0,29$	2,27	$\pm 3,66$	0,94	$\pm 0,56$	0,98	$\pm 0,47$
Temperatura del agua (°C)	15,63	$\pm 6,14$	12,88	$\pm 2,53$	15,35	$\pm 4,45$	14,6	$\pm 1,94$

Tabla 2. Valores promedio (\pm desvío estándar) de las variables químicas registradas en los sitios A y B correspondientes a años previos y posteriores a la construcción de la presa en el arroyo Achiras. s/d= sin dato.

	Años previos a la construcción				Años posteriores a la construcción			
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B	
	X	DE	X	DE	X	DE	X	DE
pH	8,30	$\pm 0,54$	8,41	$\pm 0,24$	8,29	$\pm 0,39$	7,92	$\pm 0,11$
Conductividad a 20°C (μ S/cm)	256,38	$\pm 145,30$	488,44	s/d	248,68	$\pm 37,25$	624,41	$\pm 92,93$
SDT (mg/l)	179,38	$\pm 4,71$	254,00	$\pm 40,41$	184,50	$\pm 30,75$	444,75	$\pm 82,27$
Bicarbonatos (mg/l)	105,00	$\pm 6,12$	161,25	$\pm 18,76$	120,63	$\pm 24,86$	286,25	$\pm 63,13$
Sulfatos (mg/l)	18,90	$\pm 6,38$	16,90	$\pm 6,81$	22,33	$\pm 8,15$	37,78	$\pm 7,37$
Cloruros (mg/l)	8,24	$\pm 0,72$	10,00	$\pm 1,62$	6,43	$\pm 1,45$	9,30	$\pm 1,40$
Sodio (mg/l)	11,60	$\pm 1,49$	21,25	$\pm 6,41$	11,60	$\pm 1,73$	62,68	$\pm 18,13$
Potasio (mg/l)	2,29	$\pm 0,25$	5,00	$\pm 0,69$	2,73	$\pm 0,74$	5,00	$\pm 0,24$
Calcio (mg/l)	26,50	$\pm 2,74$	31,60	$\pm 6,00$	26,40	$\pm 5,10$	51,00	$\pm 4,30$
Magnesio (mg/l)	4,99	$\pm 0,96$	6,60	$\pm 0,81$	6,45	$\pm 1,21$	9,58	$\pm 1,60$
Nitrato (mg/l)	1,70	$\pm 1,01$	0,75	$\pm 0,87$	4,40	$\pm 3,61$	8,25	$\pm 5,55$
Fluoruro (mg/l)	0,45	$\pm 0,12$	0,54	$\pm 0,07$	0,60	$\pm 0,14$	0,99	$\pm 0,24$
Dureza total (meq/l)	1,74	$\pm 0,13$	2,10	$\pm 0,35$	1,85	$\pm 0,21$	3,35	$\pm 0,33$

En el bentos se identificaron 110 taxa, correspondientes a 7 phyla (Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Mollusca, Annelida y Arthropoda), mientras que en la fracción derivante 55 taxa representantes de 6 phyla (Cnidaria, Platyhelminthes, Nemertea, Nematoda, Annelida y Arthropoda). En ambos ensambles, el phylum Arthropoda fue el más numeroso y con mayor riqueza. Insecta fue la que contribuyó con más taxones, abundancia y

diversidad. En bentos Ephemeroptera presentó el mayor número de individuos y en deriva dominó Diptera, el cual registró la mayor riqueza. Baetidae y Chironomidae fueron las familias más abundantes (Tabla 3). El listado taxonómico completo se encuentra disponible en el trabajo de Gualdoni y Oberto (2012).

Los resultados de los ANOVAs respecto de la estructura del bentos se presentan en la Tabla 4. La densidad varió significa-

Tabla 3. Listado de los taxa de macroinvertebrados bentónicas y derivantes con sus densidades totales. En negrita se indican los valores más altos de cada categoría taxonómica.

Taxa	Densidad bentónica (ind/m ²)	Densidad derivante (ind/m ²)
Phylum Cnidaria	2044,44	4,45
Phylum Platyhelminthes	3213,73	0,44
Phylum Nematoda	11440,15	2,54
Phylum Nemertea	2696,43	0,39
Phylum Mollusca	15518,39	–
Phylum Annelida	83587,31	172,68
Phylum Arthropoda	1015219,83	840,26
Clase Arachnida	42836,89	70,81
Clase Malacostraca	2664,90	–
Clase Insecta	969718,04	769,45
Orden Ephemeroptera	579895,93	168,72
Familia Baetidae	314640,85	126,74
Familia Caenidae	77748,92	23,46
Familia Leptohiphidae	187506,15	18,52
Orden Odonata	8322,86	0,41
Orden Trichoptera	10115,16	46,86
Orden Coleoptera	21301,58	9,30
Orden Diptera	350082,50	532,88
Familia Simuliidae	17853,34	191,84
Familia Ceratopogonidae	1057,14	1,30
Familia Chironomidae	328493,32	336,36
Familia Empididae	2372,22	2,18
Familia Ephydriidae	306,48	–

tivamente entre los sitios mientras que la riqueza taxonómica, diversidad y equidad evidenciaron diferencias significativas entre sitios en función de los años. Según la Fig. 2, la abundancia disminuyó en el sitio B, el número de taxones registrados en los años previos a la construcción fue mayor en el sitio A, mientras que en los años posteriores a la construcción, sólo en el año 2009 fue mayor en el sitio B. La diversidad y equidad, en los años 2006 y 2009 fueron mayores en el sitio B, en tanto que en el año 2007 en el sitio A. Sin embargo en el sitio B durante el año 2010 se observaron los menores valores de diversidad.

Los valores correspondientes a los ANOVAs de la deriva se muestran en la Tabla 5. La densidad no mostró diferencias significativas para ninguno de los factores analizados en tanto que la riqueza taxonómica varió significativamente para año, sitio y período hidrológico. La diversidad exhibió diferencias significativas en los sitios de acuerdo a los años y la equidad varió significativamente en los sitios respecto de los períodos hidrológicos. En la Fig. 3, se observa que el número total de taxones registrados fue mayor durante los años 2006 y 2007, en el sitio A y durante aguas altas. Los valores de diversidad más elevados se registraron

Tabla 4. Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de año, sitio y período hidrológico sobre las variables estructurales de la comunidad bentónica en el arroyo Achiras.

Fuente de variación	gl	F	p	Fuente de variación	gl	F	p
Densidad bentónica				Diversidad			
Año	3	0,59	0,6289	Año	3	5,74	0,0029
Sitio	1	13,66	0,0008	Sitio	1	0,52	0,4744
Período hidrológico	1	1,23	0,2748	Período hidrológico	1	7,04	0,0123
Año * Sitio	3	1,36	0,2728	Año * Sitio	3	6,12	0,0021
Año * Período hidrológico	3	2,12	0,1170	Año * Período hidrológico	3	0,19	0,9029
Sitio * Período hidrológico	1	0,04	0,8523	Sitio * Período hidrológico	1	0,16	0,6903
Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,97	0,4186	Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,90	0,1495
Riqueza taxonómica				Equidad			
Año	3	21,37	<0,0001	Año	3	6,84	0,0011
Sitio	1	16,39	0,0003	Sitio	1	2,23	0,1452
Período hidrológico	1	5,35	0,0273	Período hidrológico	1	5,06	0,0315
Año * Sitio	3	7,12	0,0009	Año * Sitio	3	6,32	0,0017
Año * Período hidrológico	3	2,63	0,0673	Año * Período hidrológico	3	0,68	0,5714
Sitio * Período hidrológico	1	3,30	0,0785	Sitio * Período hidrológico	1	0,11	0,7450
Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,20	0,8986	Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,91	0,1470

F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los p significativos ($p \leq 0,05$) se indican en negrita.

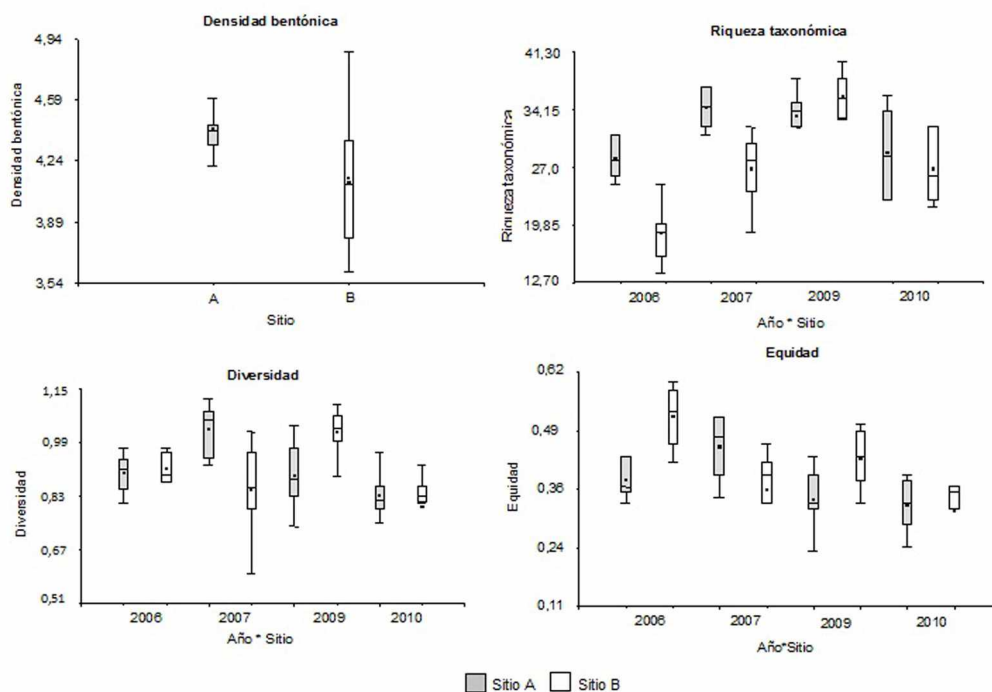


Figura 2. Diagramas de caja que muestran la variación de los atributos estructurales del bentos en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.

Tabla 5. Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de año, sitio y período hidrológico sobre las variables estructurales del ensamble derivante en el arroyo Achiras.

Fuente de variación	gl	F	<i>p</i>	Fuente de variación	gl	F	<i>p</i>
Densidad derivante				Diversidad			
Año	3	1	0,406	Año	3	30,7	<0,001
Sitio	1	1	0,325	Sitio	1	14,01	0,001
Período hidrológico	1	1,01	0,323	Período hidrológico	1	4,24	0,048
Año * Sitio	3	1	0,406	Año * Sitio	3	6,14	0,002
Año * Período hidrológico	3	1	0,407	Año * Período hidrológico	3	0,87	0,468
Sitio * Período hidrológico	1	1	0,324	Sitio * Período hidrológico	1	1,29	0,264
Año * Sitio * Período hidrológico	3	1	0,404	Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,48	0,701
Riqueza taxonómica				Equidad			
Año	3	45,78	<0,001	Año	3	2,23	0,104
Sitio	1	10,31	0,003	Sitio	1	0,38	0,541
Período hidrológico	1	18,8	0,001	Período hidrológico	1	10,54	0,003
Año * Sitio	3	1,08	0,370	Año * Sitio	3	2,14	0,114
Año * Período hidrológico	3	1,84	0,160	Año * Período hidrológico	3	2,79	0,056
Sitio * Período hidrológico	1	3,08	0,089	Sitio * Período hidrológico	1	12,63	0,001
Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,32	0,285	Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,29	0,293

F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los *p* significativos ($p \leq 0,05$) se indican en negrita.

durante el año 2006, previo a la construcción de la presa en el sitio aguas arriba, y el menor se observó en el año 2010 en el sitio B. Y la mayor equidad se registró en el sitio B durante aguas bajas.

Analizando la abundancia de los GFA, los colectores de depósito fueron los más numerosos (Tabla 6). La abundancia de los colectores de depósito varió significativamente entre sitios, registrándose el mayor valor en el sitio A. En este grupo, *Americabaetis* sp. y *Leptohyphes* sp. fueron los más abundantes con densidades máximas de

Tabla 6. Densidades totales de los GFA.

Grupo funcional alimentario	Densidad (ind/m ²)
Colectores de depósito	841491,90
Colectores filtradores	145618,00
Depredadores	112574,16
Desmenuzadores	4044,26
Raspadores	18245,32
Generalistas	11746,63

241.781,72 y 112.392,90 ind/m², respectivamente. Los colectores filtradores y raspadores mostraron diferencias significativas para el efecto conjunto año, sitio y período hidrológico. Las abundancias de los filtradores fueron mayores en el sitio A durante los años previos (en estiaje de 2006 y en aguas altas de 2007). Respecto de los años posteriores a la construcción se observó que en 2009 la abundancia fue mayor en sitio B en aguas altas y en sitio A en aguas bajas, mientras que en 2010 fue mayor en sitio A durante aguas altas y en B durante aguas bajas. Los colectores filtradores más abundantes fueron los quironómidos *Tanytarsus* sp. y *Rheotanytarsus* sp., cuyos valores más altos fueron 93.823,15 y 18.139,48 ind/m², respectivamente. Las abundancias de los raspadores fueron mayores en el sitio A durante aguas altas en los años previos a la construcción, mientras que en los años posteriores a la construcción se observó que

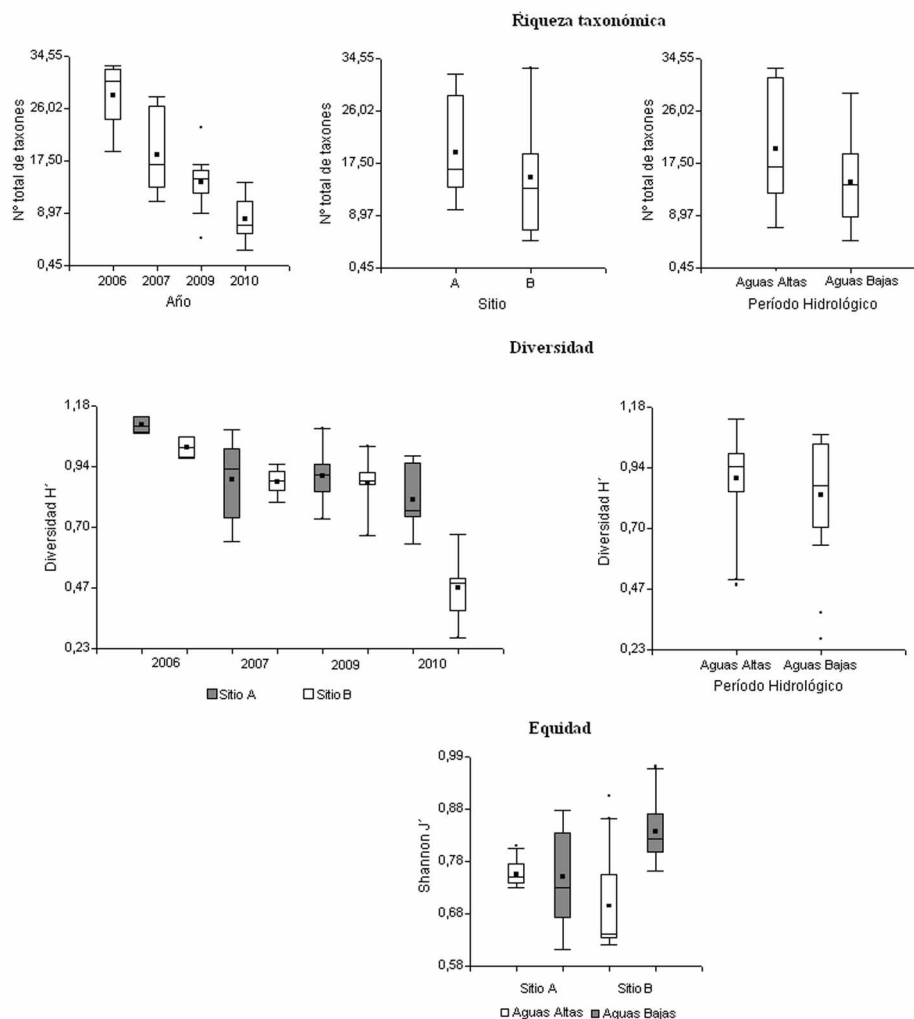


Figura 3. Diagramas de caja que muestran la variación de los atributos estructurales del ensamble derivante en el arroyo Achiras. El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar.

en 2009 la mayor abundancia correspondió al sitio B y en el 2010 para el sitio A, ambos en aguas altas. Los dominantes fueron *Camelobaetidius penai* y *Stenophysa* sp., los cuales mostraron densidades máximas de 5.834,39 y 2.611,11 ind/m², respectivamente. Los depredadores variaron significativamente en el sitio según el período hidrológico, durante el período de aguas altas la abundancia fue mayor en sitio B y en aguas bajas en sitio A. Los más numerosos fueron Acariformes y *Thienemannimyia*

sp., los cuales registraron valores máximos de 42.836,89 y 27.739,13 ind/m². Los desmenuzadores y generalistas no presentaron valores *p* significativos (Tabla 7 y Fig. 4).

En el AC de los GFA los ejes 1 y 2 presentaron autovalores de 0,087 y 0,050, respectivamente, y ambos explicaron el 83,8% de la varianza acumulada (Tabla 8). El primer eje separó las muestras principalmente en relación a los sitios, aguas arriba y aguas abajo de la presa, mientras que el segundo eje mostró una diferenciación en función

Tabla 7. Resultados de los ANOVAs de tres factores mostrando el efecto de año, sitio y período hidrológico sobre la abundancia de los GFA en el arroyo Achiras.

Fuente de variación	gl	F	p	Fuente de variación	gl	F	p
Colector de depósito				Colector filtrador			
Año	3	1,77	0,1729	Año	3	1,77	0,1733
Sitio	1	11,88	0,0016	Sitio	1	17,94	0,0002
Período hidrológico	1	2,64	0,1141	Período hidrológico	1	12,76	0,0011
Año * Sitio	3	0,52	0,6708	Año * Sitio	3	5,96	0,0024
Año * Período hidrológico	3	1,98	0,1361	Año * Período hidrológico	3	6,06	0,0022
Sitio * Período hidrológico	1	0,54	0,4698	Sitio * Período hidrológico	1	0,01	0,9425
Año * Sitio * Período hidrológico	3	0,39	0,7614	Año * Sitio * Período hidrológico	3	6,65	0,0013
Depredador				Raspador			
Año	3	6,19	0,0019	Año	3	3,10	0,0406
Sitio	1	2,58	0,1177	Sitio	1	8,50	0,0064
Período hidrológico	1	0,51	0,4803	Período hidrológico	1	9,40	0,0044
Año * Sitio	3	1,07	0,3754	Año * Sitio	3	4,03	0,0154
Año * Período hidrológico	3	0,17	0,9163	Año * Período hidrológico	3	2,35	0,0909
Sitio * Período hidrológico	1	15,94	0,0004	Sitio * Período hidrológico	1	6,53	0,0156
Año * Sitio * Período hidrológico	3	1,21	0,3202	Año * Sitio * Período hidrológico	3	3,77	0,0201

F (F de Fisher); gl (grados de libertad); y los p significativos ($p \leq 0,05$) se indican en negrita.

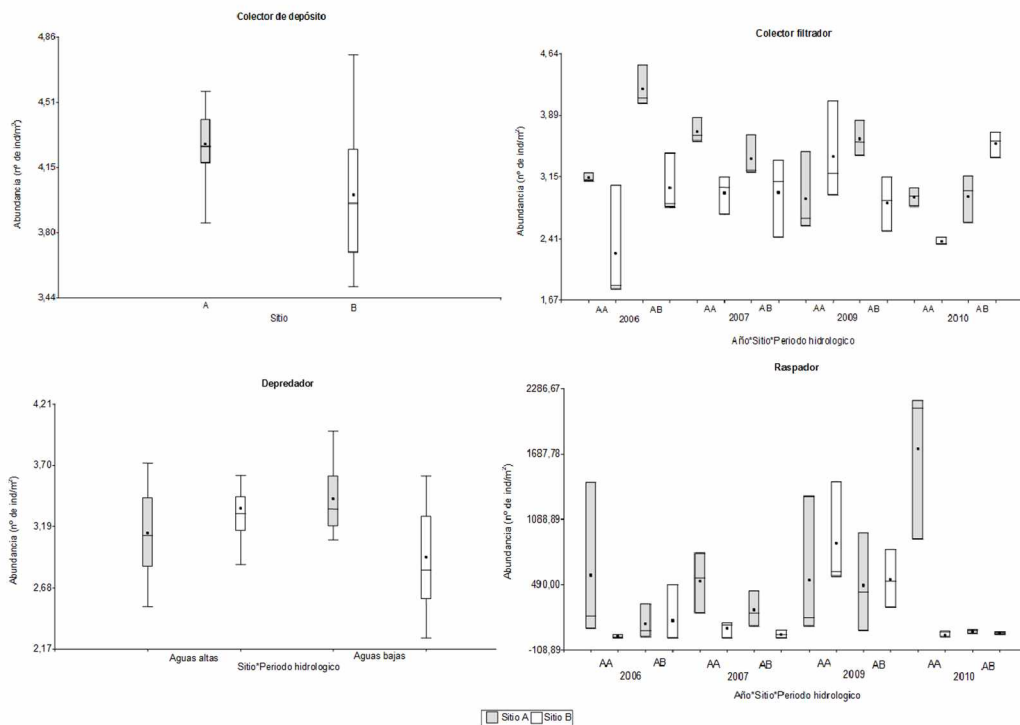


Figura 4. Diagramas de caja de la abundancia de GFA en el arroyo Achiras. Aguas altas (AA) y aguas bajas (AB). El punto indica la media, las líneas los valores mínimo y máximo y la caja el desvío estándar. El color gris indica sitio A y el color blanco el sitio B.

Tabla 8. Resultados de la ordenación mediante AC de los GFA presentes en el arroyo Achiras.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Inercia total
Autovalores	0,087	0,050	0,022	0,003	0,163
Porcentaje de varianza acumulada en los datos de los GFA	53,1	83,8	97,0	99,1	

de los años previos y posteriores a la construcción (Fig. 5). El resultado del PPRM concuerda con lo obtenido por el AC ya que indicó que los GFA son significativamente distintos entre los sitios A y B ($p=0,0006$) y entre los años 2006-2007 y 2009-2010 ($p=0,007$). A partir de dicha ordenación se evidenció una asociación de los filtradores y depredadores con muestras colectadas durante los años anteriores a la construcción

en el sitio A en aguas bajas. Los colectores de depósito y raspadores también se relacionaron con muestras del sitio A, pero pertenecientes a los años posteriores. Por otra parte, los generalistas y desmenuzadores se vincularon con las muestras del sitio B, los primeros con las muestras de los años previos y los segundos con las correspondientes a los años posteriores a la construcción de la presa.

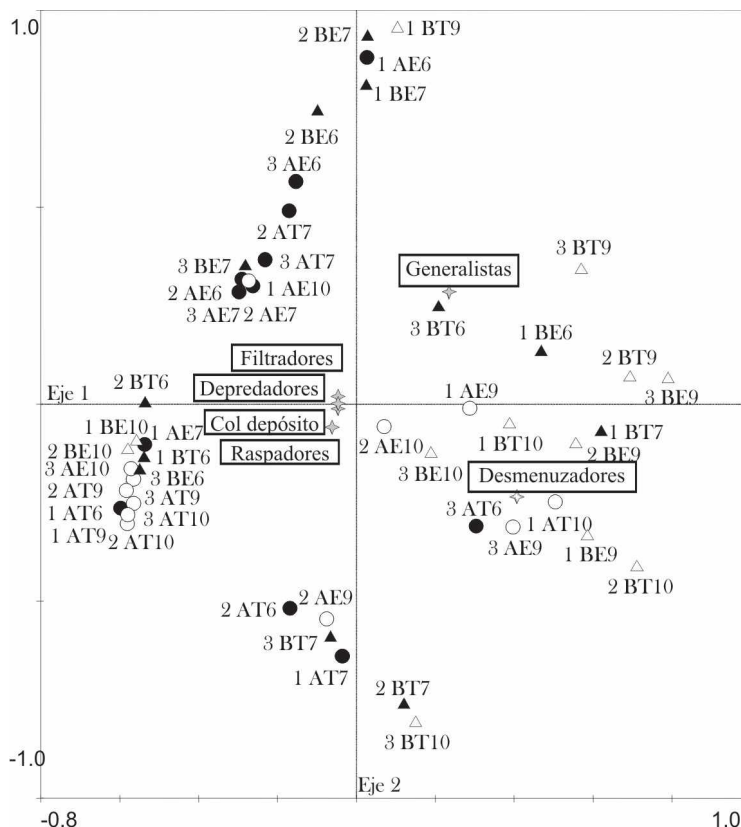


Figura 5. Ordenación mediante AC de los GFA y las 48 muestras bentónicas tomadas en el arroyo Achiras. Se observan los años 2006 y 2007 (símbolos negros, 6 y 7) y 2009 y 2010 (símbolos blancos, 9 y 10); el sitio A (círculos, A) y sitio B (triángulos, B); y el período hidrológico de aguas altas (T) y aguas bajas (E).

DISCUSIÓN

En la comunidad bentónica y en la fracción derivante del arroyo Achiras los taxones dominantes y de mayor riqueza fueron Ephemeroptera y Diptera en concordancia con Gualdoni y Oberto (2012). En otros cursos fluviales del sur de la provincia de Córdoba se han hallado resultados similares para tramos de ríton de ríos serranos (Gualdoni, 1997; Gualdoni y Oberto, 1998; Gualdoni y Corigliano, 2002; Corigliano *et al.*, 2004; Gualdoni *et al.*, 2011). La dominancia de efémeras en el arroyo Achiras, confirmaría la buena calidad del agua coincidente además con los valores de las variables químicas.

Para evaluar los cambios ecológicos causados por la regulación, resulta de gran importancia el conocimiento de la biota de los sistemas fluviales que todavía no han sido alterados, ya que esta información es la base para los estudios comparativos entre los años previos y posteriores a la construcción de presas (Armitage, 2006; Gualdoni y Oberto, 2012). Sin embargo, es escasa la bibliografía referida a los cambios que son producidos en el tiempo por una presa. En la mayoría de los estudios ecológicos referidos a los efectos de la regulación, no se dispone de información correspondiente a los años previos a la construcción de la presa. Frente a esta carencia se comparan ríos regulados con otros cursos no regulados de similares características (Munn y Brusven, 1991; Torralva *et al.*, 1996; Brandimarte *et al.*, 2005; Armitage, 2006; Principe, 2010) o tramos aguas abajo de la presa con otros localizados aguas arriba (Ogbeibu y Orihabor, 2002; Jesus *et al.*, 2004; Sharma *et al.*, 2005; Oscoz *et al.*, 2006; Bredenhand y Samways, 2009; Tonkin y Death, 2013).

En este estudio se observó una disminución en las densidades de los macroinvertebrados bentónicos aguas abajo de la presa, lo que podría atribuirse a las diferencias

paisajísticas y uso de la tierra de los dos sitios de muestreo. El sitio A se corresponde a un área serrana con características prístinas mientras que el sitio B a una zona agrícola-ganadera (Gualdoni y Oberto, 2012). Por lo tanto, esta disminución no podría ser explicada por la presencia de la presa, ya que no hubo diferencias significativas entre los años previos y posteriores a la construcción. Respecto a deriva no se observaron diferencias significativas para el factor densidad.

Los resultados de la riqueza taxonómica del bentos señalaron que la misma fue menor durante el año 2010 en el sitio B. Los antecedentes referidos a regulación por grandes represas, indican una reducción de la riqueza aguas abajo, debido a la eliminación de especies sensibles que responden a cambios ecológicos en el hábitat (Ward, 1992; Jesus *et al.*, 2004; Allan y Castillo, 2007). También se ha observado que la disminución de la variabilidad estacional del caudal natural (Poff *et al.*, 2007), de la temperatura del agua y la homogeneización del sustrato aguas abajo de las presas (Ward y Stanford 1979; Ward, 1984) conducen a una disminución de la riqueza. Si bien el presente estudio corresponde a la regulación de un curso fluvial por una presa de mediana envergadura, los resultados obtenidos coinciden con lo esperado y señalado para estudios referidos al funcionamiento de grandes represas. Sin embargo, en el año 2009 la mayor riqueza observada en el sitio aguas abajo, se podría atribuir a una mayor acumulación de materia orgánica sobre el sustrato asociada a una menor velocidad de corriente. Estas condiciones propiciarían el establecimiento de mayor número de taxones en las primeras etapas de ajuste de la comunidad bentónica en estado de transición. Resultados similares fueron encontrados por otros autores quienes investigaron el efecto de la regulación en la región Neotropical (Brandimarte *et al.*, 2005). En

cuanto al ensamble derivante, la riqueza taxonómica exhibió patrones similares al bentos, es decir que disminuyó en el sitio B en los años posteriores a la construcción. Por lo tanto, en coincidencia con otros autores (Corigliano *et al.*, 1998; Svendsen *et al.*, 2004), la información que brindan los estudios ecológicos del bentos fluvial son complementados por los que aportan los de deriva.

Los menores valores de diversidad observados en el sitio B durante el año 2010, tanto en bentos como en deriva, podrían ser explicados por la homogeneización del sustrato debido a un aumento en la cantidad de sedimentos. Esto produce una disminución en la disponibilidad de los hábitats para la fauna de macroinvertebrados (Torralva *et al.*, 1996; De Castro y Melo, 2008). En el arroyo Achiras, la mayor equidad bentónica en el sitio río abajo (año 2009) coincide con lo postulado por Armitage (1978) y Armitage y Blackburn (1990), quienes señalan que en ríos regulados por grandes presas las condiciones del hábitat determinadas por las fluctuaciones del flujo se vuelven más estables, y esto resulta en condiciones ambientales adecuadas para pocos taxones que alcanzarían altas densidades. Si bien la presa es de mediana envergadura, los resultados coinciden con los autores citados. Respecto de la fracción derivante, la equidad reflejó la misma situación que el bentos, fue mayor en el sitio río abajo durante el estiaje.

Respecto de los GFA en el arroyo Achiras, el dominante fue colectores de depósito seguido por colectores filtradores y depredadores. Las abundancias de los colectores de depósito se diferenciaron significativamente entre sitios, siendo menor en el sitio aguas abajo de la presa. Resultados similares fueron presentados por Vallania y Corigliano (2007), quienes señalaron que no hubo diferencias en la abundancia de colectores de depósito entre las etapas pre y post

construcción sino que su abundancia varió entre sitios. Esta situación estaría relacionada con las diferencias naturales y con el uso del suelo entre los sitios muestreados. Por lo tanto, los resultados obtenidos en el presente estudio no reflejarían los efectos de la regulación.

Respecto del período posterior a la construcción, la mayor abundancia de los colectores filtradores se registró en el sitio B durante el año 2010 en aguas bajas. En otros estudios realizados en ríos regulados de Córdoba y San Luis (Corigliano, 1994; Vallania y Corigliano, 2006), también determinaron diferencias entre los sitios, ya que este grupo funcional aumentó en tramos posteriores al embalse. Esto podría deberse a la descarga de partículas orgánicas finas y algas planctónicas, principal recurso alimenticio de los colectores filtradores (Stanford y Ward, 1981; Ward y Stanford, 1995). En un río regulado se altera el transporte de las partículas ocasionando una distribución diferente del sustrato y de la materia orgánica (Hart y Finelli, 1999). Aguas abajo predomina el transporte de detritus particulado fino (Vallania y Corigliano, 2007). En coincidencia con estos autores, la mayor abundancia de los filtradores en el río Achiras, podría deberse tanto a las disminuciones en los valores de velocidad de corriente registrados en el sitio aguas abajo de la presa como al mayor suministro de partículas orgánicas finas.

El grupo de los raspadores exhibió el mayor número de individuos en el sitio A para el año 2010 durante aguas altas. Vallania y Corigliano (2007), determinaron en un curso fluvial de San Luis que las densidades de raspadores aumentaron en el sitio regulado. En el arroyo Achiras, los resultados obtenidos para este grupo funcional no estuvieron en concordancia con los resultados atribuidos al represamiento señalados por los citados autores.

El represamiento produce importantes cambios aguas abajo de la presa que se evidencian muchos años después de su construcción (Ward y Stanford, 1979). Los efectos de las presas en un curso fluvial dependen del tamaño, propósito para el cual fueron construidas, período de tiempo desde que comenzó la regulación, y distancia a la que se encuentran los sitios estudiados respecto de la obra hidráulica. Los conocimientos sobre estos efectos ecológicos son abundantes, pero la mayoría se refieren a grandes presas (Armitage, 1978; García de Jalón *et al.*, 1994; Adler, 2006; Dölling, 2010). Las consecuencias que producen las grandes represas son muy diferentes comparadas con las ocasionadas por las de pequeña o mediana envergadura, ya que éstas solo afectan de manera moderada (Principe, 2010). El tiempo transcurrido a partir de la instauración de la presa es otro de los factores importantes de la regulación de los ríos, hay pocos cambios inmediatos ya que la mayoría ocurren más lentamente (Vallania y Corigliano, 2007). El modelo de Petts (1987) plantea que estos sistemas atraviesan etapas de transición y de reajuste durante las cuales los cambios físicos y biológicos serán estados temporales. Son necesarios períodos más prolongados en el tiempo para evaluar los cambios entre un estado de equilibrio natural y otro nuevo ajustado a las condiciones de regulación. Además, la regulación no sólo afecta a los tramos fluviales situados inmediatamente al pie de la presa sino también a tramos más distantes de la barrera. Es por esto que, se deberían planificar estudios con más estaciones aguas arriba y aguas abajo del embalse para evaluar el alcance y la duración de los cambios ecológicos en el sistema fluvial.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado gracias a los subsidios de la Secretaría de Ciencia

y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Agradecemos a la profesora Graciela Raffaini, a las Dras. Romina E. Principe y Maricel Boccolini por su contribución en el desarrollo de la lista de especies y a los Licenciados, Patricio Ffrench, Javier Márquez y Juan Pablo Zannotto por su colaboración en los trabajos de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Adler, F.J. 2006. Los Embalses y los Recursos Hídricos Superficiales. CET. Revista de la Facultad de Ciencias Exactas y Tecnología de la Universidad Nacional de Tucumán, 27: 12 pp.
- Allan, J.D. y M.M. Castillo. 2007. Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer, Dordrecht, 436 pp.
- Ambers, R.K.R. 2007. Effects of a small, century-old dam on a second order stream in the Virginia Piedmont. *Southeastern Geographer*, 47: 181-201.
- Anderson, C.B. y A.D. Rosemond. 2007. Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia*, 154: 141-153.
- Andrade, J. y A. Machado-Allison. 2008. Impacto del control de los ríos. *Boletín Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales*, 69: 31-50.
- Armitage, P.D. 1978. Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in tees below Cow Green reservoir and in the unregulated tributary Maize Beck, in the first five years after impoundment. *Hydrobiologia*, 58:145-156.
- Armitage, P.D. 2006. Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream Cow Green thirty years on. *River Research and Applications*, 22: 947-966.

- Armitage, P.D. y J.H. Blackburn. 1990. Environmental stability and communities of Chironomidae (Diptera) in a regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5: 319-328.
- Barbero, M.D., A.M. Oberto y C.M. Gualdoni. 2013. Spatial and temporal patterns of macroinvertebrates in drift and on substrate of a mountain stream (Córdoba, Central Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25: 375-386.
- Brandimarte, A.L., M. Anaya y G.Y. Shimizu. 2005. Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17: 27-36.
- Bredenhand, E. y M.J. Samways. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 13: 297-307.
- Caviglia, M.L. 2002. Hidrología ambiental: Relación entre geología-calidad del agua superficial/subterránea y grado de antropización de la cuenca del arroyo Achiras-del Gato, Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. 139 pp.
- Corigliano, M.C. 1994. El efecto de los embalses sobre la fauna planctónica y bentónica del río Ctalamochita (Tercero), (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 14: 23-38.
- Corigliano, M.C., C.M. Gualdoni, A.M. Oberto y G.B. Raffaini. 1998. Atributos estructurales de la deriva de invertebrados en el río Chocancharava, Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 8: 5-12.
- Corigliano, M.C., C.M. Gualdoni y B. Bosch. 2004. Atributos estructurales de ensambles de macroinvertebrados en arroyos de la Pedanía San Bartolomé (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 24: 57-69.
- Cortes, R.M.V., M.T. Ferreira, S. Varandas y F. Godinho. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.
- De Castro, M. y A.S. Melo. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 610: 321-329.
- Degiovanni, S. 2005. Análisis de problemas geoambientales vinculados a los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato. Características climáticas, geológico-geomorfológicas y de ocupación territorial. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba: 181-189.
- Degiovanni, S., M. Blarasin y L. Caviglia. 2005. Análisis de problemas geoambientales vinculados a los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Achiras-del Gato. Análisis de la dinámica, composición química e interrelaciones entre el agua superficial y subterránea. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba: 191-201.
- Dessaix, J., J.F. Fruget, J.M. Olivier y J.L. Beffy. 1995. Changes of the macroinvertebrate communities in the

- dammed and by-passed sections of the french upper Rhône after regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10: 265-279.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. 2010. InfoStat, software estadístico, versión 2010. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Córdoba.
- Doffo, N., S. Degiovanni y D. Origlia. 2005. Análisis de las causas y procesos involucrados en el deterioro de las obras hidráulicas situadas en la cuenca media de los arroyos del Gato y Las Lajas, Córdoba. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Revista Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba: 223-233.
- Dolédec, S., J. Dessaix y H. Tachet. 1996. Changes within the Upper Rhône River macrobenthic communities after the completion of three hydroelectric schemes: anthropogenic effects or natural change? *Hydrobiologia*, 136: 19-40.
- Dölling, O.R. 2010. Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios. Buenos Aires, 90 pp.
- Domínguez, E. y H.R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, 656 pp.
- Duffrench, P.W. 2011. Relaciones longitud corporal-biomasa en el bentos de un arroyo serrano. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Río Cuarto. Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales. 75 pp.
- Fruget, J.F. 1991. The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 241-255.
- García de Jalón, D., P. Sanchez, y J.A. Camargo. 1994. Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9: 253-261.
- García de Jalón, D., R. Sánchez Navarro y J. Serrano. 2007. Alteración de los regímenes de caudales de los ríos. Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, 66 pp.
- Gualdoni, C.M. 1997. Caracterización de las comunidades bentónicas y su fracción derivante en la cuenca del río Chocancharava (Córdoba, Argentina). *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 17: 37-47.
- Gualdoni, C.M. y A.M. Oberto. 1998. Biological quality assessment in lotic environments of río Carcarañá (Córdoba, Argentina). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 1219-1222.
- Gualdoni, C.M. y A.M. Oberto. 2012. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Iheringia*, 102: 177-186.
- Gualdoni, C.M. y M.C. Corigliano. 2002. Distribución del bentos y la deriva de macroinvertebrados en tramos fluviales con diferentes condiciones de estrés ambiental. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 1-13.
- Gualdoni, C.M., C.A. Duarte y E.A. Medeot. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 21: 149-162.

- Hart, D.D. y C.M. Finelli. 1999. Physical-Biological Coupling in Streams: The Pervasive Effect of Flow on Benthic Organisms. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 363-395.
- Hart, D.D., T.E. Johnson, K.L. Bushaw-Newton, R.J. Horwitz, A.T. Bednarek, D.F. Charles, D.A. Kreeger y D.J. Velinsky. 2002. Dam removal: Challenges and opportunities for ecological research and river restoration. *BioScience*, 52: 669-681.
- Jesus, T., N. Formigo, P. Santos y G.R. Tavares. 2004. Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of the benthic macroinvertebrate communities of the Ardena river. *Limnetica*, 23: 241-256.
- Leps, J. y P. Šmilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, 269 pp.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Malmquist, H.L., T. Antonsson, G. Gudbergsson, S. Skulason y S.S. Snorrason. 2000. Biodiversity of macroinvertebrates on rocky substrate in the surf zone of Iceland lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 27: 121-127.
- McAleece, N., P.J.D. Lambshead, G.L.J. Paterson y J.D. Gage. 1997. *BioDiversity Professional versión 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. London.
- McCully, P. 1996. *Silenced Rivers. The Ecology and Politics of Large Dams*. Zed Books, London, 359 pp.
- McCune, B. y M.J. Mefford. 1999. *Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.0*. MjM Software, Gleneden Beach.
- McCune, B. y J.B. Grace. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software, Oregon.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3° Edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, USA, 862 pp.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins. 2006. Trophic relationship of macroinvertebrates. En: Hauer, F.R. y G.A. Lamberti (Eds.) *Methods in Stream Ecology*. 2° Edition, Academic Press, San Diego: 585-601.
- Munn, M.D. y M.A. Brusven. 1991. Benthic macroinvertebrate communities in non regulated and regulated waters of the Clearwater river, Idaho, U.S.A. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6: 1-11.
- Newcomb, T.J., K.M., Hanna y M.R. Anderson. 2001. Macroinvertebrate forage in the smith river tailwater: feast or famine? *Proc. Annu. Conf. Southeast. Association of Fish & Wildlife Agencies*, 55: 116-125.
- Ogbeibu, A.E. y B.J. Oribhabor. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research*, 36: 2427-2436.
- Oscoz, J., F. Campos y M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25: 683-692.
- Petts, G.E. 1987. Time-scales for ecological change in regulated rivers. En: J. F. Craig y J. B. Kemper (Eds.) *Regulated Streams. Advances in Ecology*. Plenum, New York, 257-266.
- Poff, N.L., J.D. Olden, D. Merritt y D. Pepin. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 104: 5732-5737.

- Principe, R.E. 2010. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). *Annales de Limnologie International Journal of Limnology*, 46: 77-91.
- Principe, R.E., C.M. Gualdoni, A.M. Oberto, G.B. Raffaini y M.C. Corigliano. 2010. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 20: 257-268.
- Rolauffs, P., D. Hering y S. Lohse. 2001. Composition, invertebrate community and productivity of a beaver dam in comparison to other stream habitat types. *Hydrobiologia*, 459: 201-212.
- Sharma, C.M., S. Sharma, R. Borgstrom y I. Bryceson. 2005. Impacts of a small dam on macroinvertebrates: A case study in the Tinau River, Nepal. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 8: 267-275.
- Skalak, K., J. Pizzuto y D.D. Hart. 2009. Influence of small dams on downstream channel characteristics in Pennsylvania and Maryland: implications for the long-term geomorphic effects of dam removal. *Journal of the American Water Resources Association*, 45: 97-109.
- Stanford, J.A. y J.V. Ward. 1981. Preliminary interpretation of the distribution of Hydropsychidae in a regulated stream. En: Moretti, G.P. (Ed.) *Proc. 3rd. Int. Symp. on Trichoptera. Serie Entomologica*.
- Steel, R.G.D. y J.H. Torrie. 1996. *Bioestadística: principios y procedimientos*. McGraw-Hill, Mexico D.F., 622 pp.
- Svendsen, C.R., T. Quinn y D. Kolbe. 2004. Review of macroinvertebrate drift in lotic ecosystems. Wildlife Research Program, Environmental and Safety Division, Seattle, 92 pp.
- ter Braak, C.J.F. y P. Šmilauer. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (versión 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York, 352 pp.
- Tomanova, S., E. Goitia y J. Helesic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556: 251-264.
- Tonkin, J.D. y R.G. Death. 2013. Macroinvertebrate drift-benthos trends in a regulated river. *Fundamental and Applied Limnology*, 182: 231-245.
- Torralva, M.M., F.J. Oliva, N.A. Ubero-Pascal, J. Malo y M.A. Puig. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el Río Segura (S.E. España). *Limnética*, 11: 49-56.
- Tszydel, M., M. Grzybkowska y A. Kruk. 2009. Influence of a dam removal in trichopteran assemblages in the lowland Drzewicza River, Poland. *Hydrobiologia*, 630: 75-79.
- Vallania, A.E. y M.C. Corigliano. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the Grande River (San Luis, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 124: 201-209.
- Ward, J.V. 1982. Ecological aspects of stream regulation: responses in downstream lotic reaches. *Water Pollution and Management Reviews*, 2: 1-26.
- Ward, J.V. 1984. Stream regulation of the upper Colorado river: channel configuration and thermal heterogeneity. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 22: 1862-1866.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic insect ecology. Biology and habitat*. Willey and Sons, New York. 438 pp.

- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. En: J. V. Ward y J. A. Stanford (Eds.) *The ecology of regulated streams*. Plenum Publishing Corporation, New York: 35-55.
- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1983a. The intermediate-disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. En: Fontaine, T.D. y S.M. Bartell (Eds.) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan: 347-356.
- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1983b. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. En: Fontaine, T.D. y S.M. Bartell (Eds.) *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan: 29-42.
- Ward, J.V. y J.A. Stanford. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 105-119.

BIODIVERSIDAD FITOPLANCTÓNICA EN TRES LAGUNAS SOMERAS DE LA PROVINCIA LA PAMPA, ARGENTINA

G. BAZÁN, D. ALMEYDA, L. OLIVERA & B. ORIANI

Facultad de Cs. E. y Nat. (UNLPam), Uruguay 151- Santa Rosa, La Pampa
e-mail: gibazan@cpenet.com.ar

ABSTRACT. The shallow lake system, Luan Lauquen of semi-permanent regime, it's located in the eastern physiographic region, biogeographical Chaco domain, in La Pampa province. The aim of this contribution is to amplify the knowledge of the composition and distribution of algal species in the Pichi Luan, Ea. Ansin and Lonco-Che shallow lakes. The samples were collected in spring season 2010 and autumn 2011. The biological samples collected were set in formaldehyde at 4%. A total of 99 taxa were identified for the three shallow lakes of which 52% were *Chlorophyta*, 11 % *Charophyta*, 18% *Cyanobacteria*, 8% *Ochrophyta* and 11% remaining *Euglenozoa*. In autumn the algae species richness in the three shallow lakes, was higher in relation to the spring, where *Chlorophyta* of the *Chlorococcales* Order was found widely represented, corresponding the maximum number of species to the Pichi Luan shallow lake. In autumn for Lonco-Che, the *Cyanobacteria* species richness is stands out, while for the same date the *Euglenozoa* prevails in the Pichi Luan. The diatom species are equally distributed in spring at all sampling sites. *Oscillatoria subbrevis*, *Pediastrum boryanum* var. *boryanum*, *Scenedesmus bijuga* and *Cyclotella meneghiniana* taxa, were common in the three shallow lakes. The highest similarity $S=37\%$, according to Bray Curtis, was in spring between Pichi Luan and Lonco-Che shallow lakes.

Key words: phytoplankton; pampean shallow lakes; phycoflora.

Palabras clave: fitoplancton; lagunas pampeanas; ficoflora.

INTRODUCCIÓN

La provincia de La Pampa, ubicada en el sudoeste de la región de las grandes llanuras se caracteriza por el predominio de condiciones de aridez y semiaridez crecientes hacia el oeste, siguiendo un gradiente de precipitaciones anuales que va desde 700 mm al noreste hasta 300 mm al oeste (Roberto *et al.*, 1994).

Los humedales pampeanos del nordeste se asientan sobre suelos con un alto potencial productivo y en condiciones naturales, manifiestan alta diversidad biológica dominada, en un grado variable, por el fitoplancton (Álvarez y Bazán, 1994, Bazán *et al.*, 2003; Bazán, 2010). Las comunidades de algas y en particular las poblaciones *Cyanobacteria*, *Chlorophyta*, *Charophyta*

y *Ochrophyta* ocupan un amplio rango de hábitat (Novoa *et al.*, 2005; Álvarez *et al.*, 2010). Los factores naturales que caracterizan e integran la unidad del lugar inducen a investigar el grado de localización y fidelidad de los organismos respecto a las condiciones del medio en el que se encuentran (Álvarez *et al.*, 2004).

El sistema de lagunas Luan Lauquen, de régimen semipermanente está ubicado en la región este de la provincia de La Pampa, dominio biogeográfico chaqueño, provincia pampeana y se caracteriza por presentar cuencos poco profundos, de reducida extensión, rodeados por cultivos y que evolucionan a procesos de extinción (Medus *et al.*, 1982; Bazán *et al.*, 1996 y Álvarez *et al.* 2000).

El objetivo de la presente contribución es ampliar el conocimiento de la composición y distribución de las especies algales en las lagunas Pichi Luan, Ea. Ansín y Lonco-Che, pertenecientes al sistema lenítico Luan Lauquen, durante la primavera de 2010 y otoño de 2011.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sistema de lagunas Luan Lauquen, ubicado al este de la provincia de La Pampa, está delimitado por las coordenadas geográficas 36° 14' a 36° 20' S y 64° 18' a 64° 25' W, con una altitud de 132 a 158 msnm (Fig. 1).

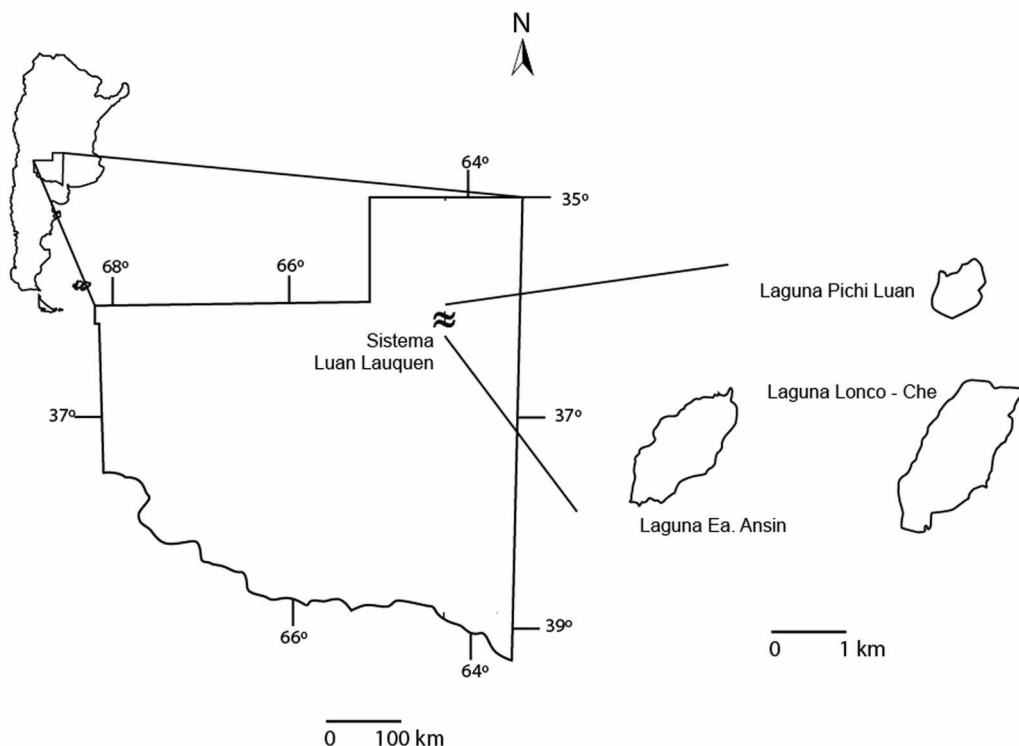


Figura 1. Ubicación de las lagunas Pichi Luan, Lonco-Che y Ea. Ansin (Sistema lenítico Luan Lauquen) en la Provincia de La Pampa.

Se estudiaron un total de 18 muestras recolectadas por arrastre manual, con red de plancton de 25 µm de luz de malla, en las lagunas Pichi Luan, Lonco-Che y Ea. Ansín durante la primavera de 2010 y otoño de 2011. En cada cuenco se coleccionaron 3 muestras cualitativas por estación anual. Se fijaron en formol al 4% y están depositadas en el Herbario SRFA Legado Alvarez-Bazán. La observación e identificación de los ejemplares se llevo a cabo con microscopio óptico Kyowa Medilux

12, provisto de cámara clara Abbe y ocular micrométrico.

Las variables fisico-químicas obtenidas *in situ* fueron pH (Hanna HI 9635), conductividad (ORION modelo 250 A), temperatura del agua y del aire (termómetro de mercurio), profundidad, transparencia del agua (disco de Secchi de 22 cm de diámetro) y OD (oxímetro Lutron OD 5510). En laboratorio, se evaluó residuo seco.

Para la identificación taxonómica se consultaron las floras estándar de Hustedt

(1930), Geitler (1932), Desikachary (1959); Starmach (1966), Patrick y Reimer (1966, 1975); Komárek y Fott (1983); Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991); Tell y Conforti (1986); Komárek y Anagnostidis (1999; 2005), así como trabajos específicos de autores varios.

Para determinar el grado de similitud entre las lagunas se aplicó el Índice de Bray-Curtis, utilizando el programa BioDiversity Profesional (1997).

RESULTADOS

Los resultados de las variables físico-químicas (pH, temperatura del agua y del aire, conductividad, OD, profundidad, turbidez y residuo seco) en cada fecha de muestreo para cada laguna, se muestran en

la Tabla 1. Los valores de temperatura del agua y del aire obtenidos en las tres lagunas estudiadas, fluctuaron en coincidencia con las variaciones estacionales, obteniéndose los mayores registros en primavera de 2010 y los menores en otoño de 2011. Del mismo modo, las concentraciones de oxígeno registradas presentaron cambios relacionados directamente con la temperatura del cuenco de agua y la turbidez. La mayor concentración de OD se registró en otoño, para la laguna Pichi Luan con 11,5 mg/l O₂, seguidos por Lonco-Che con 11,2 mg/l O₂ y Ea. Ansín 11,0 mg/l O₂. La mayor transparencia del agua, medida con el disco de Secchi, fue registrada para otoño en Ea. Ansín alcanzando los 18 cm, Pichi Luan 15 cm y Lonco-Che 10 cm.

Tabla 1. Parámetros ambientales registrados en primavera de 2010 y otoño de 2011 para las lagunas: Ea. Ansín, Pichi Luan y Lonco-Che del sistema Luan Lauquen (Pcia. de La Pampa).

Parámetros Ambientales	Ea. Ansín Prim.	Ea. Ansín Otoño	Pichi-Luan Prim.	Pichi-Luan Otoño	Lonco-Che Prim.	Lonco-Che Otoño
pH	7,22	9,57	7,50	9,34	7,87	9,8
T° aire (°C)	32	23	31	12	33	12
T° agua (°C)	33	17	30	13	32	13,3
Conductividad (µS/cm)	718	459	352	266	618	1122
OD (mg/l O ₂)	7,29	11	7,68	11,5	7,46	11,2
Profundidad (cm)	3	19	15	15	10	15
Prof. Secchi (cm)	3	18	15	15	8	10
Residuo Seco (ppm)	503	412	247	320	434	349

La laguna Lonco-Che se caracterizó por su amplia variación en la conductividad, con valores de 1122 µS/cm en otoño y 618 µS/cm en primavera. En la laguna Ea. Ansín la conductividad fue de 459 µS/cm en primavera y 718 µS/cm en otoño y en la Pichi Luan fue de 352 µS/cm y 266 µS/cm para primavera y otoño respectivamente.

Las tres lagunas investigadas presentaron un comportamiento diferente en la composición algal para las fechas de muestreo. La estructura básica en las comunidades

fitoplanctónicas para las lagunas del sistema, se caracteriza por el mayor aporte de Clorofitas por sobre el resto de los grupos algales (Fig. 2). Las taxa registradas en primavera de 2010 y otoño de 2011 en las lagunas del sistema Luan Lauquen: Ea. Ansín, Pichi Luan y Lonco-Che, se presentan en la Tabla 2.

En primavera de 2010 se registra una riqueza específica de 15 taxa en Ea. Ansín, 23 en Pichi Luan y 29 en Lonco-Che. Para otoño de 2011 se observan: 18 especies

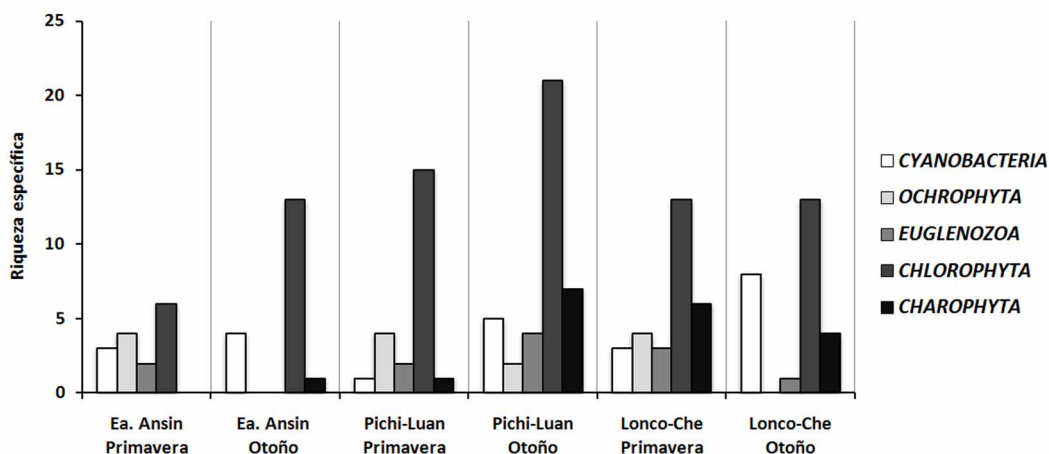


Figura 2. Distribución del número de especies por divisiones algales presentes en las lagunas Ea. Ansín, Pichi Luan y Lonco-Che durante primavera de 2010 y otoño de 2011.

Tabla 2. Taxa registradas en primavera de 2010 y otoño de 2011 para las lagunas del sistema Luan Lauquen: Ea. Ansín, Pichi Luan y Lonco-Che (Pcia. de La Pampa).

TAXA	Ea. Ansín Prim.	Ea. Ansín Otoño	Pichi Luan Prim.	Pichi Luan Otoño	Lonco-Che Prim.	Lonco-Che Otoño
CYANOBACTERIA						
<i>Anabaena sphaerica</i>	X	X				
<i>Anabaena spiroides</i>						X
<i>Anabaena sp.</i>		X		X		
<i>Anabaenopsis arnoldii</i>						X
<i>Calothrix sp.</i>				X		
<i>Chroococcus sp.</i>					X	
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>						X
<i>Merismopedia punctata</i>						X
<i>Merismopedia tenuissima</i>			X		X	
<i>Microcystis pulvereae</i>	X	X				
<i>Microcystis sp.</i>						X
<i>Nostoc sp.</i>				X		
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i>					X	
<i>Oscillatoria simplissima</i>						X
<i>Oscillatoria subbrevis</i>		X		X		X
<i>Oscillatoria sp.</i>				X		
<i>Spirulina major</i>	X					
<i>Spirulina subsalsa</i>						X
CHLOROPHYTA						
<i>Actinastrum hantzshii</i>		X			X	X
<i>Actinastrum hantzshii var. fluvatile</i>						X
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>		X				
<i>Closteriopsis acicularis</i>				X		
<i>Chodatella subsalsa</i>			X			
<i>Coelastrum astroideum</i>			X			
<i>Coelastrum microporum var. microporum</i>		X				
<i>Crucigenia irregularis</i>						X

TAXA	Ea. Ansin Prim.	Ea. Ansin Otoño	Pichi Luan Prim.	Pichi Luan Otoño	Lonco-Che Prim.	Lonco-Che Otoño
<i>Crucigenia fenestrata</i>			X			
<i>Crucigeniella rectangularis</i>			X			
<i>Crucigenia tretapedia</i>			X		X	X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>						X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		X			X	X
<i>Golenkinia paucispina</i>						X
<i>Golenkiniopsis párvula</i>				X		X
<i>Kirchneriella contorta</i>			X	X	X	
<i>Kirchneriella diana var. diana</i>		X				X
<i>Kirchneriella diana var. major</i>		X				
<i>Kirchneriella subsolitaria</i>			X			
<i>Monoraphidium arcuatum</i>		X				
<i>Monoraphidium sp.</i>				X		
<i>Oedogonium sp.</i>				X		
<i>Oocystis lacustris</i>					X	
<i>Oocystis solitaria</i>	X					
<i>Oocystis pusilla</i>		X		X		
<i>Pediastrum angulosum</i>		X		X		
<i>Pediastrum boryanum var. boryanum</i>	X	X		X		X
<i>Pediastrum duplex</i>		X		X		
<i>Pediastrum duplex var. gracillimm</i>			X			
<i>Pediastrum tetras</i>			X	X	X	
<i>Pediastrum tetras var. tetraodon</i>				X		
<i>Pteromonas angulosa</i>				X	X	
<i>Pteromonas triguistra</i>				X		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	X				X	
<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>					X	
<i>Scenedesmus apiculatus</i>			X			
<i>Scenedesmus arcuatus</i>			X	X		
<i>Scenedesmus arcuatus var. capitatus</i>		X				X
<i>Scenedesmus biccaudatus</i>				X		
<i>Scenedesmus bijuga</i>	X	X		X		
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		X		X		X
<i>Scenedesmus disciformis</i>			X		X	
<i>Scenedesmus ecornis</i>				X		
<i>Scenedesmus opoliensis</i>			X			
<i>Scenedesmus peccensis</i>			X			
<i>Scenedesmus quadricauda</i>				X		X
<i>Scenedesmus quadricauda var. longispina</i>				X		X
<i>Schroederia setigera</i>					X	X
<i>Stigeoclonium lubricum</i>	X					
<i>Stigeoclonium tenue</i>	X				X	
<i>Tetraedron caudatum var. longispinum</i>					X	
<i>Tetraedron minimum</i>			X			
<i>Tetraedron muticum</i>					X	
<i>Tetrastrum glabrum</i>				X		
<i>Treubaria euryacantha</i>				X		
CHAROPHYTA						
<i>Closterium acerosum</i>				X		
<i>Closterium diana</i>				X	X	

TAXA	Ea. Ansin Prim.	Ea. Ansin Otoño	Pichi Luan Prim.	Pichi Luan Otoño	Lonco-Che Prim.	Lonco-Che Otoño
<i>Closterium parvulum</i>				X		X
<i>Closterium venus</i>				X	X	X
<i>Cosmarium angulosum</i>				X	X	
<i>Cosmarium biretum</i>				X	X	
<i>Cosmarium botritis</i>			X			
<i>Staurastrum muticum</i>					X	
OCHROPHYTA						
<i>Aulacoseira granulata</i>	X					
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	X		X		X	
<i>Gomphonema olivaceum</i>					X	
<i>Gomphonema parvulum</i>				X		
<i>Nitzschia acicularis</i>	X		X			
<i>Nitzschia palea</i>			X		X	
<i>Synedra ulna</i>			X	X	X	
<i>Synedra sp.</i>	X					
EUGLENOZOA						
<i>Euglena brevicaudata</i>	X					
<i>Euglena viridis</i>				X		
<i>Phacus gregussi</i>				X		
<i>Phacus longicauda</i>				X		
<i>Phacus onyx</i>					X	
<i>Phacus pleuronectes</i>				X		X
<i>Trachelomonas hispida</i>			X		X	
<i>Trachelomonas robusta</i>			X			
<i>Trachelomonas verrucosa</i> var. <i>sparseornata</i>	X					
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>punctata</i>					X	

Bray-Curtis Cluster Analysis (Single Link)

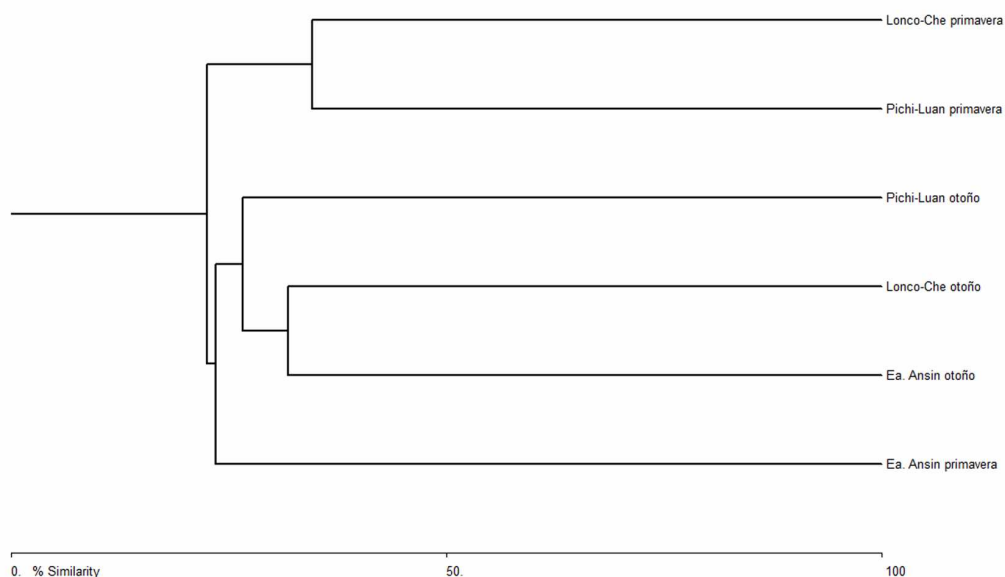


Figura 3. Análisis de agrupamiento indicando grado de similitud de la ficoflora en las lagunas Ea. Ansin, Pichi Luan y Lonco-Che en primavera 2010 y otoño 2011.

para Ea. Ansín, 40 en Pichi Luan y 26 en Lonco-Che. Realizado el análisis de agrupamiento de Bray-Curtis, la mayor similitud $S=34,61\%$, está dada en primavera 2010 entre las lagunas Pichi Luan y Lonco-Che; seguida en otoño de 2011 con $S= 31,81\%$ para las lagunas Ea. Ansín y Lonco-Che (Fig. 3).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La ficoflora de las lagunas Ea. Ansín, Pichi Luan y Lonco-Che, está caracterizada por una amplia variedad de taxa de las divisiones *Chlorophyta*, *Charophyta*, *Cyanobacteria*, *Ochrophyta* y *Euglenozoa*, que acorde al cuenco, a las condiciones físico-químicas particulares y a la época del año presentan cambios más o menos sensibles en su composición estructural.

Dentro de las clorofitas, el Orden *Chlorococcales* constituye un grupo ampliamente representado por organismos unicelulares o en agregados cenobiales de forma definida (Komárek y Fott, 1983). Su reproducción es extensiva, desde la primavera hasta el otoño, de tal forma que brindan al agua su color verde característico (Hindák, 1977). Son utilizados como indicadores biológicos de calidad del agua, puesto que proporcionan información de contaminación, sus consecuencias y posible efecto tóxico e incluso, brindan información sobre el contenido de nutrientes acumulados en el medio acuático (Comas, 1996, Bortolini *et al.*, 2010). Su distribución cosmopolita, el gran número de especies y variedades morfológicas le confieren gran importancia en ambientes leníticos, pues estos sitios presentan condiciones adecuadas para el desarrollo, comportándose de esta manera, como un importante grupo bioindicador (Komárek y Fott, 1983; Comas, 1996).

En las tres lagunas estudiadas, la riqueza específica de *Chlorophyta* fue mayor en

otoño que en primavera, donde el OD se presenta con valores de 11,0 a 11,5 mg/l O_2 . Los organismos del orden *Chlorococcales* aportaron el principal número de taxones, destacándose la laguna Pichi Luan con 20 taxa, favorecida por la escasa conductividad (266 $\mu\text{S}/\text{cm}$), respecto a las otras lagunas. La presencia de organismos de los géneros *Scenedesmus*, *Pediastrum* y *Coelosphaerium*, confirma el estado eutrófico de los cuerpos de agua investigados (Reynolds 2006; Kim, 2013), que se complementa con el elevado registro de temperatura del agua, fuertemente influida por la temperatura ambiente, el pH alcalino, el grado de transparencia y valor de residuo seco del agua en la estación otoñal.

Respecto a las cianobacterias, si bien se presentaron con un número equilibrado de especies en las tres lagunas, para primavera de 2010 y otoño de 2011, podemos subrayar que, en el cuenco Lonco-Che, se registraron especies de fijadoras y no fijadoras de nitrógeno, en mayor número que en los otros cuerpos de agua. Para esta laguna se observó entre las especies heterocistadas (fijadoras de nitrógeno) a *Anabaena sphaerica* y *A. spiroides*. El resto de las especies, correspondieron a formas filamentosas tales como *Oscillatoria simplissima*, *O. subbrevis* y *Spirulina subsalsa* y a agregados celulares: *Coelosphaerium kuetzingianum* y *Merismopedia punctata*, entre otros taxones. El posible arrastre de nutrientes ocasionado por lluvias otoñales, desde áreas cultivadas circundantes, fue importante para el óptimo desarrollo de cianofíceas en esta época del año (Bazán *et al.*, 2012), favorecido por un pH alcalino de 9,8 unidades.

De la flora diatomológica, coincidentemente en los tres cuerpos de agua, las penadas se presentaron mayor número de especies que las céntricas.; dentro de éste grupo,

Cyclotella meneghiniana se encontró presente en primavera en las tres lagunas. Esta especie cosmopolita, de amplia distribución es citada para lagos desde oligotróficos a hipereutróficos (Oliva Martínez *et al.*, 2008; Bazán *et al.*, 2012) así como para embalses y ríos (Pérez, 2002; Luque y Martínez de Fabricius, 2005; Martínez de Fabricius *et al.*, 2007).

La riqueza específica de diatomeas se distribuyó equilibradamente para primavera de 2010 y otoño de 2011, si bien el mayor número de taxa se observó en la primavera, para los tres sitios de muestreo, coincidiendo con su época de reproducción.

Los euglenoideos se encuentran generalmente en entornos donde hay abundancia de descomposición de materia orgánica. Esto está en consonancia con la naturaleza heterotrófica de muchos de estos organismos y la capacidad de recoger el material orgánico complejo, ya sea en estado soluble o particulado. Los hábitats típicos incluyen lagos someros, lagunas, humedales, arena salobre, entre otros ambientes enriquecidos por materia orgánica (Bellinger y Sigeo 2010). Ciertos euglenoideos son tolerantes a condiciones medioambientales extremas, hallándose también en hábitats salobres, capaces de soportar amplios rangos de conductividad (Walne y Kivic, 1990), tal lo observado en la laguna Lonco-Che en otoño de 2011 con una conductividad de 1122 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

De las tres lagunas, la que presentó mayor número de taxa de euglenoideos fue Pichi Luan para el período de otoño, encontrando a *Euglena viridis* como integrante de la comunidad algal. Esta especie es considerada excelente indicadora de alto grado de polución, característico de charcas y lagunas poco profundas (Bellinger y Sigeo, 2010).

Los taxa *Oscillatoria subbrevis*, *Pediastrum boryanum* var. *boryanum*, *Scenedesmus bijuga* y *Cyclotella meneghiniana*, indicadores de aguas α y β mesosaprobias (Bazán, 2010) son comunes a las tres lagunas y, junto al resto de las especies observadas en cada cuenco, corroboran el carácter eutrófico de las tres lagunas estudiadas.

Del análisis de agrupamiento (cluster) según Bray y Curtis (1957) para las lagunas Ea. Ansín, Pichi Luan y Lonco-Che, se desprende que la mayor similitud $S=34,61\%$, se dio en primavera de 2010 entre las lagunas Pichi Luan y Lonco-Che, caracterizadas por la presencia de *Chlorococcales*, propias de ecosistemas eutrofizados (Ferrer *et al.*, 2012).

En otoño de 2011 se observó una similitud de $S= 31,81\%$ entre las lagunas Ea. Ansín y Lonco-Che interpretado posiblemente, por la escasa riqueza específica de euglenoideos y diatomeas para esa fecha en ambas lagunas.

El conocimiento de las algas de agua dulce que respondan rápida y de manera predecible a los cambios ambientales resulta especialmente valioso, en particular con la identificación de especies indicadoras, utilizadas en la actualidad para la evaluación de la calidad de agua. La composición de una comunidad de organismos no refleja condiciones instantáneas, sino la integración de las características del ambiente sobre cierto tiempo (Bellinger y Sigeo, 2010); por lo que es recomendable mantener una continua medición de factores físico-químicos así como también sucesivos análisis ficológicos a partir de los resultados presentados en este trabajo y profundizar el conocimiento bioecológico del ecosistema en estudio, sus fluctuaciones espaciales y temporales.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, S.B. y G.I. Bazán. 1994. Cianofíceas Continentales de Pcia. de La Pampa (Argentina). Revista de la Facultad de Agronomía de la UNLPam, 7 (2): 43-62.
- Álvarez, S.B., G.I. Bazán y M.T. Wenzel. 2000. *Hormogonales (Cyanophyta)* de la laguna El Guanaco (Prov. de La Pampa), Argentina. Darwiniana, 38 (3-4): 279-284.
- Álvarez, S.B., G.I. Bazán y E.R. Parodi. 2004. Ficoflora del Reservorio final de aguas residuales de Santa Rosa (La Pampa, Argentina). *Cyanophyta y Chlorophyta (Tetraselmiales, Volvocales y Chlorococcales)*. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 39 (1-2): 277-293.
- Álvarez, S.B.; G.I. Bazán y J.N. Bernardos. 2010. Diversidad fitoplanctónica en los Cuencos Principal y Norte de la Laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Limnetica*. 28 (2): 207-214.
- Bazán, G.I. 2010 Estudios ficológicos en el sistema lenítico de La Arocena (Departamento Maracó), La Pampa, Argentina. Tesis Doctoral UNRC, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-químicas y Naturales.
- Bazán, G.I., M.T. Wenzel y S.B. Álvarez. 1996. Cianofíceas nuevas para Argentina del Parque Nacional Lihuel Calel (Pcia. de La Pampa). Darwiniana, 34 (1-4): 285-292.
- Bazán, G.I., S.B. Álvarez, M.C. Martín y J.N. Bernardos. 2003. Análisis de la taxocenosis de la ficoflora de la Laguna El Ojo de Agua, Uriburu, La Pampa, Argentina. *Biología Acuática*, 20: 1-5.
- Bazán, G.I., M.G. Dalmaso, S.B. Álvarez y A.L. Martínez de Fabricius. 2012. Contribución al conocimiento ficológico y calidad de agua para la laguna La Arocena (Pcia. de La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 9-19.
- Bellinger, E.G. y D.C. Sigeo. 2010. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. Wiley-Blackwell (eds.), 210 pp.
- BioDiversity Professional 1997. McAleece N., J. Lamshead and G. Patterson e.a.// The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science. <http://www.nhm.ac.uk/zoology/bdpro>
- Bortolini, J.C., S. Biolo, N.C. Bueno, L.R. Godinho V.J. Pott. 2010. *Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae)* em tanques de depuração de efluente de origem bovina no Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Serie Botanica*, 65 (1): 63-74.
- Bray, J.R. y J.T. Curtis. 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27 (4): 325-349.
- Comas, A. 1996. Las *Chlorococcales* dulciacuicolas de Cuba. J. Cramer. (Bibliotheca Phycologica, Band 99) J. Cramer, Stuttgart, 265 pp.
- Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 686 pp.
- Ferrer, N.C., N.L. Cony, C.F. Fornerón y M.C. Piccolo. 2012. Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en otoño de 2010. *Biología Acuática*, 27: 129-141.
- Geitler, L. 1932. Cyanophyceae. En: *Kryptogamen Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. (Rabenhorst's, L. Eds) Leipzig: Akademische. Verlagsgesellschaft, 14: 673-1056.
- Hindák, F. 1977. Studies on the chlorococcal algae (*Chlorophyceae*). I. *Biologické Práce*, 23: 1-192.
- Hustedt, F. 1930. *Bacillariophyta (Diatomaceae)*. En: A Pascher Die Süßwasser-flora Mitteleuropas Heft. 10. Jena: Gustav Fischer Verlag, 466 pp.

- Kim, Y.J. 2013. Taxonomic and Ecological Study of the Families *Hydrodictyaceae* and *Coelastraceae*, Order *Chlorococcales* and Class *Chlorophyceae* in Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 36 (4): 421-437.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. Systematik und Biologie. *Chlorophyceae* (Grünalgen), Ordnung *Chlorococcales*. Die Binnengewässer. Das Phytoplankton des Süßwassers. von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart. Germany, 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1999. *Cyanoprokaryota*. 1. Teil: *Chroococcales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Begr. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19, 548 pp.
- Komárek J. y K. Anagnostidis. 2005. *Cyanoprokaryota*. 2. Teil: *Oscillatoriales*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Begr. von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. Jena. G. Fischer Bd. 19/2.759 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. *Bacillariophyceae* 2. *Naviculaceae*, 2/1. En Ettl, H., Gerloff, J., Heinig, H., Mollenhauer, D. (Eds) Süßwasserflora vom Mitteleuropa. G. Fischer Verlag, Jena. 875 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. *Bacillariophyceae* 2. *Bacillariaceae*, *Epithemiaceae*, *Surirellaceae*, 2 /2 En Ettl, H., Gerloff, J., Heinig, H., Mollenhauer, D. (Eds) Süßwasserflora vom Mitteleuropa. G. Fischer Verlag, Jena, 596 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991. *Bacillariophyceae* 3. Teil: *Centrales*, *Fragillariaceae*, *Eunotiaceae* 2/3 En Ettl, H., Gerloff, J., Heinig, H., Mollenhauer, D. (Eds) Süßwasserflora vom Mitteleuropa. G. Fischer Verlag, Jena, 576 pp.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2005. Algas fitoplanctónicas del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. *Lilloana*, 42 (1-2): 69-79.
- Martínez de Fabricius, A.L., M.E. Luque, D. Lombardo y E. Bruno. 2007. Potamoplankton en la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Limnética*, 26 (1): 25-38.
- Medus N.B., H. Cazenave y R.O. Hernández. 1982. Geografía de La Pampa. Ed. Extra. Santa Rosa, La Pampa. 149 pp.
- Novoa, M.D., A.L. Martínez de Fabricius y N. Maidana. 2005. Resultados preliminares ficológicos de tres cuencas endorreicas del Sur de la Provincia de Córdoba (Argentina). XXX Jornadas Argentinas de Botánica, 40: 93-94.
- Oliva Martínez, M.G., A. Rodríguez Rocha, A. Lugo Vázquez y M. del R. Sánchez Rodríguez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* [online], 18 (1): 1-13.
- Patrick, R. y C.W. Reimer 1966. The Diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii, Vol. 1. Monograph of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 13: 1-688.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1975. The Diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii, Vol. 2, Monograph of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 13: 1-213.
- Pérez, M.C. 2002. Fitoplancton del río Negro, Uruguay. *Limnética*, 21 (1-2): 81-92.
- Reynolds, C.S. 2006. Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press New York, 535 pp.
- Roberto, Z.E., G. Casagrande y E.F. Viglizzo. 1994. Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. Centro Regional. La Pampa-San Luis, INTA. Publ. 12, 25 pp.

Starmach, K. 1966. *Cyanophyta* –Scinice, *Glaucophyta*–Glaucofity. En: Flora Slodkowodna Polski, 2. Polsk. Ak. Inst. Bot. Warsawa, 807 pp.

Tell, G. y V. Conforti. 1986. *Euglenophyta* Pigmentadas de la Argentina. Bibliotheca Phycologica,

Band 75, J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 301 pp.

Walne, P.L. y P.A. Kivic. 1990. Phylum Euglenida. En Margulis, L., Corliss, O., Melkonian, M., Chapman, D.J. (eds.) Handbook of Protoctista. Boston, USA, Jones & Bartlett Publishers, 270-287.

ALIMENTACIÓN, CONDICIÓN CORPORAL Y PRINCIPALES PARÁSITOS DEL PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*) DEL EMBALSE SAN ROQUE (ARGENTINA)

A. BETHULAR¹, M. MANCINI¹, V. SALINAS¹, S. ECHANIZ²,
A. VIGNATTI² & A. LARRIESTRA¹

¹ Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.

² Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa de La Pampa, Argentina.
e-mail: a.bethular@gmail.com

ABSTRACT. San Roque reservoir (31°22'S, 64°27'W, 2478 ha) is located in the province of Córdoba (Argentina). The silverside *Odontesthes bonariensis* is the dominant and most important sport fishing species in this reservoir and sustains a strong socioeconomic activity. The study aims were description of the food items, the seasonal variation of the parasitic burden and prevalence, as well as the body condition in *O. bonariensis*. A total of 242 silversides specimens were caught during the four study seasons. Food items were assessed by means of index of categorization (ICI). The degree of parasitism was measured using prevalence, intensity and density. The weight-length relationship and relative condition factor were calculated. Digestive contents revealed the presence of Copepoda and Cladocera, essentially dominated by *Bosmina huaronensis* over *Bosmina longirostris*. The presence of phytoplankton and *Palaemonetes* sp. reproduces findings reported for other environments. The silverside's body condition showed significant differences between year seasons ($P < 0.001$), being better in winter and spring. *Lernaea cyprinacea* was observed around the dorsal and pectoral fins, and *Cangatiella macdonaghi* in the digestive content. Both parasites were highly prevalent during summer months.

Key words: *Odontesthes bonariensis*; body condition; feeding; San Roque reservoir.

Palabras clave: *Odontesthes bonariensis*; condición corporal; alimentación; embalse San Roque.

INTRODUCCIÓN

En la zona central y norte de la República Argentina se han construido numerosos embalses. La diferencia entre el régimen de precipitaciones y el aumento de la demanda humana de agua es uno de los factores que convirtió a la provincia de Córdoba en la primera en regular los recursos hídricos del país. En la actualidad, esta provincia posee más de 20 embalses que cubren una superficie aproximada de 15000 ha (Mancini *et al.*, 2011), entre los que se encuentra San Roque, principal fuente de abastecimiento de agua a la ciudad de Córdoba y un impor-

tante ámbito para el desarrollo de actividades recreacionales.

Los recursos pesqueros continentales ofrecen diferentes alternativas de explotación: pesca comercial y pesca recreacional, las dos opciones tienen como destino final el consumo, aunque la segunda genera una notable actividad comercial conexas. La pesca recreacional es considerada en distintas partes del mundo una actividad relevante y trascendente (Royce, 1996), por el impacto socioeconómico que representa. La especie *target* de las pesquerías recreativas del centro de Argentina es el pejerrey *Odontesthes*

bonariensis. La disponibilidad de “semilla”, la plasticidad adaptativa que presenta, la calidad de su carne y el atractivo que ejerce sobre los pescadores, han motivado su siembra en numerosos ambientes del país y del extranjero. En algunos embalses de Argentina, mediante la pesca recreativa de esta especie se extrae una elevada biomasa de proteína asociada a una importante actividad económica (Baigún *et al.*, 2006).

Diferentes herramientas se utilizan para evaluar las poblaciones de peces, entre las que se destaca el estudio de la relación longitud-peso. Sin embargo los índices de condición pueden interpretarse y compararse más fácilmente que los parámetros a y b de la relación longitud-peso, siendo algunos de estos el índice de Fulton (K), el factor de condición relativa (K_n) y el peso relativo (W_p) (Neumann *et al.*, 2013). Una comparación y aplicación de estos índices en *O. bonariensis* puede consultarse en Baigún *et al.* (2009).

En otro orden, el estudio de la alimentación de los peces interesa como mecanismo indicador de las complejas interacciones tróficas que ocurren dentro de un ecosistema acuático. El hábitat trófico del pejerrey es principalmente pelágico y su alimento básico en los primeros años de vida es el zooplankton (Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985), cuya abundancia se refleja en la condición corporal de los peces (Colautti *et al.*, 2003; Mancini *et al.*, 2008a).

Varios agentes etiológicos han sido identificados en *O. bonariensis* provenientes de diferentes ambientes de la provincia de Córdoba. La presencia de determinados parásitos puede afectar el desarrollo de los peces, además de su posible efecto sobre la Salud Pública. Si bien existen antecedentes acerca de la presencia de parásitos y toxinas en músculo de pejerreyes del lago San Roque (Cazenave *et al.*, 2005; Mancini *et al.*, 2006), no se han encontrado antece-

denes sobre la estacionalidad parasitaria. El presente trabajo tuvo como propósitos básicos investigar distintos aspectos de la biología de *O. bonariensis* del embalse San Roque, en particular, la variación estacional de su alimentación, condición corporal y parasitismo.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El embalse San Roque se encuentra ubicado en el valle de Punilla (31°22'S, 64°27'O), a 651 msnm, junto a la ciudad de Carlos Paz y aproximadamente a 35 km al oeste de la ciudad de Córdoba, Argentina (Fig. 1). El área de la cuenca tiene una superficie total de 1750 km², con un régimen de precipitaciones de 700 mm anuales y grandes oscilaciones de la temperatura del aire, que abarcan un rango de más de 40 °C. El ingreso de agua se realiza principalmente por los aportes de cuatro tributarios: ríos Cosquín y San Antonio, arroyos Las Mojarras y Los Chorillos, el único emisario es el río Suquía o Primero. Las superficies y volúmenes a cotas labio de vertedero y embalse máximo son de 1501 ha y 201 hm³ y 2478 ha y 350 hm³ respectivamente, con un tiempo de permanencia mínimo y máximo de 28 y 247 días (Bonetto *et al.*, 1976; Rodríguez *et al.*, 2010). En este embalse se desarrolla una intensa actividad pesquera recreacional, cuya especie objetivo es *O. bonariensis*, la que sostiene un importante movimiento socioeconómico a nivel regional.

Muestreo y estudio de los peces

Los muestreos se realizaron con frecuencia estacional por un año (período 2007-2008), durante septiembre (invierno), diciembre (primavera), marzo (verano) y junio (otoño). Los peces se capturaron principalmente en el sector noroeste

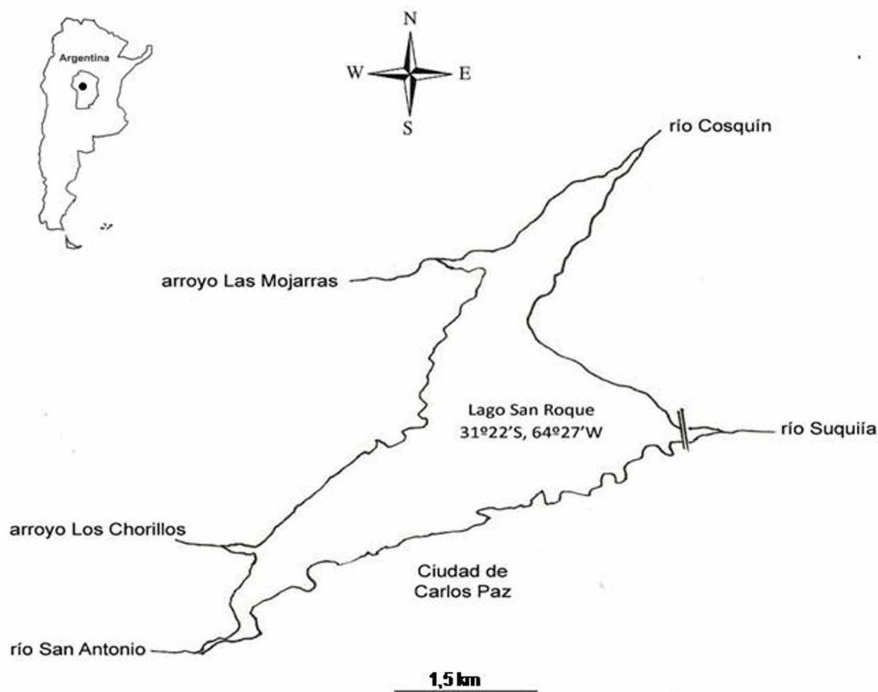


Figura 1. Ubicación geográfica del lago San Roque.

del lago con artes de pesca pasivas (tren de enmalle y trasmallo) y activas (redes de arrastre litoral). Se analizaron además ejemplares cedidos por pescadores recreativos. En cada ocasión se tomó una muestra de un mínimo de 46 ejemplares de diferentes intervalos de talla, a los cuales se les midió la longitud estándar (LEst) y total (LT) con un ictiómetro graduado en mm y el peso húmedo con una balanza digital Ohaus Scout II (precisión 0,1 g).

Por observación directa se clasificó a los tractos digestivos en cuatro categorías: lleno, semi-lleño, semi-vacío y vacío. En laboratorio, los contenidos digestivos fueron colocados en cápsulas de Petri y observados bajo lupa binocular y/o microscopio óptico. Se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos. Se estableció la siguiente escala de abundan-

cia relativa: muy abundante, abundante, común, escaso, muy escaso y ausente, cuantificando de 5 a 0 respectivamente. Se determinó la frecuencia absoluta de aparición de cada ítem alimenticio y la diversidad de la dieta mediante el índice de Shannon-Wiener (H). Con estas variables se obtuvo el índice de categorización de ítems (ICI) = $(FxA)^{0.5}/H$, donde F es la frecuencia de aparición de cada ítems y A la abundancia; este índice permite diferenciar componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales del alimento (Grosman, 1995).

Se calculó además la relación longitud estándar-peso, $P = a * L^b$, donde P es el peso, a es el intercepto y b la pendiente obtenida mediante el análisis de regresión, previa transformación logarítmica de acuerdo al modelo $\log P = \log a + b \log L$ (Froese, 2006), el índice de condición relativa K_n

(Le Cren 1954)= W/W_e , donde W es el peso observado y W_e el peso esperado de acuerdo a la relación longitud – peso de la población en estudio (Blackwell *et al.*, 2000; Baigún *et al.*, 2009; Neuman *et al.*, 2013) y la relación $LEst - LT$, $LT = a + b * LEst$. Las diferencias estacionales de K_n se evaluaron a través de la prueba de Kruskal-Wallis.

Para evaluar el grado de parasitismo se registraron tanto ecto como endoparásitos, mediante la inspección y la observación de piel, branquias y contenidos digestivos (Noga, 1996). Se calculó la prevalencia: $P = A/N_t$, donde A es el número de hospedadores parasitarios y N_t es el número de hospedadores totales. Posteriormente para los parásitos externos se calculó la intensidad

media (número promedio de parásitos por hospedador positivo) y para los parásitos del contenido digestivo la densidad media (número de parásitos por ml de contenido), de acuerdo a lo establecido por Bush *et al.*, 1997. Los parásitos fueron identificados de acuerdo a Gil de Pertierra & Viozzi (1999) y Mancini *et al.* (2008b).

RESULTADOS

Se pudo establecer que más del 70% de los estómagos analizados se encontraron llenos de alimento en verano e invierno. En primavera un alto porcentaje de individuos presentaron su tracto digestivo lleno, mientras que por otro lado en otoño cobraron importancia los individuos con estómago vacío y semi-vacío (Fig. 2).

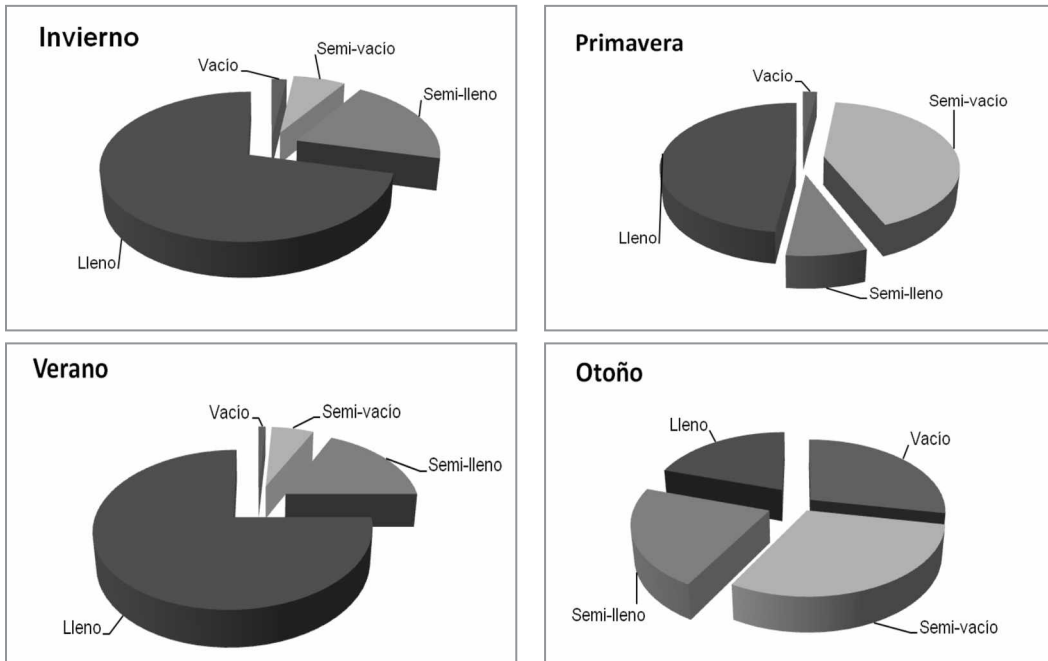


Figura 2. Grado de repleción de los tractos digestivos de *O. bonariensis*.

Se observó una alimentación preferentemente planctívora, predominando la ingesta de cladóceros y copépodos. Entre los primeros, prevaleció *Bosmina*

huaronensis sobre *Bosmina longirostris*, mientras que entre los copépodos fueron los géneros *Acanthocyclops* y *Notodiaptomus*. Estos ítems alimenticios estuvie-

ron presentes a lo largo de todo el año de muestreo, constituyendo ítems primarios en invierno - primavera y secundarios en verano - otoño. Además se registró la presencia de microalgas como diatomeas que llegaron a ser un ítem terciario en la mayoría de las estaciones. En primavera-verano se observó un gran predominio de cianofíceas principalmente *Microcystis*

sp., lo cual permitió encuadrarlas como un ítem alimenticio de carácter primario en primavera. Se encontraron además restos de insectos y el crustáceo *Palaemonetes* sp. en forma ocasional en invierno y verano. Los resultados de los diferentes ítems alimenticios como el rango de LEst de los ejemplares analizados se puede observar en la Tabla 1.

Tabla 1. Categorización de los ítems alimenticios de *O. bonariensis* y rango de LEst de los pejerreyes analizados en las diferentes estaciones.

Ítem alimenticio	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Copépodos	P	P	S	S
Cladóceros	P	P	S	S
Cianofíceas	T	P	S	S
Diatomeas	T	O	T	T
Palémonidos	O	A	O	A
Insectos	O	A	O	A
Organismos no identificados	T	O	T	T
Rango LEst (mm)	140-203	140-209	136-184	135-209

P=Primario, S=Secundario, T=Terciario, O=Ocasional, A=ausente.

Los diferentes valores de la relación LEst-peso del pejerrey se detallan en la Tabla 2. Al analizar todo el periodo de estudio, se observa que la población de pejerrey exhibe en general un crecimiento de tipo isométrico. En la Fig. 3 se puede observar

la relación LEst - LT, $LT = -1,671 + 1,206 * LEst$ ($R^2 = 0,98$; $n = 245$). El análisis de K_n , permitió comprobar la existencia de diferencias estacionales ($P < 0,001$), la mejor condición corporal se registró en invierno y primavera (Fig. 4).

Tabla 2. Relación largo estándar (LEst) vs. peso de *O. bonariensis*.

	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Todo el periodo
Peces (n)	53	66	75	46	245
Intercepto (a)	$209 * 10^{-6}$	$117 * 10^{-5}$	$794 * 10^{-6}$	$279 * 10^{-6}$	$313 * 10^{-5}$
Pendiente (b)	3,33	2,99	3,03	3,23	2,98
IC (95 %) de b	3,27-3,41	2,86-3,11	2,98-3,12	3,12-3,34	2,89-3,04
R ²	0,99	0,97	0,98	0,98	0,96
LEst (mm)	54-203	114-209	50-184	59-209	25-244

Se confirmó la presencia del parásito externo *Lernaea cyprinacea* (Crustacea), el cual se ubicó preferentemente en las zonas contiguas a las aletas dorsales y pectorales y de *Cangatiella macdonaghi* (Cestoda), presente en la luz del tubo digestivo. El

primero presentó una mayor prevalencia en primavera y verano (Fig. 5). Similar situación se observó con *C. macdonaghi* que presentó mayor prevalencia e intensidad en verano (Fig. 6).

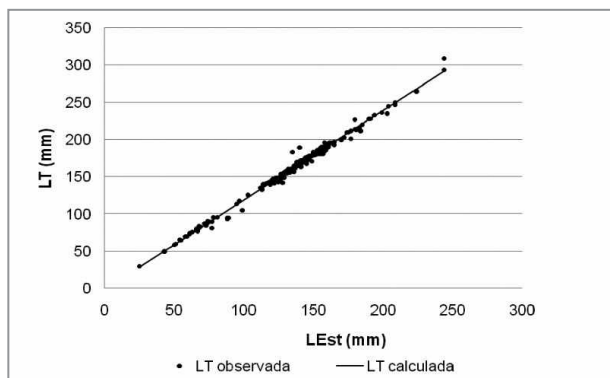


Figura 3. Relación entre la longitud estándar y longitud total de *O. bonariensis*.

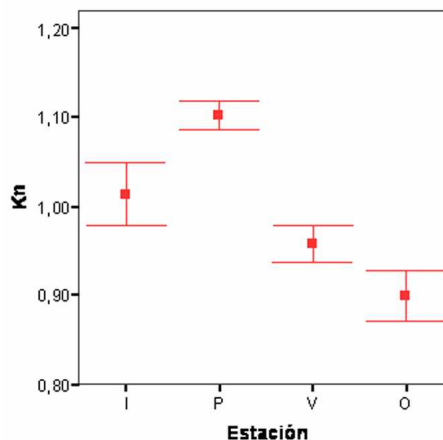


Figura 4. Variación estacional del valor medio del índice de condición relativa (Kn) de *O. bonariensis* (I = invierno; P = primavera; V = verano; O = otoño).

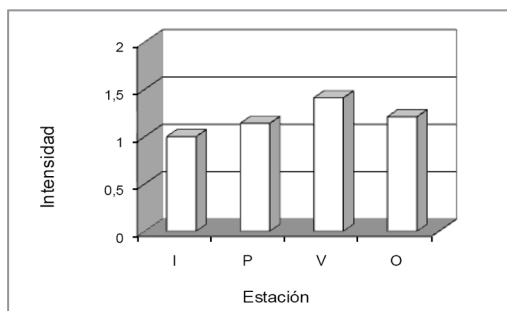
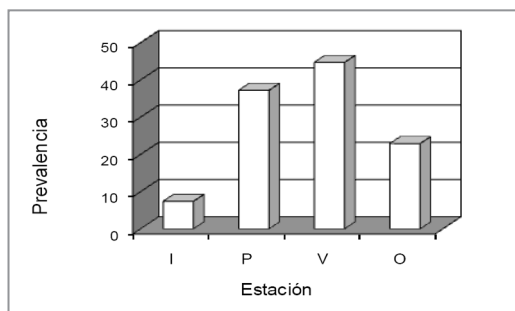


Figura 5. Prevalencia e intensidad media de *Lernaea cyprinacea* en *O. bonariensis* (I = invierno; P = primavera; V = verano; O = otoño).

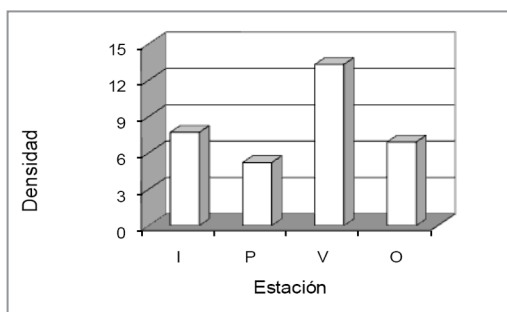
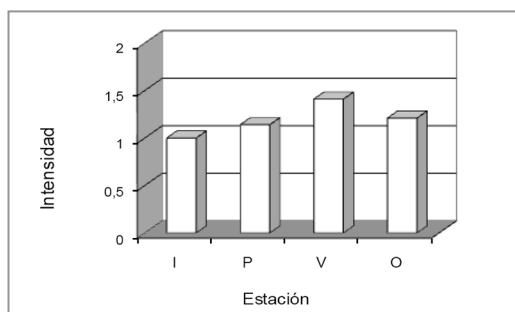


Figura 6. Prevalencia y densidad media de *Cangatiella macdonaghi* en *O. bonariensis* (I = invierno; P = primavera; V = verano; O = otoño).

DISCUSIÓN

El pejerrey se comporta como un pez zooplancívoro en sus primeros años de vida, predominando en su dieta los

cladóceros y copépodos (Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985; de Azevedo Benvenuti, 1990; Grosman, 1995; Mancini & Grosman, 1998; Drago, 2004; Mancini *et*

al., 2009). Esta situación concuerda con los resultados obtenidos en el presente trabajo, similares incluso a los alcanzados por otros autores en el mismo ambiente (Zito Freyer, 1999). Los cladóceros *B. huaronensis* y *B. longirostris*, constituyeron los ítems alimenticios más importantes de *O. bonariensis* en el embalse San Roque, esto concuerda con información previa que indica que los cladóceros de la familia Bosminidae representan el ítem de mayor abundancia y volumen de la dieta del pejerrey en algunos embalses de Córdoba (Escalante, 2001). El hallazgo de copépodos de los géneros *Acanthocyclops* y *Notodiaptomus* coincide con lo observado en la laguna de Chascomús por Ringuelet *et al.* (1980).

De acuerdo a la oferta de zooplancton de cada ambiente, el pejerrey puede predar sobre diferentes comunidades debido a que es una especie eurífaga facultativa (Escalante 1985, Mancini & Grosman 2008). Así, la presencia de elementos fitoplanctónicos en el contenido digestivo concuerda con información sobre la alimentación del pejerrey de otros embalses como El Cadillal (Aquino, 1991), San Roque (Zito Freyer, 1999), Río Tercero (Mancini & Grosman, 1998) y Rapel de Chile (Bahamondes *et al.*, 1979). Zito Freyer (1999), asoció la aparición de cianofíceas en el contenido digestivo de pejerreyes del lago San Roque con los registros de floraciones (*blooms*) y Cazenave *et al.* (2005) reportaron la presencia de *Microcystis* sp. en la mayoría de los pejerreyes del mismo embalse ante similares condiciones; esto coincide con lo verificado durante la primavera en este estudio. Las cianofíceas y en particular las pertenecientes al género *Microcystis*, permanecieron prácticamente intactas en los tubos digestivos analizados. Esto podría deberse a que estas algas poseen paredes celulares resistentes y a la ausencia en el tracto digestivo del pejer-

rey de enzimas capaces de degradarlas (Hepher, 1993). Es importante destacar además que las toxinas liberadas por *Microcystis* pueden acumularse en músculo de pejerrey a una concentración que superaría los valores recomendados para el consumo humano (Cazenave *et al.*, 2005).

En otros ambientes del país se ha observado que cuando *Palaemonetes* sp. coexiste con el pejerrey, constituye un alimento ocasional de su dieta (Ringuelet *et al.*, 1980, Escalante, 2001), siendo consistente con los resultados obtenidos, ya que este ítem alimenticio estuvo presente en los tractos digestivos durante los meses de temperatura más elevada, época que coincide con la mayor densidad poblacional de este palemónido en el embalse San Roque de acuerdo a Donatti (1986).

A lo largo del estudio no se observaron restos de peces en el contenido digestivo de los pejerreyes analizados. De acuerdo a los reportes de varios autores (Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985; Grosman, 1995; Mancini *et al.*, 2009) y según la talla de los ejemplares analizados podría deberse a que no habrían alcanzado la talla a partir de la cual predan sobre peces.

Diferentes índices se han utilizado para evaluar la condición corporal de *O. bonariensis*. Sin embargo algunos presentan limitaciones según el objetivo de estudio, por ejemplo si se evalúa una misma o diferentes poblaciones, además de la talla de los peces, la pendiente de la relación longitud-peso, entre otros aspectos. En este sentido, el índice K_n (Le Cren) es independiente del tamaño de los peces y parece ser uno de los más apropiados para establecer comparaciones de la condición de *O. bonariensis* dentro de una misma población (Baigún *et al.*, 2009). La mejor condición de los ejemplares analizados en este trabajo se presentó en invierno y primavera, situación similar a la que fue observada por

Mancini *et al.* (2009), en un estudio estacional realizado en una laguna pampeana. Es importante destacar que el muestreo de invierno se realizó en septiembre, cuando la especie comienza a prepararse para el desove correspondiente, por lo que el aumento del desarrollo gonadal influye sobre el peso final de los ejemplares. Por su parte, la condición corporal más elevada en primavera coincidió además con la abundancia de zooplankton que registró el embalse en un estudio simultáneo (Mancini *et al.*, 2011), principalmente de los cladóceros que exhibieron diferencias estacionales significativas en el cuerpo de agua, situación que también se evidenció en el grado de repleción alimenticia.

La calidad del agua juega un rol importante en la ocurrencia de algunas patologías, ya que tanto las variables físico-químicas como las floraciones algales pueden ser causas de enfermedades que afecten a las comunidades acuáticas (Mancini *et al.*, 2006). *Lernaea* es un copépodo que requiere temperaturas ambientales por encima de 15 °C, con un rango óptimo entre 25-30 °C (Drago, 2004; Bednarska *et al.*, 2009). La mayor prevalencia de *L. cyprinacea* en las estaciones estivales, concuerda con lo hallado en otros reservorios de la provincia (Mancini *et al.*, 2008c) y se verificó en el embalse San Roque, donde la población de *O. bonariensis* registró las mayores tasas de prevalencia e intensidad durante el verano.

Cangatiella macdonaghi presentó valores elevados de prevalencia e intensidad en verano, sin embargo las densidades del parásito observadas no parecieron afectar la condición corporal de los pejerreyes, lo cual concuerda con hallazgos de otros autores y permite sostener que este cestode presenta una baja patogenicidad (García Romero, 2001). En el mismo sentido, la intensidad

que presentó *L. cyprinacea* tampoco pareció afectar la condición de *O. bonariensis*, resultados que coinciden con los obtenidos por Mancini *et al.* (2008b).

CONCLUSIONES

La alimentación de *O. bonariensis* en el embalse San Roque es principalmente zooplánctívora. Los parásitos *L. cyprinacea* y *C. macdonaghi* presentan mayor prevalencia en verano. Durante esta estación ambos parásitos están presentes en más del 40 % de los pejerreyes. Las intensidades medias de *Lernaea cyprinacea* son muy bajas. El crecimiento y condición corporal de los peces se considera normal.

AGRADECIMIENTOS

A Matías Bonansea por la colaboración brindada durante los muestreos. Este trabajo fue financiado por SECyT de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

BIBLIOGRAFÍA

- Aquino, A. 1991. Alimentación de *Odontesthes bonariensis* (Cuv. & Val., 1835) (Osteichthyes, Atherinidae) en el embalse El Cadillal (Tucumán, Argentina). *Biología Acuática*, 15(2): 176-177.
- De Azevedo Bemvenuti, M. 1990. Hábitos alimentares de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarina da lagoa Dos Patos, RS, Brasil. *Atlantica*, Rio Grande, 12(1): 79-102.
- Bahamondes, I., D. Soto y I. Vila. 1979. Hábitos alimentarios de los pejerreyes (Pisces, Atherinidae) del lago Rapel, Chile. *Medio Ambiente*, 4(1): 3-18.
- Baigún, C., R. Bernal, D. Barrientos, L. Muñoz, E. Barros y J. Sauad. 2006. The recreational fishery in Cabra Corral reservoir (Argentina): a first comprehensive analysis. *Biocell*, 30(1): 125-130.

- Baigún, C.R., D. Colautti y F. Grosman. 2009. Assessment of condition in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) populations: which index works best?. *Neotropical Ichthyology*, 7(3): 439-446.
- Bednarska M., M. Bednarski, Z. Soltysiak y R. Polechonski. 2009. Invasion of *Lernaea cyprinacea* in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Acta Scientiarum Polonorum, Medicina Veterinaria*, 8(4): 27-32.
- Blackwell, B., M. Brown y D. Willis. 2000. Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science*, 8(1): 1-44.
- Bush, A., K. Lafferty, J. Lotz y A Shostak. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. *Journal of Parasitology*, 83 (4): 575-583.
- Bonetto, A., D. Di Persia, R. Maglianesi y M. Corigliano. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalses de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3(5): 47-120.
- Cazenave, J., D. Wunderlin, M. Bistoni, M. Amé, E. Krause, S. Pflugmacher y C. Wiegand. 2005. Uptake, tissue distribution and accumulation of Microcystin-RR in *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata* and *Odontesthes bonariensis*. *Aquatic Toxicology*, 75: 178-190.
- Colautti, D., M. Remes Lenivos y G. Berasain. 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. *Biología Acuática*, 20: 49-55.
- Donatti, S. 1986. Algunos aspectos bioecológicos del camaron *Palaemonetes argentinus* (Nobili, 1901) en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 19(1): 45-60.
- Drago, F. B. 2004. Dinámica estacional y ecología de las poblaciones de parásitos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier & Valenciennes, 1835), en lagunas de la provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. 248 pp.
- Escalante, A.H. 1985. Alimentación del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Osteichthyes, Atherinidae) del embalse Río Tercero, provincia de Córdoba. *Neotrópica*, 31 (85): 23-25.
- Escalante, A.H. 2001. Alimentación natural del pejerrey. En: *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed). Editorial Astyanax. Azul, 67-70.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal Applied Ichthyology*, 22: 241-253.
- García Romero, N. 2001. Alteraciones patológicas del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en ambientes naturales y bajo condiciones de cultivo. En: *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed). Editorial Astyanax. 76-84.
- Gil de Pertierra, A y G. Viozzi. 1999. Redescription of *Cangatiella macdonaghi* (Szidat y Nani, 1951) comb. Nov. (Cestoda: Proteocephalidae) a parasite of the Atheriniform fish *Odontesthes hatcheri* (Eigenmann, 1909) from the Patagonian region of Argentina. *Neotropica*, 45(113-114): 13-20.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional de la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 26 (1): 9-18.

- Hepher, B. 1993. Nutrición de peces comerciales en estanques. México D.F., Limusa S. 406 pp.
- Mancini, M. y F. Grosman. 1998. Aspectos poblacionales del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en el embalse Río Tercero, Córdoba. *Natura Neotropicalis*, 29(2): 137-143.
- Mancini M., C. Rodriguez, C. Prospero, V. Salinas y C. Bucco. 2006. Main diseases of pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina central. *Pesquisa Veterinaria Brasileira*, 26(4): 205-210.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Primera edición. Editoriales UNRC-UNICEN. 446 pp.
- Mancini M., V. Salinas, C. Bucco y J. Haro. 2008a. Use of different condition indices in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835). *Biocell*, 32(1): 124.
- Mancini, M., C. Rodriguez, M. Ortiz, V. Salinas y R. Tanzola. 2008b. Lerneosis en peces silvestres y cultivados del centro de Argentina. *Biología Acuática*, 24: 33-41.
- Mancini, M., C. Bucco, V. Salinas, A. Larriestra, R. Tanzola y S. Guagliardo. 2008c. Seasonal variation of parasitism in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes, Atherinopsidae) from la Viña reservoir (Córdoba, Argentina). 2008. *Brazilian Journal of Veterinary Parasitology*, 17(1): 28-32.
- Mancini, M., I. Nicola, V. Salinas y C. Bucco. 2009. Biología del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) de la laguna Los Charos (Córdoba, Argentina). *Revista Peruana de Biología*, 15(2): 65-71.
- Mancini, M., A. Bethular, A. Vignatti, S. Echaniz, M. Bonansea, V. Salinas y C. Rodríguez. 2011. Calidad de agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Ciencia*, 6(21): 69-80.
- Neumann, R., C. Guy y D. Willis. 2013. Length, weight, and associated indices. En: *Fisheries Techniques*. Zale, A., D. Parrish & T. Sutton (Eds). American Fisheries Society. Bethesda, Maryland: 637-676.
- Noga, D. 1996. *Fish Disease. Diagnosis and Treatment*. L. Duncan (ed.). Mosby-Year Book. Missouri. 367 pp.
- Ringuelet, R., R. Iriart, y A. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en la laguna de Chascomus (Buenos Aires, Argentina). *Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton*. *Limnobiología*, 1(10): 447-460.
- Rodríguez, M., A. Cossavella, C. Oroná, N. Larrosa, M. Avena, A. Rodríguez, S. Del Olmo, C. Bertucci, A. Muñoz, E. Castelló, R. Bazán y M. Martínez. 2010. Estudios preliminares de la calidad de agua y sedimentos del embalse San Roque relacionados al proceso de eutrofización. En <http://libnet.unse.edu.ar/5> Con/Rhid/T/06045.PDF.
- Royce, W. 1996. *Introduction to the Practice of Fishery Science*. Academic Press, California. 448 pp.
- Zito Freyer, I. 1999. Biología poblacional y manejo del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en los lagos de embalse del Río Tercero y San Roque, Córdoba, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre, UNC. Córdoba, 54 pp.

UTILIZACIÓN DE IMÁGENES ASTER Y LANDSAT PARA EL MONITOREO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA-A EN EL EMBALSE LOS MOLINOS, CÓRDOBA, ARGENTINA

M. BONANSEA¹, R. BAZÁN^{2,3}, M. PAGOT⁴, L. PINOTTI⁵,
C. LEDESMA⁶ & C. RODRÍGUEZ⁶

¹ CONICET, Departamento de Ciencias Básicas y Agropecuarias, Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAyV), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC).

² Departamento de Ingeniería Química y Aplicada, Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales (FCEFYN), Universidad Nacional de Córdoba (UNC).

³ Instituto Superior de Estudios Ambientales (ISEA-UNC).

⁴ Laboratorio de Hidráulica, FCEFYN, UNC.

⁵ Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, UNRC.

⁶ Departamento de Ciencias Básicas y Agropecuarias, FAyV, UNRC. Ruta Nacional N° 36, Km 601. Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

e-mail: mbonansea@ayv.unrc.edu.ar

ABSTRACT. Remote sensing can be used as a complementary tool in water quality monitoring of aquatic ecosystems. The aim of this study was to develop models to estimate the spatial distribution of chlorophyll-a concentration (Chl-a) in Los Molinos reservoir using Landsat 7 ETM+ and ASTER imagery. Los Molinos reservoir (32° 49' S, 64° 32' W) is a multipurpose system used as the second source of water supply for Córdoba's city. Physical, chemical and biological parameters were measured in the water body coinciding with the passage of the satellites by the study area. Using different statistical techniques, satellite information was related to field data obtaining algorithms that best explained the distribution of Chl-a. These models were validated and used to construct maps providing spatially rich information on patterns of water quality throughout the reservoir. Both sensors could be used for Chl-a monitoring. ASTER sensor, with higher spatial resolution than ETM+, showed a better relationship between observed versus estimated Chl-a data allowing a better discrimination of the spatial variation of the analysed parameter. The generated models can provide a basis for planning future water quality monitoring in different water bodies.

Key words: Reservoir; remote sensing; Chlorophyll-a concentration; Landsat; ASTER.

Palabras clave: Embalse; sensoramiento remoto; Concentración de clorofila-a; Landsat; ASTER.

INTRODUCCIÓN

Uno de los aspectos vitales en el manejo y gestión de los recursos hídricos es el monitoreo de la calidad del agua, ya sea para determinar el estado del sistema o para informar sobre la necesidad de llevar a cabo acciones correctivas en el caso que la calidad no sea la deseada (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Estos monitoreos pueden realizarse de manera tradicional recolectando muestras *in-situ* o mediante técnicas de sensoramiento remoto

(Torbick *et al.*, 2008; Trivero *et al.*, 2013). A diferencia del método tradicional, el cual presenta un alto costo y demanda una gran logística, las técnicas de percepción remota pueden ser utilizadas como una herramienta complementaria en el monitoreo, mapeo y valoración de la calidad del agua con tiempos y respuesta relativamente cortos y a bajo costo (Zhao *et al.*, 2011).

Diferentes autores han estudiado la dinámica de varios parámetros de calidad del agua

a partir de información satelital, incluyendo concentración de clorofila-a (Reinart y Kutser, 2006; Yacobi *et al.*, 2011; Tebbs *et al.*, 2013), transparencia (Chen *et al.*, 2007; Bonansea *et al.*, 2012), temperatura del agua (Reinart y Reinhold, 2008; Alcantara *et al.*, 2010) sólidos en suspensión (Kulkarni, 2011; Odermatt *et al.*, 2012), entre otros. Si bien estos estudios se basan en modelos que se construyen a partir de análisis de regresión relacionando la información satelital y las medidas recolectadas simultáneamente en el campo, los mismos pueden variar de un reservorio a otro ya que estas relaciones son empíricas por naturaleza (Sriwongsitanon *et al.*, 2011).

El objetivo de este trabajo consistió en desarrollar modelos para estimar la distribución espacial de la concentración de clorofila-a (Cl-a) en el embalse Los Molinos a partir de imágenes obtenidas por los sensores Landsat 7 ETM+ y ASTER. La selección de la variable Cl-a se debe a que

es utilizada como una medida de la productividad primaria estando directamente relacionada con la calidad del agua y el estado trófico de los sistemas acuáticos (Liu *et al.*, 2011; Ahtiainen *et al.*, 2012).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El embalse Los Molinos (32° 49' S, 64° 32' W) (Fig. 1), localizado en el centro oeste de la provincia de Córdoba (Argentina), es un sistema multipropósito utilizado como la segunda fuente de abastecimiento de agua para la ciudad de Córdoba con una población aproximada de 1.4 millones de habitantes. Este reservorio tiene una superficie de 21,1 Km², una profundidad media de 16,3 m y un volumen máximo de 399 millones de m³. Desde hace varias décadas este reservorio presenta signos de eutrofización, tales como proliferación de algas y elevadas concentraciones de nutrientes (Bazán *et al.*, 2005).

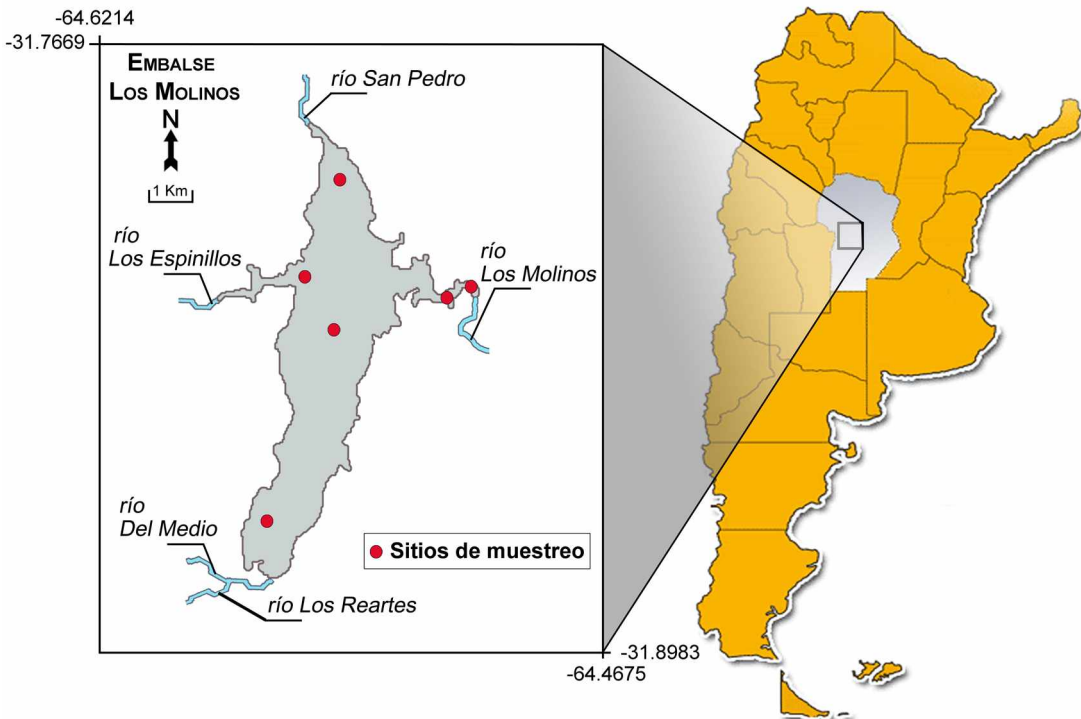


Figura 1: Ubicación del área de estudio y sitios de muestreo.

Toma de muestras

Se realizaron campañas mensuales y estacionales de monitoreo de calidad del agua en el embalse Los Molinos. En este trabajo se utilizó la campaña de muestreo con fecha 21-10-2003. En base a las características del cuerpo del agua y la localización de los tributarios, se seleccionaron 6 sitios de muestreo distribuidos por todo el reservorio (Fig. 1). Los lineamientos para la metodología de toma de muestras, almacenamiento, conservación y traslado se tomaron de APHA (2000). Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad. *In-situ* se determinaron las coordenadas de ubicación geográficas con GPS. Utilizando sondas multiparamétricas, se midió temperatura del agua (T °C), pH, oxígeno disuelto (OD mg/l) y turbiedad (Turb. NTU). Por medio del disco de Secchi se determinó la transparencia del agua (DS). Mientras que en laboratorio se determinó la Cl-a por análisis de espectrofotometría (APHA, 2000). Utilizando una bomba de vacío se procedió a filtrar las muestras de 1 l de agua a través de filtros de fibra de vidrio (GF/C) cuyo tamaño de poro fue de 0,45 µm. Los filtros fueron triturados en una licuadora de tejidos con acetona 90%. Los extractos se dejaron en la oscuridad durante 12 horas a 4 °C y posteriormente fueron centrifugados durante 15 minutos a 3000 rpm para su clarificación. Utilizando un espectrofotómetro se registraron los valores de absorbancia a 663 y 750 nm (663a, 750a). Para corregir dichos valores se agregó ácido clorhídrico y se registró la absorbancia a 665 y 750 (665b, 750b). Finalmente, la determinación de Cl-a se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$Cl-a = \frac{26.73 - [(663a - 750a) - (665b - 750b)] * V_e}{V_s} \quad (\text{Ec. 1})$$

donde V_e es el volumen de extracto de acetona y V_s es el volumen de muestra de agua.

Información satelital

Se utilizaron imágenes satelitales pertenecientes a los sensores ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) y ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) con fecha 22-10-2003 y pertenecientes a la zona de estudio. Estos sensores se encuentran a bordo de los satélites Landsat 7 y TERRA respectivamente. El satélite Landsat 7, pertenece a una serie de misiones de observación de la superficie terrestre llamado Programa Landsat. Este satélite transporta al sensor ETM+, el cual esta equipado con un equipo multispectral de exploración que opera en 8 bandas espectrales ubicadas entre la fracción visible, infrarrojo y térmico del espectro electromagnético. Por su parte, el sensor ASTER obtiene imágenes de alta resolución en 14 bandas espectrales distribuidas entre la región visible, infrarrojo y térmico. Las resoluciones o características más importantes de estos sensores se muestran en la Tabla 1.

La escena ETM+ fue adquirida a partir del sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), cuya dirección es: <http://glovis.usgs.gov>. Mientras que la imagen ASTER se obtuvo del Centro de Análisis de Datos de la Tierra y Teledetección (ERSDAC, Japón) (<http://gds.aster.ersdac.jspacesystems.or.jp>). Al momento de la adquisición, ambas imágenes presentaron un nivel de procesamiento 1T (L-1T) y 1B (L-1B) respectivamente, lo que significa que presentan una buena precisión radiométrica y geométrica, conseguida a partir del uso de puntos de control terrestre (GCPs) y modelos digitales de elevación (DEM) (Tebbs *et al.*, 2013; Rajendran y Nasir, 2014). En ambas imágenes el sistema de referencia se transformó a POSGAR 94.

Desde el año 2003, las imágenes ETM+, presentan una falla permanente conocida como *Scan Line Corrector-off* (SCL-off).

Tabla 1. Principales resoluciones de los sensores ETM+ y ASTER.

Sensor	Resolución			
	Espectral	Espacial	Temporal	Radiométrica
ETM+	VNIR: 5 bandas SWIR: 2 bandas TIR: 1 banda	VNIR, SWIR: 30 m TIR: 60 m Pan: 15 m	16 días	8 bits
ASTER	VNIR: 3 bandas SWIR: 6 bandas TIR: 5 bandas	VNIR: 15 m SWIR: 30 m TIR: 90 m	16 días	VNIR, SWIR: 8 bits TIR: 12 bits.

VNIR: Región espectral del visible e infrarrojo cercano, SWIR: Región del infrarrojo de onda corta, TIR: Región del infrarrojo térmico. Pan: Banda pancromática o banda 8 ubicada en la región VNIR.

Sin embargo, esta falla no ha afectado la calidad radiométrica y geométrica del sensor, afectando solo al 22% de los píxeles de una escena (Chen *et al.*, 2011). Para corregir esta falla se utilizó la herramienta “Land-sat_gapfill.sav” descargada desde el sitio <http://www.exelisvis.com>, la cual proporciona una corrección relativamente fácil, rápida y confiable para los datos perdidos en las imágenes ETM+.

Generación de modelos

Para delimitar la superficie del embalse, en cada una de las imágenes se aplicó el índice NDWI (*Normalized Difference Water Index*, McFeeters, 1996), que permitió aislar los píxeles que no pertenecían al cuerpo de agua. Al contar con los sitios de muestreos georreferenciados se relacionaron los valores de CI-a con la información satelital. Para el procesamiento satelital no se utilizaron las bandas ubicadas en la región del infrarrojo térmico (TIR) de ambos sensores, ya que estas bandas se utilizan para medir la temperatura de superficie. La banda pancromática del sensor ETM+ tampoco fue utilizada ya que es utilizada para la construcción de imágenes sintéticas. Aplicando un análisis de correlación de Pearson se determinaron las bandas espectrales de ambos sensores que presentaron la mayor relación con la variable CI-a. Para generar los algoritmos que mejor explicaron la distribución espacial de esta variable, se aplicó un análisis

de regresión entre las bandas seleccionadas y la variable en estudio. Estos modelos fueron validados mediante un análisis de regresión simple entre los valores observados y estimados de CI-a. Por último, los algoritmos desarrollados se aplicaron en las imágenes satelitales permitiendo la construcción de mapas que sirvieron para predecir y comparar la distribución espacial de la variable en estudio en toda la superficie del cuerpo de agua.

RESULTADOS

La Tabla 2 muestra los valores de los parámetros medidos en el embalse Los Molinos durante la campaña de muestreo.

Mediante el análisis de correlación de Pearson, se determinó que las bandas espectrales 2 y 3 del sensor ETM+ ($r=0.75$ y $r=0.73$, respectivamente) y las bandas 1 y 2 del sensor ASTER ($r=0.69$ y $r=0.73$, respectivamente) fueron las que mejor se relacionaron con la variable CI-a (Tabla 3). Estas bandas se ubican en la fracción verde y roja del espectro electromagnético de ambos sensores. Si bien se observó una asociación significativa ($p<0.05$) entre la variable CI-a y la banda 4 del sensor ETM+, al presentar un bajo coeficiente de correlación ($r=0.49$) esta banda no fue utilizada como variable estimadora. Del mismo modo no se consideró la banda 6 del sensor ASTER, la cual presentó asociación significativa con la CI-a ($p<0.05$) pero un bajo coeficiente de correlación ($r=0.48$).

Tabla 2. Estadística descriptiva de las variables medidas en el embalse Los Molinos.

	T	pH	OD	DS	Turb	Cl-a
Unidad	°C	-	mg/l	m	NTU	µg/l
Media	19.1	7.7	7.3	0.8	12.9	14.6
Desvio estandar	1.6	0.6	2.4	0.2	12.6	7.0
Rango	16.0-20.2	6.9-8.3	3.7-10.8	1.3-2.5	3.6-35.0	5.1-25.0

Tabla 3. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r) encontrados al relacionar las bandas espectrales de los sensores ETM+ y ASTER y la variables Cl-a.

Banda espectral	ETM+	ASTER
1	0.35	0.75
2	0.75	0.79
3	0.73	0.41
4	0.49	0.37
5	0.25	0.49
6	-	0.48
7	0.33	0.41
8	-	0.54
9	-	0.46

En cursiva se muestran las correlaciones significativas ($p < 0.05$).

Utilizando las bandas seleccionadas en el análisis de correlación, se aplicó un análisis de regresión múltiple, obteniendo los modelos de respuesta estimada que mejor explicaron la distribución espacial de la variable Cl-a en el embalse Los Molinos para cada uno de los sensores utilizados ($R^2=0,78$ y $R^2=0,85$ para ETM+ y ASTER respectivamente):

$$Cl-a = -47.50 - 1.53 * Lb2 + 3.58 * Lb3 \quad (\text{Ec. 2})$$

$$Cl-a = 77.24 - 5.30 * Ab1 + 6.58 * Ab2 \quad (\text{Ec. 3})$$

donde Lb2 y Lb3 son los niveles digitales de las bandas espectrales 2 y 3 del sensor ETM+. Mientras que Ab1 y Ab2 son los valores de las bandas 1 y 2 del sensor ASTER.

La buena relación encontrada entre los valores medidos de la variable Cl-a y aquellos estimados por técnicas de sensoramiento remoto ($R^2=0.77$ y $R^2=0.89$ para ETM+ y ASTER respectivamente), confirma la alta capacidad predictiva de los modelos generados (Fig. 2).

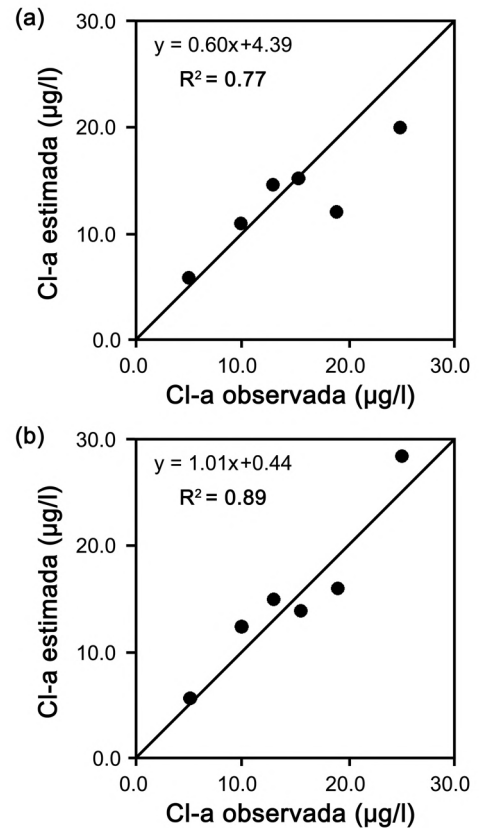


Figura 2: Valores observados versus esperados de la variable Cl-a. (a) Sensor ETM+. (b) Sensor ASTER.

La Fig. 3 muestra los mapas de distribución de Cl-a obtenidos al aplicar los modelos estadísticos en sus correspondientes imágenes satelitales. Como se observó, las concentraciones más elevadas de clorofila se encontraron en la región sudoeste del embalse con valores que superaron los 30.0 µg/l. Mientras que las concentraciones más bajas se observaron la región central y en la zona este del reservorio donde se registraron valores inferiores a 10,0 µg/l.

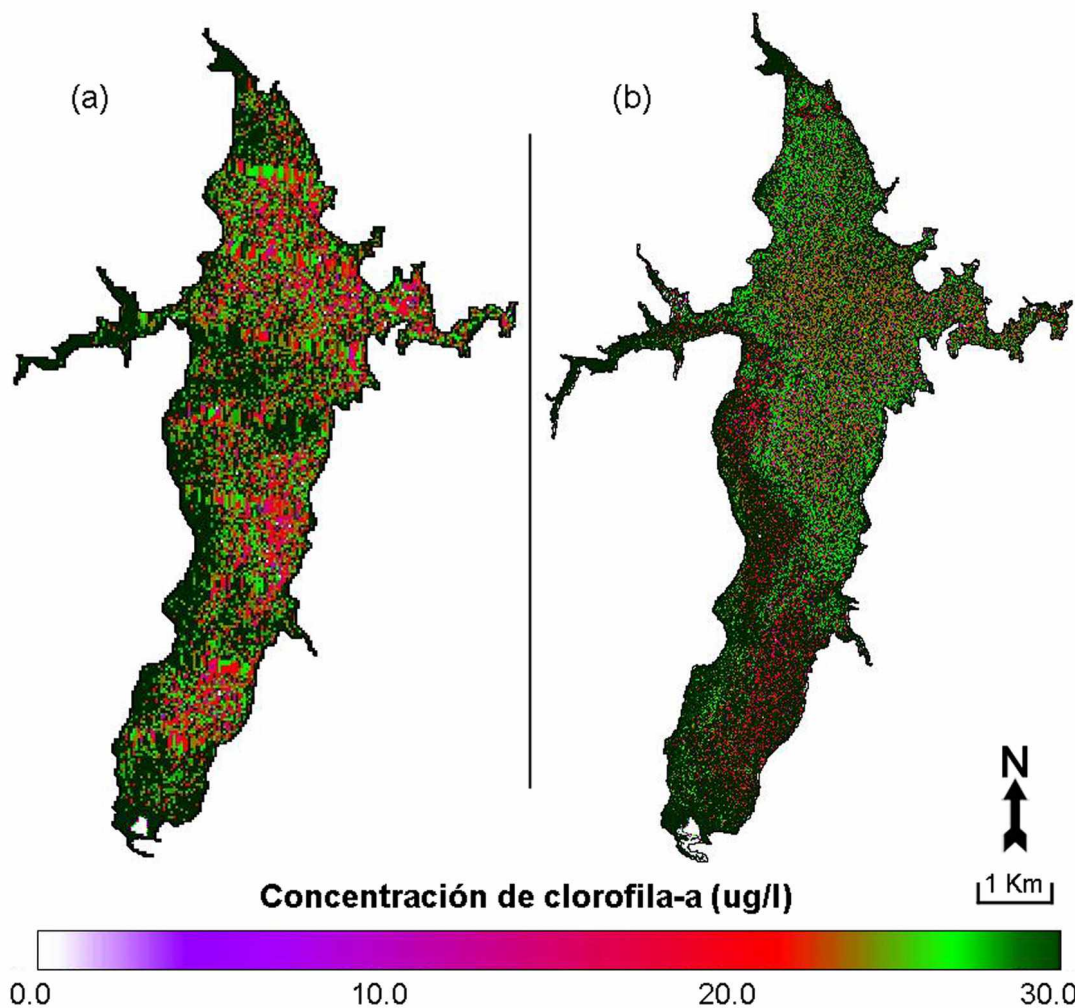


Figura 3: Mapas de distribución de la variable Cl-a en el embalse Los Molinos. (a) Sensor ETM+. (b) Sensor ASTER.

DISCUSIÓN

La determinación de la calidad del agua es considerada la parte central de cualquier estudio de valoración o monitoreo de un lago o embalse. Los parámetros medidos en este reservorio concuerdan con los valores medios de este como de otros embalses de la provincia de Córdoba (Bazán *et al.*, 2005; Ledesma *et al.*, 2012; Bonansea *et al.*, 2014). Las mediciones registradas verificaron las condiciones eutróficas de este cuerpo de agua en relación a los valores límites establecidos por la OECD (1982).

En este estudio se demostró el potencial de integrar datos experimentales con sensores remotos como una herramienta complementaria para el estudio y monitoreo de ecosistemas acuáticos. Al igual que en otros trabajos (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Bonansea *et al.*, 2012; Tebbs *et al.*, 2013), mediante técnicas de teledetección y diferentes análisis estadísticos se relacionó la energía electromagnética detectada por sensores y los datos recolectados en campo para generar modelos predictivos de la variable Cl-a. Estos modelos fueron validados y aplicados

en sus correspondientes imágenes satelitales pudiendo estimar la distribución espacial de este parámetro en toda la superficie del reservorio. Esta modelación es válida para la fecha de adquisición de las imágenes utilizadas.

Se comprobó que los sensores ETM+ y ASTER presentan resoluciones adecuadas para el monitoreo de la dinámica de lagos y embalses sin perder la escala regional. Al analizar los resultados obtenidos se encontró que las bandas espectrales ubicadas en la fracción verde y roja del espectro electromagnético de ambos sensores, fueron las que mejor se relacionaron con la variable Cl-a. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Hellweger *et al.* (2004) y Kulkarni (2011) los cuales demostraron que estas bandas presentaron los coeficientes de correlación más altos al relacionarlos con la Cl-a debido a las propiedades ópticas del fitoplancton.

Los mapas obtenidos a partir de las diferentes imágenes satelitales, sirvieron para identificar áreas con características particulares dentro del reservorio. Al comparar estos mapas, se observó que si bien ambos sensores pueden ser utilizados para el monitoreo de la calidad del agua, el sensor ASTER presenta una mayor resolución espacial que el sensor ETM+. De esta forma, se obtiene una mejor asociación entre los valores observados y estimados, permitiendo además alcanzar una mejor discriminación de la variación espacial del parámetro analizado.

Los satélites de la serie Landsat han sido utilizados para el monitoreo de parámetros de calidad del agua en reservorios acuáticos de nuestro país (Bazán *et al.*, 2005; Bonansea, 2013). Este trabajo representa uno de los primeros esfuerzos en la incorporación del sensor ASTER para el monitoreo de cuerpos de agua superficiales del centro del país.

Los modelos generados pueden suministrar una base para planificar futuros esfuerzos de control en cuerpos de agua, tanto en lo que

respecta al control de la eutrofización como al monitoreo de parámetros de calidad del agua. Se recomienda continuar con el uso de tecnología satelital en programas de monitoreo y gestión de la calidad del agua en distintos lagos y embalses del país y la región, tal como se utiliza en el embalse Los Molinos desde hace una década aproximadamente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al editor y los revisores por sus útiles comentarios sobre este manuscrito. Este estudio se llevó a cabo como parte de programas ambientales cuyos objetivos se centraron en el monitoreo de la calidad del agua de embalses de la provincia de Córdoba (SECyT-UNC y SECyT-UNRC). Financiamiento adicional se obtuvo de CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas).

BIBLIOGRAFÍA

- Ahtiainen, H., y J. Vanhatalo. 2012. The value of reducing eutrophication in European marine areas- A Bayesian meta-analysis. *Ecological Economics*, 83: 1-10.
- Alcantara, E.H., J.L. Stech, J.A. Lorenzetti, M.P. Bonnet, X. Casamitjana, A.T. Assireu y E.M. Leão de Moraes Novo. 2010. Remote sensing of water surface temperature and heat flux over a tropical hydroelectric reservoir. *Remote Sensing of Environment*, 114: 2651-2665.
- APHA (American Public Health Association). 2000. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: 18th ed., APHA-AWWA-WEF.
- Bazán, R., M. Corral, M. Pagot, A. Rodríguez, N. Rodríguez, N. Larrosa, A. Cossavella, S. del Olmo, E. Bonfanti y F. Busso. 2005. Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20(2): 121-135.

- Bonanse, M. 2013. Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Bonanse, M., C. Ledesma, C. Rodríguez y A. Sanchez Delgado. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Ambiente & Agua*, 7(3): 61-71.
- Bonanse, M., C. Ledesma, C. Rodríguez, L. Pinotti. 2014. Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir (Argentina). *Hydrology Research*, En prensa.
- Chen, J., X. Zhu, J.E. Vogelmann, F. Gao y S. Jin. 2011. A simple and effective method for filling gaps in Landsat ETM+ SLC-off images. *Remote Sensing of Environment*, 115(4): 1053-1064.
- Chen, Z., C. Hu y F. Muller-Karger. 2007. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. *Remote Sensing of Environment* 109(2): 207-220.
- Hellweger, F.L., P. Schlosser, U. Lall y J.K. Weisse. 2004. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 437-448.
- Kulkarni, A. 2011. Water quality retrieval from Landsat TM imagery. *Procedia Computer Science*, 6: 475-480.
- Ledesma, C., M. Bonanse, C. Rodríguez y A. Sánchez Delgado. 2013. Determinación de la variabilidad trófica del embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44: 419-425.
- Liu, X., X. Lu y Y. Chen. 2011. The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: An 11-year investigation. *Harmful Algae*, 10(3): 337-343.
- McFeeters, S.K. 1996. The use of normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17: 1425-1432.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report.* OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD Paris, Francia.
- Odermatt, D., A. Gitelson, V.E. Brando y M. Schaepman. 2012. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118: 116-126.
- Rajendran, S. y S. Nasir. 2014. Hydrothermal altered serpentized zone and a study of Ni-magnesioferrite-magnetite-awaruite occurrences in Wadi Hibi, Northern Oman Mountain: Discrimination through ASTER mapping. *Ore Geology Reviews*, 62: 211-226.
- Reinart, A. y M. Reinhold. 2008. Mapping surface temperature in large lakes with MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, 112: 603-611.
- Reinart, A. y T. Kutser. 2006. Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 102: 74-85.
- Sriwongsitanon, N., K. Surakity S. Thianpopirug. 2011. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology*, 401: 203-220.

- Tebbs, E.J., J.J. Remedios y D.M. Harper. 2013. Remote sensing of chlorophyll-a as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 135: 92-106.
- Torbick, N., H. Feng, J. Zhang, J. Qi, H. Zhang y B. Becker. 2008. Mapping Chlorophyll-a Concentrations in West Lake, China using Landsat 7 ETM+. *Journal of Great Lakes Research*, 34(3): 559-565.
- Trivero, P., M. Borasi, W. Biamino, M. Cavagnero, C. Rinaudo, M. Bonansea y S. Lanfri. 2013. River pollution remediation monitored by optical and infrared high-resolution satellite images. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9): 7647-7658.
- Yacobi, Y.Z., W.J. Moses, S. Kaganovsky, B. Sulimani, B.C. Leavitt y A.A. Gitelson. 2011. NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study. *Water Research*, 45: 2428-2436.
- Zhao, D., Y. Cai, H. Jiang, D. Xu, W. Zhang y S. An. 2011. Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources*, 34(2): 165-173.

EVOLUCIÓN DEL ESTADO TRÓFICO Y ESTRUCTURA DEL FITOPLANCTON DE UN LAGO SOMERO DE LA REGIÓN PAMPEANA: LAGUNA SAUCE GRANDE (PCIA. DE BUENOS AIRES, ARGENTINA)

N.L. CONY¹, N.C. FERRER² & E.J. CÁCERES^{1,2}

¹ Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC). La Plata. 1900. Argentina.

² Universidad Nacional del Sur. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia. San Juan 670. 8000. Bahía Blanca. Argentina.
e-mail: noeliacony@hotmail.com

ABSTRACT. Sauce Grande shallow lake is located in the Southwest of the Buenos Aires Province, Argentina, with the river Sauce Grande as both affluent and effluent of it. The aim of this work was to evaluate the trophic state and the characteristics of the phytoplankton community of this shallow lake during an annual cycle. Phytoplankton samples were collected monthly and also physico-chemical parameters were measured. The trophic state of the water body was estimated with Carlson Trophic State Index (TSI) based on chlorophyll *a* concentration. Bacillariophyta was the algal group most widely represented in number of taxa for the entire studied period. In turn, Cyanobacteria was the dominant group with *Synechocystis salina* Wislouch as the dominant species. Chlorophyll *a* concentration ranged between 64.6 and 769.4 mg/m³. The total phytoplankton abundance ranged from 1.6×10⁶ to 5.2×10⁶ ind/ml and the biovolume varied from 9.4×10⁷ to 1.4×10⁹ μm³/ml. The chlorophyll *a* concentration was significantly correlated with phytoplankton abundance but it was not significantly correlated with biovolume. Besides, Carlson's TSI (CI *a*) ranged from 70 to 97. Accordingly, the Sauce Grande shallow lake was classified as hypertrophic for the studied 2012-2013 period, whereas the status of the water body was determined as eutrophic for the autumn of 2010.

Key words: Sauce Grande shallow lake; trophic evolution; abundance; phytoplankton; trophic state.

Palabras clave: laguna Sauce Grande; evolución trófica; abundancia; fitoplancton; estado trófico.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización es uno de los problemas medioambientales más frecuentes en las aguas continentales. La misma es causada principalmente por el aumento de las concentraciones de dos nutrientes fundamentales: nitrógeno y fósforo, generalmente como resultado de actividad antrópica (OCDE, 1982). La evolución del estado trófico de estos cuerpos de agua conlleva cambios en la composición específica y abundancia de las comunidades que lo habitan (Ortega Murillo *et al.*, 2010). Por un lado, se produce el incremento de los productores primarios (Dolbeth *et al.*, 2003), especialmente de las poblaciones fitoplanctónicas

(Weisner *et al.*, 1997; Weithoff *et al.*, 2000; Muylaert *et al.*, 2002) las que, dada su elevada actividad fotosintética, provocan aumentos significativos de la biomasa y del oxígeno disuelto en el ecosistema (Smith y Smith, 2001). Además, el desarrollo de estos organismos aumenta la turbidez, impidiendo que la luz penetre hasta regiones profundas de la columna de agua (Moreno *et al.*, 2010). Asimismo, la biodiversidad se reduce significativamente, tanto por la disminución del número de especies (Ryding y Rast, 1992), como por el incremento diferencial de algunas de ellas (Smith, 1990).

El estado trófico de un ecosistema acuático puede ser definido mediante índices

que describen el grado de eutrofización. Éstos permiten clasificar a los lagos, lagunas y embalses como oligotróficos (con bajos niveles de nutrientes), eutróficos (niveles de nutrientes aumentados) e hipertróficos (con gran abundancia de nutrientes). Estos indicadores y modelos están basados fundamentalmente en parámetros químicos y físicos (*e.g.* concentración de nutrientes y de clorofila *a* fitoplanctónica, turbidez, concentración de oxígeno disuelto) (Carlson, 1977; Lampert y Sommer, 1997).

En los lagos someros los procesos de eutrofización son particularmente complejos debido a las muy estrechas interacciones agua-tierra, agua-aire y agua-sedimentos que tienen lugar en los mismos (Quinn y Sellinger, 2006; Smolders *et al.*, 2006).

El concepto de estado trófico ha sido utilizado en Argentina para lagos y lagunas y generalmente se lo ha relacionado con la calidad de las aguas (Quirós *et al.*, 2002a, b; Quirós, 2005; Quirós *et al.*, 2005; Bohn *et al.*, 2012; Ledesma *et al.*, 2013). En nuestro país, el número de lagos y reservorios que experimentan eutrofización parece haberse incrementado en los últimos años (Fernández *et al.*, 2009).

Las lagunas de la región pampeana, denominadas lagunas pampásicas (Ringuelet, 1972), son lagos de llanura muy poco profundos que no estratifican térmicamente excepto por períodos muy breves (Quirós, 2005; Torremorell *et al.*, 2007). La laguna Sauce Grande, ubicada al sur de la provincia de Buenos Aires, en cercanías de la localidad turística de Monte Hermoso, constituye un ejemplo de ellas. Ha sido definida como un cuerpo lagunar oligohalino, con pH alcalino, turbio, dominado por el fitoplancton y eutrófico otoñal (Ferrer *et al.*, 2012). Este cuerpo de agua posee importancia regional, ya que en él se realizan numerosas actividades recreativas, siendo uno de los principales atractivos la pesca deportiva de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) y el avistaje de

aves, por tratarse también un importante reservorio de avifauna.

Así como los desarrollos urbanos y agrícolas aumentan en forma continua, aumenta también la preocupación sobre la sustentabilidad de la calidad de las aguas para todo tipo de uso humano. Es por ello que el estudio de la hidrología y estado trófico de reservorios y cuencas es crítico para diseñar un correcto manejo del recurso. La presente investigación se desarrolló bajo la hipótesis de que la evolución del estado trófico de la laguna Sauce Grande está acompañada de cambios en la estructura de su comunidad fitoplanctónica. En virtud de ello, se propuso como objetivo evaluar su estado trófico con relación a las variaciones cualitativas y cuantitativas de su fitoplancton.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna Sauce Grande (38° 57' S - 61° 24' O) se localiza en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Fig. 1). El río Sauce Grande entra a la laguna desde el oeste y sale de la misma por el este, poco antes de su desembocadura en el mar. La laguna posee un área de 21,55 km² (Fornerón *et al.*, 2010a) y profundidades que oscilan entre 0,60 m y 1,80 m, siendo la profundidad media histórica de 1,40 m (Fornerón, 2013). El clima de la región es templado con veranos e inviernos bien definidos y primaveras y otoños moderados. Los valores medios mensuales de temperatura oscilan entre los 14°C y los 20°C. Las precipitaciones son irregulares, de tipo frontal con valores anuales entre los 600 a 700 mm, lo que otorga al clima el carácter de subhúmedo (Campo de Ferreras *et al.*, 2004).

Diseño de muestreo

Se realizaron muestreos mensuales durante un ciclo anual, desde abril de 2012 a marzo de 2013, en un sitio costero de la laguna (Fig. 1).

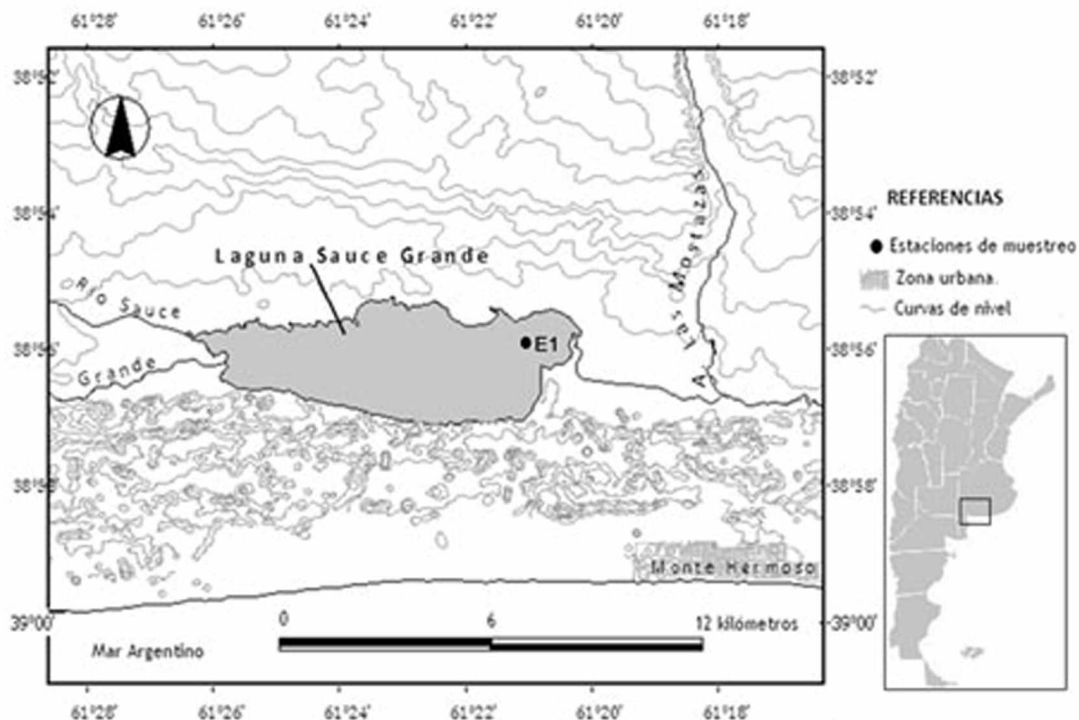


Figura 1. Ubicación del área de estudio y el sitio de muestreo.

Las muestras para el estudio cualitativo del fitoplancton se tomaron con red de plancton de 30 μm de apertura de malla y se fijaron *in situ* con formaldehído al 4% (concentración final 0,4%). Las muestras para el análisis cuantitativo se tomaron de modo subsuperficial con botellas plásticas de 200 ml y fijadas *in situ* con solución de Lugol.

VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

La temperatura del agua, la turbidez, el pH, la conductividad y la salinidad se registraron *in situ* con un multisensor Horiba U-10. La transparencia del agua se determinó mediante un disco de Secchi.

También se tomaron muestras para determinar la concentración de clorofila *a*, de acuerdo al método espectrofotométrico recomendado por APHA (1998). El esta-

do trófico de la laguna se estableció mediante la aplicación del Índice de Estado Trófico de Carlson (o TSI: "Trophic State Index", Carlson, 1977) utilizando los valores de concentración de clorofila *a* en superficie.

MUESTRAS BIOLÓGICAS

La observación de las muestras para las determinaciones taxonómicas se realizó con microscopios ópticos Leitz SM Lux y Zeiss Axiolab con contraste de fases y fluorescencia, con equipo fotográfico incorporado. Para la identificación se consultó bibliografía especializada (Bourrelly, 1966; Hindák, 1977, 1984, 1988, 1990; Komárek y Fott, 1983; Komárek y Anagnostidis, 1999, 2005) y estudios similares en lagunas pampeanas (Guarrera *et al.*, 1968, 1972).

Para la observación de diatomeas se eliminó la materia orgánica mediante oxidación con H_2O_2 y calor. Se realizaron preparados permanentes con resina tipo Naphrax para su análisis bajo microscopio óptico y preparados convencionales para microscopía electrónica de barrido, a fin de lograr la identificación a nivel de especie, siguiendo a Krammer y Lange-Bertalot (1986) y Simonsen (1987), entre otros.

Los recuentos se efectuaron en una cámara de recuento tipo Sedgwick-Rafter (1ml de capacidad), de acuerdo al método de McAlice (1971), bajo microscopio invertido Nikon Eclipse TE 300, con cámara Nikon Digital Sight DS-U2 incorporada. Los resultados de abundancia se expresaron en ind/ml.

El biovolumen geométrico, que considera el volumen de las formas dimensionales de los organismos en combinación con el conteo al microscopio, puede utilizarse para estimar la biomasa fitoplanctónica (Hernández *et al.*, 2011). Con ese fin, se calculó el volumen celular ($\mu m^3/ml$) asignando una forma geométrica conocida a cada especie, de acuerdo a Hillebrand *et al.* (1999).

Análisis estadístico

Para determinar si la abundancia, el biovolumen y la concentración de clorofila *a* presentaban diferencias estadísticamente significativas entre los meses de muestreo se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (H). La significancia estadística de la relación entre el biovolumen y la clorofila *a*, así como la de la abundancia fitoplanctónica y la clorofila *a*, fue establecida por medio del coeficiente de correlación por rangos de Spearman.

Se realizaron análisis de agrupamientos por ligamiento completo a los efectos de de-

terminar si las variaciones temporales de las variables fisicoquímicas y del fitoplancton establecieron similitudes entre los meses muestreados. Para estos análisis estadísticos se utilizó el programa InfoStat versión estudiantil (Di Rienzo *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

Los valores de las variables ambientales registradas para el período estudiado se presentan en la Tabla 1. La profundidad en el sitio de muestreo fue variable, con un registro mínimo de 0,25 m en julio de 2012 y un máximo de 1 m en el mes de octubre de ese año. La transparencia nunca superó los 10 cm. Los valores medios de pH y conductividad fueron de 10,02 y 11,13 mS/cm, respectivamente.

Durante el ciclo anual, la concentración de clorofila *a* alcanzó un valor promedio de 359,2 mg/m^3 . Su valor máximo fue de 769,4 mg/m^3 en septiembre de 2012, mientras que el mínimo fue de 64,6 mg/m^3 en noviembre de ese mismo año. El Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) basado en la concentración de clorofila *a* arrojó valores entre 70 y 97, y el mismo índice, calculado a partir de la lectura del disco de Secchi, varió entre 93 y 103. Estos valores indicaron la condición hipertrófica de la laguna durante la mayoría de los meses muestreados, según los valores establecidos por la OCDE (1982) (Tabla 2). La correlación de la turbidez con la concentración de clorofila *a*, resultó significativa (R-Spearman= 0,67, $p < 0,05$). También se determinó una correlación significativa y negativa entre la profundidad y la concentración de clorofila *a* (R-Spearman= 0,67, $p < 0,05$) (Fig. 2).

El análisis de agrupamiento realizado basado en las variables fisicoquímicas, mostró la presencia de dos épocas bien diferenciadas en la laguna y una tercera de tran-

sición (Fig. 3). En la primera época, entre abril y septiembre de 2012, se registraron los valores más bajos de temperatura y conductividad. En la segunda época, de enero a marzo de 2013, los valores de temperatura y conductividad fueron mayores. La época de transición, caracterizada por las mayores profundidades del cuerpo de agua, transcurrió de octubre a diciembre de 2012. La primera época comprendió los meses con menor temperatura ambiente, mientras que la segunda época se correspondió con los meses más cálidos y secos.

Fitoplancton

Análisis cualitativo

Se identificaron 85 taxones, de los cuales 39 fueron Bacillariophyta (40% diatomeas pennadas y 6% diatomeas céntricas), 32 Chlorophyta (38%), y 14 Cyanobacteria (16%) (Fig. 4 y Tabla 3). Se registró la presencia de especies indicadoras de eutrofización (*Monoraphidium contortum*, *M. minutum*, *Pediastrum boryanum*, *Scenedesmus* spp., *Schroederia setigera* y *Synechococcus* spp.), y de especies citadas para otros ambientes salobres como *Chaetoceros muelleri* y *Cyclotella meneghiniana*.

Tabla 1. Valores máximo, mínimo y medio mensual de las variables fisicoquímicas registradas en el sitio de muestreo para la laguna Sauce Grande, durante el periodo abril 2012-marzo 2013.

	Mínimo	Máximo	Media	DE
Conductividad (mS/cm)	9,10	10,05	11,13	2,42
pH	8,42	10,75	10,02	0,69
Turbidez (UNT)	650,00	999,00	966,00	99,94
Transparencia (m)	0,05	0,10	0,05	0,03
Profundidad (m)	0,25	1,00	0,49	0,25
Temperatura (°C)	5,10	26,10	14,90	6,53
Salinidad (UPS)	0,48	0,94	0,62	0,16
MPS (mg/l)	896,00	1280,00	1076,60	152,27
Clorofila a (mg/m ³)	327,60	749,20	486,05	143,15
TSI Carlson (Cl a)	70	97	88	7

DE: Desviación Estándar; UNT: Unidades Naturales de Turbidez; UPS: Unidades Prácticas de Salinidad; MPS: Material Particulado en Suspensión; TSI: Índice de Estado Trófico.

Tabla 2. Clasificación trófica de la laguna Sauce Grande en función de los valores medios anuales de transparencia (m) y de concentración de clorofila a (mg/m³), según el índice de OCDE (1982).

	Categoría trófica	Clorofila a (mg/m ³)	Transparencia (m)
Índice OCDE (1982)	Ultraoligotrófico	< 1	> 12
	Oligotrófico	1 a 2,5	12 a 6
	Mesotrófico	2,5 a 7,9	6 a 3
	Eutrófico	7,9 a 25	3 a 1,5
	Hipertrófico	> 25	< 1,5
Laguna Sauce Grande	Hipertrófico	359,20	0,05

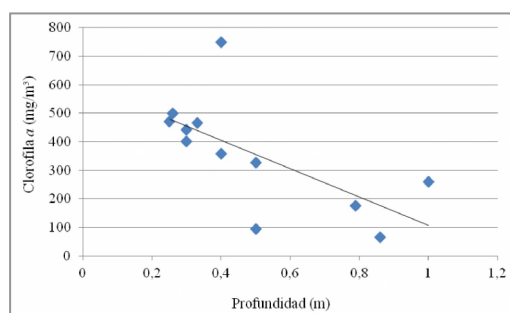


Figura 2. Relación entre la concentración de clorofila a y la profundidad en la laguna Sauce durante el ciclo anual estudiado.

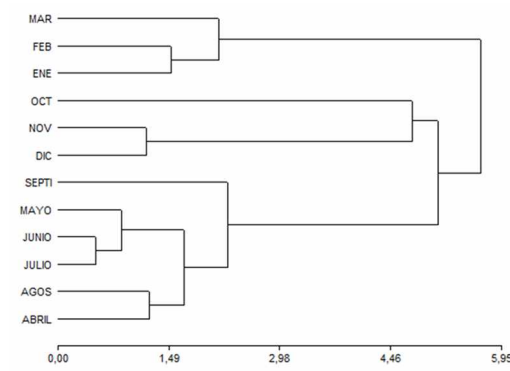


Figura 3. Resultados del análisis de agrupamiento con ligamiento completo en base a los datos fisicoquímicos obtenidos en la laguna Sauce Grande durante abril 2012 y marzo 2013.

Tabla 3. Listado de taxones fitoplanctónicos de la laguna Sauce Grande durante el período abril 2012–marzo 2013.

Chlorophyta

Ankistrodesmus falcatus (Corda)
Crucigenia quadrata Morren
Dictyosphaerium pulchellum var *minutum* Deflandre
D. ehremergianum Nägeli
Eutetramorus cf. *fortii* (Hindák) Komárek
Juranyiella javorkae (Hortobágyi) Hortobágyi
Kirchneriella cf. *microscopica* Nygard
Lagerheimia subsalsa Lemmermann
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová
M. minutum (Nägeli) Komárková-Legnerová
M. tortile (West y G.S.West) Komárková-Legnerová
Oocystella borgei (J.Snow) Hindák
O. marsonii (J.Snow) Hindák
Oocystella sp.
Oocystis borgei J.Snow
O. eremosphaeria G.M. Smith
Pediastrum boryanum (Turp.) Meneghini
P. duplex Meyen
Planctonema lauterbornii Schmidle
Quadricoccus ellipticus Hortobágyi
Scenedesmus costato-granulatus Skuja
S. intermedius Chodat
S. nanus Chodat
S. quadricauda (Turp.) de Brebisson
S. cf. *subspicatus* Chodat
Schroederia setigera (Schröder) Lemmermann
Staurastrum planctonicum (Teiling)
Tetraedron caudatum (Corda) Hansgirg
T. gracile (Reinsch) Hansgirg
T. minimum (A. Braun) Hansgirg
T. muticum (A. Braun) Hansgirg
Tetrastrum staurongeniforme (Schröder) Lemmermann

Cyanobacteria

Aphanocapsa conferta (West y G.S.West) Komárková-Legnerová y Cronberg
A. elachista W.West y G.S.West
A. holsatica (Lemmermann) Cronberg et Komárek
A. incerta (Lemmermann) Cronberg y Komárek
A. nubilum Komárek et Kling
Aphanotece clathrata (West y G.S.West)
A. cf. *saxicola* Nägeli
Chroococcus minimus (Keissler) Lemmermann
C. vacuolatus Skuja
Cyanodictyon planctonicum Meyer

Merismopedia tenuissima Lemmermann
Microcystis wesenbergii (Komárek) Komárek
Synechocystis salina Wislouch
Synechococcus nidulans (Pringsheim) Komárek

Bacillariophyta

Amphora aff. *copulata* (Kützing) Schoeman y R.E.M.Archibald
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen
Chaetoceros muelleri Lemmermann
Cocconeis placentula var. *euglypta* (Ehrenberg) Grunow
C. placentula var. *lineata* (Ehrenberg) van Heurck
Craticula aff. *accomoda* (Hustedt) D.G.Mann
Cyclostephanos cf. *patagonicus* J.M.Guerrero y R.O.Echenique
Cyclotella meneghiniana Kützing
Diploneis puella (Schumann) Cleve
Encyonema aff. *minutum* (Hilse) D.G.Mann
Epithemia aff. *adnata* (Kützing) Brébisson
E. aff. *sorex* Kützing
Gomphonema clavatum Ehrenberg
G. aff. *olivaceum* (Hornemann) Kützing
Gyrosigma sp.
Hippodonta sp.
Navicula tripunctata (O.F.Müller) Bory de Saint-Vincent
N. aff. *gregaria* Donkin
N. aff. *peregrina* (Ehrenberg) Kützing
Nitzschia sp.
Opephora sp.
Pinnularia sp.
Placoneis aff. *constans* (Hustedt) E.J.Cox var. *symmetrica*
Pseudostaurosira brevistriata var. *inflata* (Pantocsek) Hartley
Pseudostaurosira sp. 1
Pseudostaurosira sp. 2
Punctastriata sp.
Rhopalodia aff. *gibberula* (Ehrenberg) Otto Müller
Rhoicosphenia sp.
Staurosira construens Ehrenberg
Surirella brebissonii Krammer y Lange-Bertalot
S. rorata J.Frenguelli
S. striatula Turpin
S. aff. *ovalis* Brébisson
Tabularia sp.
Thalassiosira patagonica N.Maidana
Tryblionella apiculata Gregory
T. levidensis W.Smith
Ulnaria ulna (Nitzsch) P.Compère

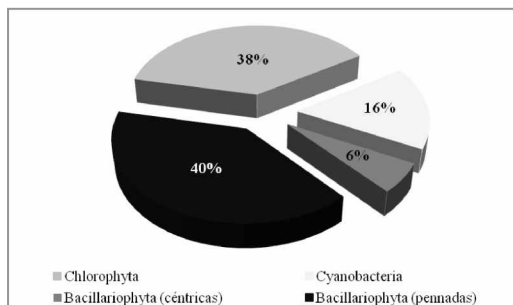


Figura 4. Contribución porcentual relativa de los principales taxones a la composición fitoplanctónica de la laguna Sauce Grande durante el período estudiado.

Análisis cuantitativo

La abundancia fitoplanctónica no presentó diferencias significativas durante el ciclo anual ($H=11$, $p>0,05$). Se obtuvo un valor mínimo de $1,6 \times 10^6$ ind/ml en diciembre de 2012 y un valor máximo de $5,2 \times 10^6$ ind/ml en mayo de 2012. Cyanobacteria resultó el grupo más abundante, seguido por Chlorophyta y luego por Bacillariophyta (Fig. 5). *Synechocystis salina* Wislouch fue la especie dominante durante todo el ciclo anual, con una representación relativa creciente, dado que llegó a representar el 71% de la abundancia total en marzo de 2013 (Fig. 6). Por su parte, *Chroococcus minimus*, *Aphanocapsa elachista* y *A. nubilum* se constituyeron como las especies subdominantes.

El análisis de conglomerados basado en la abundancia fitoplanctónica total mostró dos épocas: una fría, de abril a septiembre de 2012, y otra cálida, de octubre de 2012 a marzo de 2013 (Fig. 7). Las especies que definieron al primer período fueron *Aulacoseira granulata*, *Aphanocapsa holsatica*, *Cyanodictyon planctonicum*, *Dictyosphaerium pulchellum* var. *minutum*, *Kirchneriella* cf. *microscopica*, *Monoraphidium contortum*, *M. tortile* y *Scenedesmus costato-granulatus*. En cambio, la época cálida estuvo caracterizada por *Cyclotella meneghiniana*, *Chroococcus vacuolatus*, *Hippodonta* sp., *M. minutum*, *S. quadricauda* y *Tetrastrum staurogenieforme*.

Por su parte, la variación del biovolumen de cada grupo fitoplanctónico tampoco mostró diferencias en los meses muestreados ($H=11$, $p>0,05$) (Fig. 8) y se obtuvieron valores entre $9,4 \times 10^7$ y $1,4 \times 10^9 \mu\text{m}^3/\text{ml}$. Bacillariophyta registró los biovolúmenes más importantes, mientras que Cyanobacteria presentó los valores más bajos.

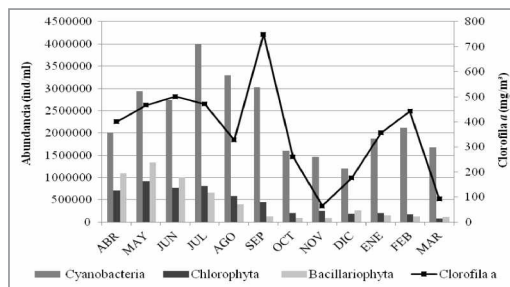


Figura 5. Variación temporal de la abundancia de los principales taxones fitoplanctónicos y concentración de clorofila *a* en la laguna Sauce Grande durante el período estudiado.

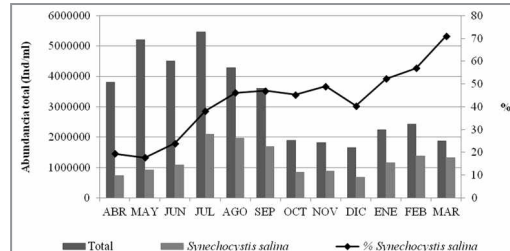


Figura 6. Abundancia fitoplanctónica total, abundancia de la especie dominante y su aporte porcentual a la abundancia total en la laguna Sauce Grande durante el período estudiado.

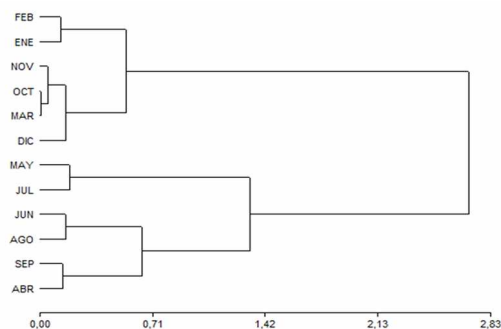


Figura 7. Resultados del análisis de agrupamiento con ligamiento completo en base a los datos de abundancia fitoplanctónica (ind/ml) obtenidos en la laguna Sauce Grande durante abril 2012 y marzo 2013.

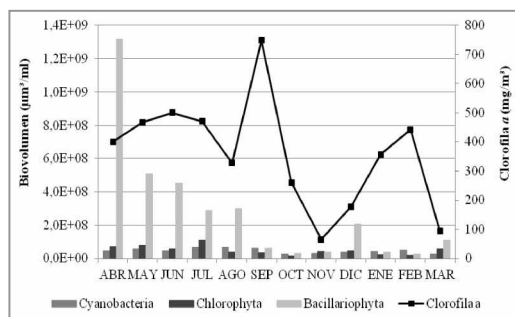


Figura 8. Variación mensual del biovolumen de los principales taxones y concentración de clorofila *a* en la laguna Sauce Grande durante el periodo estudiado.

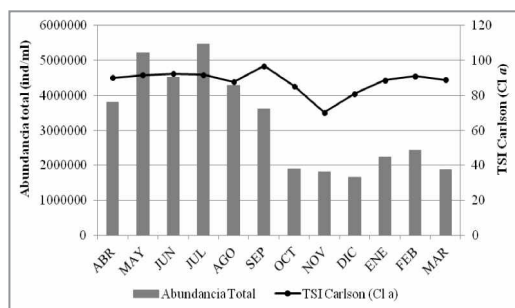


Figura 9. Relación entre la abundancia fitoplanctónica total y el Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) en la laguna Sauce Grande, para el ciclo anual abril 2012-marzo 2013.

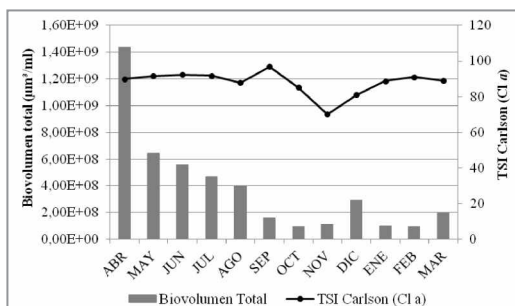


Figura 10. Relación entre el biovolumen fitoplanctónico total y el Índice de Estado Trófico de Carlson (TSI) basado en la concentración de clorofila *a* en la laguna Sauce Grande, para el ciclo anual abril 2012-marzo 2013.

Relaciones Biovolumen-Clorofila *a* y Abundancia-Clorofila *a*

Se halló una correlación altamente significativa entre la abundancia fitoplanctónica total y la concentración de clorofila *a* [R-Spearman de 0,78 ($p < 0,01$)]. No se halló

correlación entre la concentración de clorofila *a* y el biovolumen total [R-Spearman 0,33 ($p > 0,01$)].

En las Fig. 5 y 8 se presentan estas relaciones para los principales grupos fitoplanctónicos representados en la laguna, mientras que las Fig. 9 y 10 muestran la relación entre la abundancia fitoplanctónica total y el biovolumen total con el TSI de Carlson.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren una evolución del estado trófico de la laguna Sauce Grande desde un estado eutrófico otoñal inicial (Ferrer *et al.*, 2012) a un estado hipertrófico para el período 2012-2013 estudiado. Esta situación se vio reflejada tanto en los cambios fisicoquímicos del ambiente como en la composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica.

La laguna Sauce Grande presenta características de una típica laguna pampeana, dado su carácter somero y la homogeneidad de los parámetros fisicoquímicos y biológicos. Como lago de llanura, la cubeta es generalmente pequeña con relación a la superficie de su espejo de agua. Ello conduce a que el tiempo de permanencia del agua en una laguna varíe directamente con el balance precipitación-evapotranspiración durante el ciclo de seca-inundación característico del paisaje pampeano. Los casos de extrema sequía o intensas precipitaciones producen cambios drásticos en la estructura y el funcionamiento de cualquier laguna pampeana típica (Quirós *et al.*, 2002 a,b). Asimismo, la hidrología de la laguna Sauce Grande es altamente dependiente de las precipitaciones *in situ* (Fornerón *et al.*, 2010b). En este aspecto, y como consecuencia de la sequía registrada para la zona se declaró la Emergencia Agropecuaria (Resolución 331/2010 del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la provincia de Bue-

nos Aires, <http://www.minagri.gob.ar>). Sumado a ello, el desvío de agua desde el río afluente de la laguna hacia los campos aledaños a su cuenca (ver datos provistos por la Autoridad del agua, Ministerio de Infraestructura de la provincia de Buenos Aires, <http://www.ada.gba.gov.ar>), provocó la disminución del nivel de agua de la laguna, registrándose para el período de estudio profundidades máximas inferiores a las mencionadas por otros autores para este cuerpo de agua (Fornerón *et al.*, 2010a, b; Ferrer *et al.*, 2012). Podría especularse que este descenso del nivel de agua de la laguna, con respecto a los datos registrados para el otoño de 2010 (Ferrer *et al.*, 2012) determinó una mayor concentración de clorofila *a*. Paralelamente se evidenciaron un aumento de la turbidez y una disminución de la transparencia del agua. De la aplicación del TSI de Carlson en función de estos parámetros fisicoquímicos (clorofila *a* y transparencia), surge la caracterización de hipertrófica de la laguna Sauce Grande para el período estudiado. Por otro lado, la existencia de una relación significativa entre la turbidez y la concentración de clorofila *a* sugiere la naturaleza orgánica del material en suspensión. En contraposición, en otros ambientes acuáticos, la turbidez se atribuye a la resuspensión de componentes inorgánicos del sedimento por acción del viento, tal como ocurre en estudios realizados en lagos europeos (de Vicente *et al.*, 2006; Borell-Lövstedt y Bengtsson, 2008).

Las variaciones en la concentración de clorofila *a* acompañaron también cambios en la abundancia fitoplanctónica, explicada mayormente por cianobacterias (Fig. 5), y en particular por la abundancia de la especie dominante, *Synechocystis salina* (Fig. 6). La sucesión estacional del fitoplancton con dominancia de cianobacterias durante todo el año observada en el ciclo

anual estudiado, coincide con el tipo I de la clasificación para ambientes hipertróficos someros definida por Alvarez-Cobelas y Jacobsen (1992) con la información de diferentes regiones del mundo. Por otra parte, la densidad fitoplanctónica total registró valores del orden de 10^6 ind/ml, superando los valores del orden de 10^3 ind/ml registrados en el otoño de 2010 (Ferrer *et al.*, 2012). Según Margalef (1983) abundancias fitoplanctónicas del orden de 10^4 a 10^6 cél/ml, son características de ambientes hipertróficos.

En el aspecto cualitativo, la comunidad fitoplanctónica de la laguna cambió con respecto al otoño de 2010, cuando se registró la dominancia de algas verdes, con *Planctonema lauterbornii* Schmidle (Chlorophyta) como la especie dominante (Ferrer *et al.*, 2012). En el período del presente estudio, por el contrario, el mayor número de taxones registrados correspondió a Bacillariophyta, seguida por Chlorophyta y Cyanobacteria. Asimismo, se determinó la presencia de especies indicadoras de eutroficación, como *Pediastrum boryanum* y *Schroederia setigera* (Temponeras *et al.*, 2000) y de especies citadas para otros ambientes salobres como *Chaetoceros muelleri* y *Cyclotella meneghiniana* (Santoyo y Signoret, 1978; Izaguirre y Vinocur, 1994; Salusso *et al.*, 1997). Por su parte, especies de los géneros *Monoraphidium* y *Microcystis* se consideran organismos indicadores de capas de agua mezcladas y poco profundas, mientras que *Pediastrum* y *Scenedesmus* son indicadores de condiciones de elevadas concentraciones de nutrientes en bajas profundidades de la columna de agua (Reynolds *et al.*, 2002).

El análisis de conglomerados realizado a partir de los datos fisicoquímicos en este estudio, permitió establecer dos épocas bien diferenciadas, una fría y de

baja conductividad, comprendida entre abril y septiembre de 2012, y otra cálida con altos valores de concentración iónica que abarcó de enero a marzo de 2013. Además, se determinó una tercera época de transición, de octubre a diciembre de 2012, caracterizada por las mayores profundidades del cuerpo de agua. A su vez, el agrupamiento basado en la abundancia fitoplanctónica separa el ciclo anual en dos grupos caracterizados por diferentes especies. En el primer grupo se destaca la abundancia de *Aulacoseira granulata* y *Aphanocapsa holsatica*, entre otras, mientras que en el segundo, *C. meneghiniana*, *Chroococcus vacuolatus* y *Monoraphidium minutum* fueron las especies más representadas. Estos análisis estarían indicando la influencia de la temperatura, la conductividad y la profundidad en la variación temporal de la comunidad fitoplanctónica.

AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de este trabajo fue realizado por la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC): Beca de Perfeccionamiento de NLC y la Universidad Nacional del Sur (UNS): (PGI 24/B196). Los autores agradecen al Lic. Ricardo Camina por su asesoramiento estadístico y a la Dra. Ana Martínez por las determinaciones químicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez-Cobelas, M. y B.A. Jacobsen. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum*, 2: 184-199.
- American Public Health Association (APHA). 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washington, DC, 541 pp.
- Bohn, V.Y., M.C. Piccolo, P.D. Pratolongo y G.M.E. Perillo. 2012. Evaluación del estado trófico de dos lagunas pampeanas (Argentina). *Ecología*, 24: 11-26.
- Borell-Lövstedt, C. y L. Bengtsson. 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquatic Sciences*, 70: 304-313.
- Bourrelly, P. 1966. Les algues d'eau douce. Initiation a la systematique, Saint-André-des Arts, Paris, 512 pp.
- Campo de Ferreras, A., A. Capelli de Steffens y P. Diez. 2004. El clima del Sudoeste Bonaerense. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía y Turismo, 99 pp.
- Carlson, R. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.
- De Vicente, I., V. Amores y L. Cruz-Pizarro. 2006. Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interactions? *Limnetica*, 25(1-2): 253-270.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. González, M. Tablada y W.C. Robledo. 2008. InfoStat (Versión 2008). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dolbeth, M., M.A. Pardal, A.I. Lilleblo, U. Azeiteiro y J. C. Marques. 2003. Short-and long- term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*, 10 (1007): 1133-1135.
- Fernández, C., E.R. Parodi y E.J. Cáceres. 2009. Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: An inland reservoir in Argentina. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 14: 85-101.

- Ferrer, N.C., N.L. Cony, C.F. Fornerón y M.C. Piccolo. 2012. Caracterización del fitoplancton y estado trófico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina) en el otoño de 2010. *Biología Acuática*, 27: 129-141.
- Fornerón, C.F. 2013. Hidrografía de la Laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires) en época de sequía. Universidad Nacional del Sur, Departamento de Geografía, 211 pp.
- Fornerón, C.F., M.C. Piccolo y M.E. Carbone. 2010a. Análisis morfométrico de la laguna Sauce Grande (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Huellas*, 14: 11-30.
- Fornerón, C.F., M.C. Piccolo, N.L. Cony y N.C. Ferrer. 2010b. Hidrografía de la laguna Sauce Grande durante el otoño de 2010 (Provincia de Buenos Aires). *Contribuciones Científicas Sociedad Argentina de Estudios Geográficos-GAEA*, 22: 197-206.
- Guarrera, S.A., S. Cabrera, E. López y G. Tell. 1968. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires I. Área de la Pampa deprimida. *Revista Museo de La Plata (Nueva Serie) (Bot.)*, 10 (49): 223-331.
- Guarrera, S.A., L. Malacalza y F.P. López. 1972. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) (Bot.)*, 67: 161-222.
- Hernández, E., N.J. Aguirre y J.A. Palacio. 2011. Relationship between chlorophyll a pigment and algal geometric biovolume determination in a floodplain lake (Ciénaga Ayapel, Córdoba-Colombia). *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 60: 159-169.
- Hillebrand, H., C.D. Dürselen, D. Kirschtel, U. Pollinger y T. Zohary. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35(2): 403-424.
- Hindák, F. 1977. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). I. *Biologické Práce*, 23: 1-190.
- Hindák, F. 1984. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). III. *Biologické Práce*, 30: 1-308.
- Hindák, F. 1988. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) IV. *Biologické Práce*, 34: 1-263.
- Hindák, F. 1990. Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae) V. *Biologické Práce*, 36: 1-225.
- Izaguirre, I. y A. Vinocur. 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina) based on phytoplankton bloom. *Nature*, 352: 612-614.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. *Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales*. Stuttgart. Von Huber-Pestalozzi, Germany, 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1999. *Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales*. Gustav Fischer. Jena Stuttgart- Lübeck- Ulm, 548 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. *Süßwasserflora von Mitteleuropa Cyanoprokaryota. 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales*. Büdel, B.; Krienitz, L.; Gärtner, G. y M Schagerl, 759 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. *Bacillariophyceae I*. Fischer Verlag, New York, 876 pp.
- Lampert, W. y U. Sommer. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, New York, 324 pp.
- Ledesma, C., M. Bonansea, C.M. Rodríguez y A.R. Sánchez Delgado. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44: 419-425.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona, 1010 pp.

- McAlice, B.J. 1971. Observations on the small-scale distributions of estuarine phytoplankton. *Marine Biology*, 7: 100-111.
- Moreno, D.P., J. Quintero y A. López. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78: 25-33.
- Muyllaert, K., K.V.D. Gucht, N. Vloemans, L.D. Meester, M. Gillis y W. Vyverman. 2002. Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus top-down variables in four eutrophic shallow lakes. *Applied Environmental Microbiology*, 68: 4740-4750.
- OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris, 164 pp.
- Ortega Murillo, M.R., R. Alvarado Villanueva, R. Hernández Morales y J.D. Sánchez Heredia. 2010. Evolución trófica de un lago tropical hiposalino en México con base al fitoplancton. *Biológicas*, 12(2): 75-81.
- Quinn, F. y C. Sellinger. 2006. Reconstrucción of Lake Michigan-Huron water levels derived from tree ring chronologies for the period 1600-1961. *Journal of Great Lakes Research*, 32: 29-39.
- Quirós, R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. *Investigación y Ciencia*. Madrid, 13pp.
- Quirós, R., A.M. Rennella, M.B. Boveri, J.J. Rosso y A. Sosnovsky. 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12:175-185.
- Quirós, R., J.J. Rosso, A.M. Rennella, A. Sosnovsky y M.B. Boveri. 2002b. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11): 584-591.
- Quirós, R., M.B. Boveri, C.A. Petracchi, A. Rennella, J.J. Rosso, A. Sosnovsky y H. von Bernard. 2005. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. *En: J. G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi, C. Sidagis Galli (Eds.) Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Instituto Internacional de Ecología, Instituto Internacional de Ecología e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Inter - Academy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences, Brasil, 531pp.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kurk, L. Naselli-Flores y S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Ringuelet, R.A. 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago del tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de Argentina). *Physis*, 31 (82): 55-76.
- Ryding, S.O. y W. Rast. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ed. Pirámide, Madrid, 355 pp.
- Salusso, M.M., L.B. Moraña y V. Liberal. 1997. Procesos de autodepuración en ríos del Valle de Lerma, Salta (Argentina). Cuadernos de CURIHAM (Centro Universitario Rosario de investigaciones Hidroambientales), 4: 27-38.
- Santoyo, H. y M. Signoret. 1978. Fitoplancton de la laguna del Mar Muerto en el sur del Pacífico Norte. *An Centro Ciencias del Mar y Limnología. UNAM*, 6 (2): 71-80.
- Simonsen, R. 1987. Atlas and catalogue of the diatom types of Friedrich Hustedt. J. Cramer, Berlin & Stuttgart, 525 pp.
- Smith, R.L. y T.M. Smith. 2001. *Ecología*. Ed. Addison Wesley, Madrid, 639 pp.
- Smith, V.H. 1990. Phytoplankton responses to eutrophication in inland waters. *En:*

- I. Akatsuka (Ed.) Introduction to applied phycology. SPB Academic Publishing, Netherlands: 231-249.
- Smolders, A., L. Lamers, E. Lucassen, G. Van Der Velde y J. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it—a review. *Chemistry and Ecology*, 22(2): 93-111.
- Temponeras, M., J. Kristiansen y M. Moustaka-Gouni. 2000. Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece. *Hydrobiología*, 424: 109-122.
- Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray y H. Zagarese. 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, Laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37: 100-108.
- Weisner, S.E.B., J.A. Strand y H. Sandsten. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 109: 592-599.
- Weithoff, G., A. Lorke y N. Walz. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, 125: 91-100.

APLICACIÓN DE ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUA EN UN ARROYO PAMPEANO UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES (GUALEGUAYCHÚ, ENTRE RÍOS, ARGENTINA)

M.C. CRETТАZ-MINAGLIA^{1,2}, R.A. JUÁREZ¹, I. AGUER¹,
E.D. BORRO¹ & R.B. PERUZZO¹

¹ Sede Gualeguaychú, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos. San Martín N°575, Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina.

² Laboratorio de Toxicología General, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata. Calle 48 y 115, La Plata, Argentina
e-mail: cretta.melina@uader.edu.ar

ABSTRACT. Water quality can be evaluated through a set of physical, chemical and environmental variables that characterize the water body under study. These variables, along with the climate impact, hydrological regime and land use, determine the diversity of organisms. Santa Barbara Stream is a low-order stream and is located in the Gualeguaychú Department, Entre Ríos, in the Pampean Ecoregion. In order to study the water quality, benthonic macroinvertebrates and physical chemical variables were studied, between March and October 2012. Sixteen orders, 1 suborder and 27 invertebrates families were found. The most abundant families were *Cochliopidae*, *Paleomonidae*, *Caenidae*, and *Sphaeriidae*. BMWP, IBF, IMRP and IBPamp biotic indices and diversity index of Shannon-Weaver were applied. These showed different results suggesting the need for further studies of water bodies of the Pampas Ecoregion and adjustment of indices for the region. The combined application of different rates indicates that the stream shows signs of seasonal organic pollution associated with land use in the basin.

Key words: stream; bioindicadores; contaminación; macroinvertebrados.

Palabras clave: arroyo; bioindicadores; contaminación; macroinvertebrados.

INTRODUCCIÓN

La bioindicación es una herramienta muy utilizada en la actualidad debido al intenso deterioro que sufren los cuerpos de agua y la consecuente necesidad de monitoreo, control y remediación ambiental. La contaminación del agua es un problema para la salud de todos los seres vivos que habitan en el planeta (Carrera Reyes y Fierro Peralbo, 2001). Los cuerpos de aguas corrientes están siendo afectados en la actualidad por la acción de factores antropogénicos como son las grandes obras de ingeniería, la transformación del paisaje, los cambios en el uso

de la tierra, la introducción de especies exóticas, la sobreexplotación de sus recursos, la contaminación, la ocupación de las planicies de inundación, los cambios de cursos y la derivación de canales para usos agropecuarios (Segnini, 2003; Steinfeld *et al.*, 2009). Las actividades antrópicas dependen del agua, por lo tanto debemos considerarla un recurso estratégico cuya conservación es indispensable para el futuro (Carrera Reyes y Fierro Peralbo, 2001).

La mayoría de los estudios de calidad de agua se basan en análisis físico-químicos (Alba Tercedor, 1996). Esto brinda informa-

ción rápida, aunque parcial del estado de un cuerpo de agua. La utilización de indicadores biológicos sumado al uso de parámetros físico-químicos de evaluación de calidad de agua, ofrecen una visión más integradora de los efectos perturbadores en los cursos de agua. El análisis de variables fisicoquímicas y el empleo de macroinvertebrados como testigos de la calidad del agua son métodos complementarios en los procesos de evaluación de las condiciones ambientales (Valverde Legarda *et al.*, 2009).

Reece y Richardson (2000, en Segnini, 2003) mencionan algunas de las razones del uso de macroinvertebrados como bioindicadores: son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área en que son colectados; tienen ciclos de vida relativamente cortos comparado con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades. Además, viven y se alimentan en o sobre los sedimentos participando de manera importante en la degradación de la materia orgánica y en los ciclos de los nutrientes. Asimismo, son fuente de alimento de muchos peces. Cuando sucede una perturbación en su medio, necesitan un tiempo mínimo de readaptación, por lo que estos hechos pueden detectarse con posterioridad a su ocurrencia. No solamente la contaminación antrópica influye en la distribución y crecimiento de la comunidad de macroinvertebrados, por lo que deben considerarse otros factores que alteran una comunidad (Giacometti y Berbosa, 2006).

La aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores se ha desarrollado a nivel mundial (Leiva Flores, 2004). Los más populares actualmente son los basados en el método BMWP (Biological Monitoring Working Party) de Armitage *et al.* (1983) (Prat *et al.*, 2009). Numerosas modifica-

ciones y adaptaciones se han realizado en diferentes países y regiones como BMWP' de la Península Ibérica (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988); BMWPA para la región de Antioquía (Colombia) (Roldán, 1999) y IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999) e IBPamp (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001) ambos para la ecorregión pampeana (Argentina). Otro de los índices bióticos muy usados en EE.UU es el Índice Biótico de Familias (IBF) de Hilsenhoff (1988).

En Argentina, la ecorregión pampeana constituye el ecosistema más importante de praderas por su gran extensión (Viglizzo *et al.*, 2006) y contiene innumerables cursos de agua que forman parte de la Gran Cuenca del Plata. Durante los últimos cuarenta años, esta región ha estado expuesta a una creciente intervención humana, marcada por un aumento considerable en la proporción de la superficie cultivada, así la tendencia en el uso de la tierra y el deterioro ambiental de las Pampas requiere especial atención (Viglizzo *et al.*, 2006). En este contexto, muchos cursos de agua no han sido estudiados y se desconocen sus características y la diversidad de organismos que albergan perdiéndose potenciales beneficios y usos. En la provincia de Entre Ríos, se han realizado pocos estudios sobre fauna bentónica y sólo en algunos se aplicaron índices para conocer la calidad de agua a partir del conocimiento de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. En los ríos Paraná y Uruguay, las especies *Limnoperna fortunei* y *Corbicula fluminea* han sido de interés por su carácter invasor. Algunos trabajos que pueden mencionarse son el realizado por Marchese y Paggi (2004) en donde estudiaron los oligoquetos y quironómidos del Litoral Fluvial (río Paraná) y el de Pavé y Marchese (2005) donde estudiaron arroyos urbanos de la ciudad de Paraná usando invertebrados bentónicos como bioindicadores. Asimismo, Juá-

rez (2012) estudió los macroinvertebrados bentónicos del arroyo Las Conchas, en La Picada (Paraná). Por otro lado, Boccardi (2012) estudió las comunidades bentónicas en el río Uruguay en relación a efluentes de plantas de celulosa.

El objetivo principal de este trabajo fue aplicar y comparar índices de calidad de agua en el arroyo Santa Bárbara, Gualeguaychú (Provincia de Entre Ríos, Argentina) basados en macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

El arroyo Santa Bárbara se encuentra en la pampa mesopotámica, dentro de la ecorregión pampeana (Bilenca y Minarro, 2004), en el sur-este de la provincia de Entre Ríos (Argentina), en el distrito Pehuajó Norte (departamento Gualeguaychú). Tiene 8,2 km de extensión y su cuenca abarca 58 km² aproximadamente, formando parte de

la cuenca del río Gualeguaychú. El paisaje predominante es la peniplanicie ondulada, cubierta por materiales de origen eólico de moderado espesor, suavemente ondulada hacia el este, con suelos bien drenados y profundos, sujetos a riesgos de erosión. En su entorno, se desarrollan actividades agrícola-ganaderas fundamentalmente asociadas al cultivo de soja de primera y segunda, trigo, sorgo, maíz y ganadería extensiva.

El área de estudio se encuentra en la cuenca media y baja del arroyo Santa Bárbara (32°46'19.2" L.S.-58°36'28.5" L.O.) abarcando 4 km de extensión en donde no se observan fuentes puntuales de contaminación. La selección de las estaciones de muestreo se realizó con el propósito de detectar variaciones a lo largo del tramo de estudio. Para este propósito, se establecieron tres estaciones de muestreo equidistantes entre sí, a 1,5 km aproximadamente en el cauce principal del arroyo (Fig. 1).

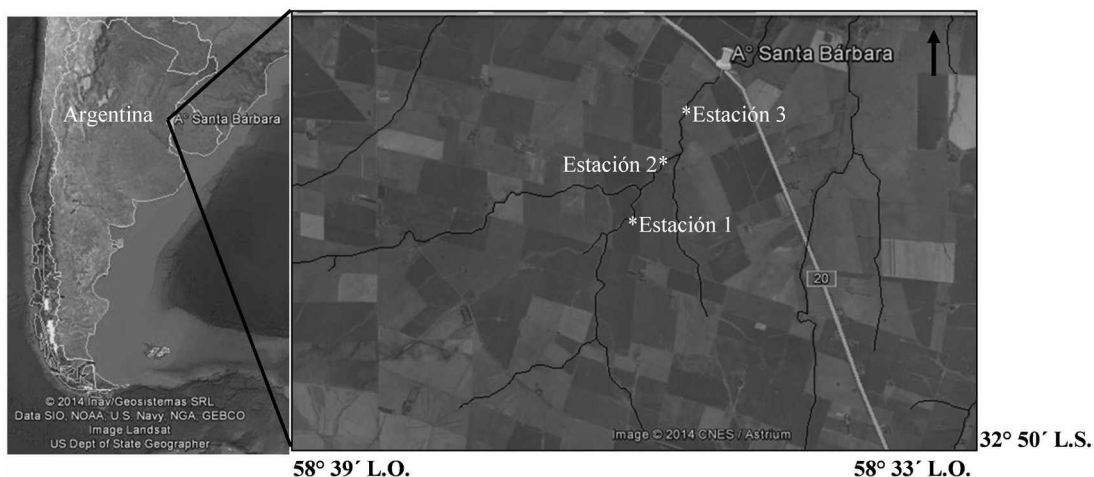


Figura 1. Localización del área de estudio. Fuente: Google Earth, 2014.

Se realizaron 6 muestreos, en donde se extrajeron muestras de macroinvertebrados del bentos en ambas márgenes y en el centro del cauce en cada una de las estaciones siguiendo a Darrigran *et al.* (2007) y Kuhlmann *et al.* (2012) durante el período de marzo a octubre de 2012 abarcando el

período de estabilidad de la comunidad de macroinvertebrados (Carvacho Aránguiz, 2012). Para ello se utilizó una red de bentos de apertura de malla de 250 μ m que fue arrastrada por transectas de 20 m. La colecta fue almacenada en frascos plásticos y fijada con alcohol 96%. En el laboratorio las

muestras fueron lavadas con un tamiz 250 µm de apertura de malla y luego se realizó una tinción con eritrocina B (para facilitar la observación y separación de los organismos) y se conservaron en alcohol 70%. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta el nivel de familia (Prat *et al.*, 2009) con Lupa Estereoscópica MOTIC con aumentos 10X y 30X utilizando las claves dicotómicas de Bouchard (2004) y Domínguez y Fernández (2009) y claves para órdenes específicos Domínguez *et al.* (1992) para efemerópteros, Collins *et al.* (2004) para decápodos y Ramírez (2010) para odonatos. Fueron cuantificados solo organismos completos. Además, se calculó densidad expresada en individuos/m² (ind./m²).

Se determinó la riqueza de taxones (S), diversidad de Shannon-Weaver (H') (Shannon y Weaver, 1949), equitatividad (J) y riqueza de Margalef (R) con Software PAST (PAleontological STatistic) de Hammer *et al.* (2001).

Se aplicaron los índices de calidad de agua: BMWP (Armitage *et al.*, 1983), IBF (Hilsenhoff, 1988), IMRP (Índice de macroinvertebrados adaptados a Ríos Pampeanos de Rodrigues Capítulo, 1999) e IBPamp (Índice biótico pampeano de Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2001). Se utilizaron las relaciones de H' con la calidad del agua desarrolladas por Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970) (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de la calidad del agua según los diferentes índices.

CALIDAD DE AGUA	BMWP	IBF	IMRP	IBPamp	H'	
	Armitage <i>et al.</i> , 1983	Hilsenhoff, 1988	Rodrigues Capítulo, 1999	Rodrigues Capítulo <i>et al.</i> , 2001	Wilhm y Dorris, 1968	Staub <i>et al.</i> , 1970
Excelente		0,00 - 3,75	12,1 - 20			
Muy Buena	> 120	3,76 - 4,25	8,0 - 12	10 - 13	> 3	
Buena	101 - 120	4,26 - 5,00	4,0 - 7,9	8 - 9		3,0 - 4,5
Regular	61 - 100	5,01 - 5,75	2,6 - 3,9	6 - 7		2,0 - 3,0
Regular - Pobre		5,76 - 6,50			1 - 3	1,0 - 2,0
Mala	16 - 60	6,51 - 7,25	1,1 - 2,5	4 - 5		
Muy Mala	< 15	7,26 - 10,0	0 - 1	1 - 3	< 1	0,0 - 1,0

Las celdas identificadas con negro significan que no hay valores para la clasificación de la calidad del agua.

En el centro cada una de las estaciones, se midieron los siguientes parámetros *in situ*: temperatura, pH, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales con equipo multiparamétrico Hanna HI991003. Se tomaron muestras de agua para determinar en campo el oxígeno disuelto mediante el método Winckler (Goyenola, 2007) y en laboratorio fósforo total (PT) por el método espectrofotométrico: molibdato de amonio y nitrógeno total (NT) por el método macro-Kjeldahl (APHA-AWWA-WWF, 1992).

Los datos de las precipitaciones diarias fueron tomados de la Dirección de

Hidráulica de Entre Ríos y se consideraron las precipitaciones acumuladas de un mes previo a cada muestreo por lo que se obtuvo un único dato para el área de estudio por muestreo (n=6). Los datos de nivel hidrométrico del río Gualaguaychú fueron obtenidos de la Prefectura Naval Argentina y se consideró el dato promedio para el día de muestreo para el área de estudio (n=6). Finalmente, los datos de las actividades agrícolas del área de estudio obtenidos de la Bolsa de Cereales de Entre Ríos fueron considerados un mes previo a cada muestreo.

Los datos físico-químicos y biológicos obtenidos durante los muestreos fueron analizados estadísticamente utilizando Software Microsoft Excel®. Además, se aplicó correlación lineal simple y múltiple para conocer las principales variables que influyen en la calidad del agua.

RESULTADOS

De los muestreos realizados, se obtuvieron 18 muestras de bentos de cada una de las estaciones con un total de 54

muestras para el área de estudio. Asimismo, 6 muestras de agua por estación con un total de 18 muestras para el área de estudio. La variación de los parámetros físico-químicos se resume en la Tabla 2. El nivel hidrométrico del río Gualeguaychú varió de 0.62 m (05/05) a 2,3 m (27/10), con un promedio de 1.0 m y las precipitaciones acumuladas entre muestreos variaron de 20 mm (05/05) a 650 mm (27/10) con un promedio de 180 mm (Fig. 2).

Tabla 2. Estadísticos de las variables físico-químicas medidos en el arroyo Santa Bárbara.

Estación	Temp.	OD	pH	K	S.D.T.	P.T.	N.T.
1	°C	mg/l		µS/cm	ppm	mg/l	mg/l
Media	16,6	6,3	7,21	439	218	0,27	3,9
Mínimo	11,4	4,0	7,06	320	158	0,04	0,91
Máximo	21,9	8,0	7,50	537	269	0,88	5,3
Desviación estándar	±4,2	±1,5	±0,19	±99	±50	±0,31	±1,7
N	6	6	6	6	6	6	6
2							
Media	17,8	6,8	7,18	503	250	0,29	0,90
Mínimo	13,1	4,6	7,00	430	212	0,05	0,15
Máximo	22,7	9,0	7,39	564	281	1,04	3,2
Desviación estándar	±3,8	±1,7	±0,18	±59	±31	±0,37	±1,1
N	6	6	6	6	6	6	6
3							
Media	18,3	7,5	7,24	514	257	0,26	0,81
Mínimo	13,6	5,4	6,70	443	221	0,04	0,12
Máximo	23,3	9,8	7,57	573	587	0,95	2,9
Desviación estándar	±3,8	±1,8	±0,30	±60	±30	±0,34	±1,0
N	6	6	6	6	6	6	6

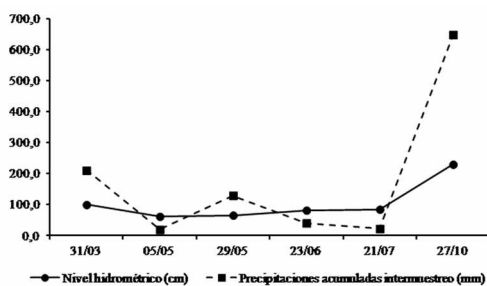


Figura 2. Variación de las precipitaciones acumuladas (en mm) y el nivel hidrométrico (en m) en escala logarítmica.

Respecto a los macroinvertebrados bentónicos, se colectaron un total de 6168 individuos en el área de estudio con una densidad promedio de 11,4 ind./m², los cuales una vez identificados, correspondieron a 1 orden, 1 suborden y 27 familias (Tabla 3). Los taxones más abundantes durante el período de estudio fueron *Cochliopidae* (50,7%), *Paulemonidae* (12,4%), *Caenidae* (9,4%) y *Sphaeriidae* (7,3%).

Tabla 3. Taxones de macroinvertebrados hallados en el arroyo Santa Bárbara en el período de estudio.

TAXONES	
	Ephemeroptera
ANELLIDA	Caenidae
Oligochaeta	Baetidae
MOLLUSCA	Ephemeridae
Gastropoda	Diptera
Cochliopidae	Chironomidae
Ampullariidae	Thaumaelidae
Mitylidae	Simuliidae
Planorbidae	Chaoboridae
Bivalvia	Ceratopogonidae
Mycetopodidae	Odonata
Sphaeriidae	Gomphidae
Corbiculidae	Libellulidae
ARTHROPODA	Lestidae
Copepoda	Coleoptera
Cyclopoida	Elmidae
Amphipoda	Gyrinidae
Hyalellidae	Hydrophilidae
Decapoda	Hemiptera
Paleomonidae	Belostomatidae
<i>Palaemonetes argentinus</i>	Colémbola
<i>Macrobrachium borelli</i>	Isotomidae
Aeglidae	Arachnida
Trichodactylidae	Limnesidae

Cada estación de muestreo varió de la siguiente manera (Fig. 3): en la estación 1 se encontró el menor número de individuos (545) y de taxones totales (1 orden, 1 suborden y 20 familias). Predominaron las familias *Cochliopidae* y *Sphaeriidae* seguido de *Paleomonidae*. La densidad promedio fue de 3,0 ind./m². En la estación 2 se hallaron 1948 individuos en total, los cuales una vez identificados, correspondieron a 1 suborden y 23 familias siendo las más abundantes *Cochliopidae*, *Paleomonidae* y *Sphaeriidae*. La densidad promedio fue de 10.8 ind./m². En la estación 3, se registraron 3675 individuos totales correspondientes a 27 taxones (1 orden, 1 suborden y 25 fami-

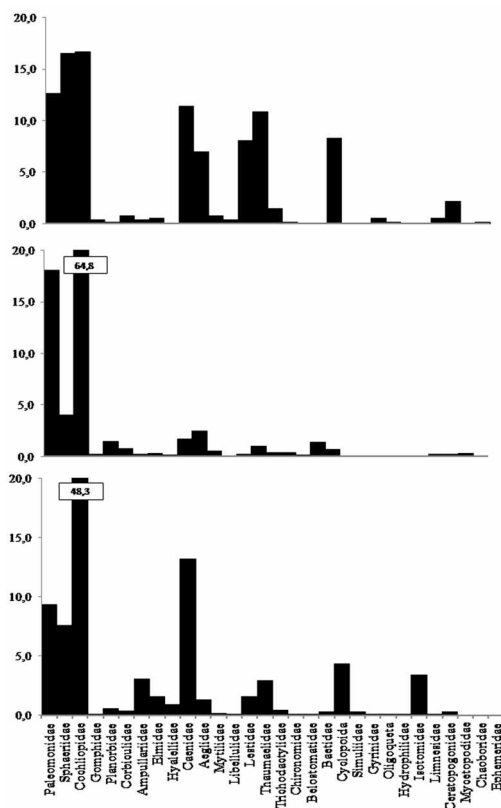


Figura 3. Se muestra comparativamente en las tres estaciones, el porcentaje total de organismos colectados durante el período de estudio.

lias), siendo esta estación la de mayor abundancia y diversidad de organismos durante el período de estudio. Las familias más abundantes fueron *Cochliopidae*, *Caenidae* y *Paleomonidae*. La densidad promedio fue de 20,4 ind./m². En las tres estaciones se observó una mayor abundancia de taxones tolerantes a la contaminación como *Chironomidae* y *Oligochaeta* y una menor abundancia de taxones con baja tolerancia como *Ephemeroptera* y *Odonata* según Armitage *et al.* (1983) y Hilsenhoff (1988). La riqueza de taxa (S), diversidad de Shannon-Weaver (H'), equitatividad (J), riqueza de Margalef (R) se muestran en las Fig. 4 y 5.

Tanto la aplicación del BMWP como del IBF dieron como resultado una calidad de agua de regular a muy mala, en el área de es-

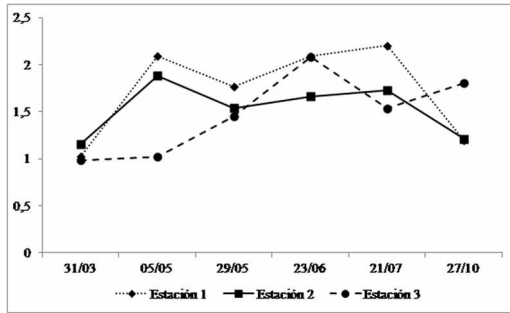


Figura 4. Variación del índice de diversidad de Shannon-Weaver en las tres estaciones estudiadas del arroyo.

tudio. Estos resultados coinciden con Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970). A diferencia de estos, el IMRP y el IBPamp mues-

tran como resultado contaminación escasa para el área de estudio completa (Tabla 4).

Los tres parámetros físico-químicos más fuertemente correlacionados linealmente con la diversidad de organismos en el arroyo fueron la conductividad eléctrica (E1= 0,980, E2= 0,939, E3= 0,956), los sólidos disueltos totales (E1= 0,971, E2= 0,963, E3= 0,962) y el oxígeno disuelto (E1= 0,998, E2= 0,896, E3= 0,998). De los nutrientes analizados, el que presentó correlación lineal con la diversidad y la riqueza es el NT en las estaciones 1 y 2 (E1= 0,983, E2= 0,854) y no presentó correlación lineal alta en la estación 3.

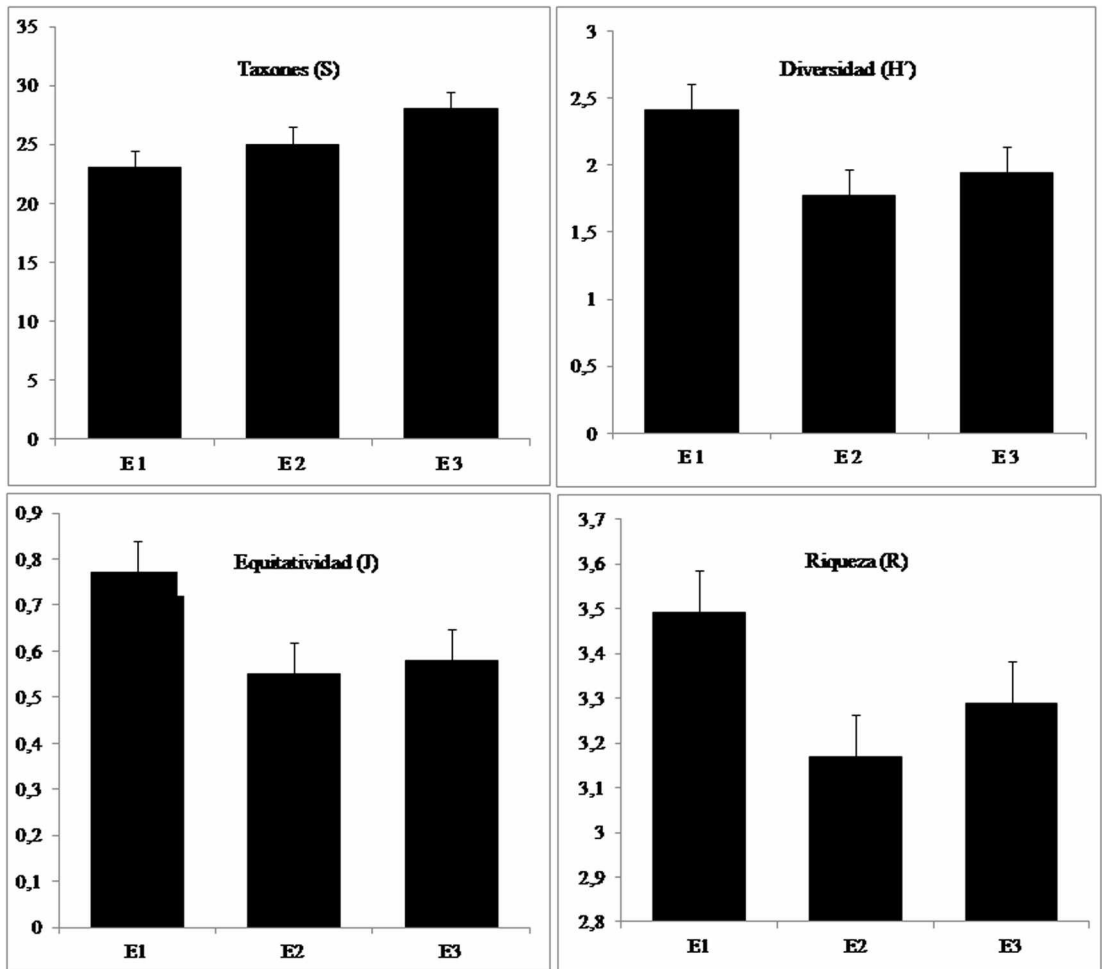


Figura 5. Comparación de S; H'; J y R para las estaciones de muestreo.

Tabla 4. Resultados de la calidad del agua del área de estudio y de las estaciones de muestreo para cada uno de los índices aplicados.

CALIDAD DE AGUA	BMWP	IBF	IMRP	IBPamp	H'	
	Armitage <i>et al.</i> , 1983	Hilsenhoff, 1988	Rodrigues Capítulo, 1999	Rodrigues Capítulo <i>et al.</i> , 2001	Wilhrn y Dorris, 1968	Staub <i>et al.</i> , 1970
Estación 1	Regular	Mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Rregular - Pobre
Estación 2	Mala	Muy mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Regular - Pobre
Estación 3	Regular	Mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Regular - Pobre
Área de estudio	Regular	Mala	Muy buena	Muy buena	Regular - Pobre	Regular - Pobre

Se halló una correlación lineal positiva de 0,97 entre las precipitaciones acumuladas y el PT en el área de estudio.

Aplicando el modelo de correlación lineal múltiple, las variables temperatura, pH, conductividad, nitrógeno total y fósforo total explican 75,7% de la variación de la diversidad de organismos en el sistema de estudio; siendo la temperatura la variable de mayor significancia según el estadístico *t*, seguido del NT y el PT.

DISCUSIÓN

Los resultados de la aplicación de índices de calidad de agua muestran una gran diferencia entre los índices BMWP e IBF con respecto al IMRP y IBPamp. En el caso del primer grupo de índices, estos consideran a familias muy sensibles y sensibles a las que se encuentran dentro de los órdenes *Trichoptera*, *Ephemeroptera* y *Plecoptera* que, según Rodrigues Capítulo *et al.* (2001) tienen pocos representantes en la ecorregión pampeana (*Trichoptera* y *Ephemeroptera*) o no han sido hallados (*Plecoptera*). Por lo que la comparación de los índices sugiere un desplazamiento de las categorías de calidad de agua. El índice IMRP (Rodrigues Capítulo, 1999) y el IBPamp (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001) fueron desarrollados para un ambiente pampeano diferente al que se encuentra el área de estudio, definida como pampa mesopotámica descrita por Bilencia y Minarros (2004). Debido a esto, puede deberse la diferencia en los resulta-

dos de los índices obtenidos en este estudio, sugiriendo una adaptación a la zona de estudio. Respecto a esto, Gualdoni *et al.* (2011) afirma que desde 1990 en Argentina comenzaron a aplicarse índices adaptados a la fauna local mencionando los trabajos de Gualdoni y Corigliano (1991); Vallania *et al.* (1996); Domínguez y Fernández (1998); Rodrigues Capítulo (1999); Corigliano (1999); Miserendino y Pizzolon (1999).

Al utilizar el índice de diversidad de Shannon y Weaver (1949) que contempla número de taxones sin ponderarlos, se obtuvieron valores relativamente bajos. Estos valores según Wilhm y Dorris (1968) y Staub *et al.* (1970) se encuentran en categorías de contaminación moderada coincidiendo con los resultados de los índices BMWP e IBF. Según Arce (2006) el valor de H' es mayor en aguas de buena calidad. Se consideran que valores inferiores a 2,5 son indicadores de algún tipo de contaminación. No obstante, al utilizar el nivel taxonómico de familia, puede ser la posible causa de que los valores de H' sean relativamente bajos. Asimismo, Rodrigues Capítulo *et al.* (1997) encontraron valores bajos de H' en sedimentos con mayor contenido de materia orgánica en el río de La Plata, a su vez, el régimen hidrodinámico sería un importante disturbio que determinaría valores relativamente bajos de H' para las comunidades de macroinvertebrados. En este sentido, Pavé y Marchese (2005) afirman que la sola aplicación del índice H' no implica

contaminación en ríos de llanura con características de potamon por las características físicas del bentos para ser colonizado.

Además, al analizar cualitativamente el conjunto de macroinvertebrados colectados en el arroyo Santa Bárbara, se obtuvo un importante número de familias tolerantes a la contaminación habiendo una indicación de contaminación moderada o algún fenómeno de contaminación estacional. En este sentido, Al-Shami *et al.* (2011) encontraron alta diversidad y abundancia de macroinvertebrados especialmente taxones intolerantes en los ríos menos contaminados en la cuenca de Penang (Malasia) al evaluar diferentes perturbaciones.

Por otra parte, se halló correlación positiva de la diversidad y la riqueza de especies con la conductividad eléctrica, los sólidos disueltos totales y el nitrógeno total podría significar que hay una influencia de las actividades realizadas en la cuenca. Se encontró que en el muestreo realizado en octubre en donde las precipitaciones acumuladas fueron abundantes, hubo un descenso importante del número y diversidad de familias de macroinvertebrados bentónicos en el área de estudio. Las precipitaciones, por un lado, representan un importante disturbio natural de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Angelier, 2002). Pero, por otro lado, pueden arrastrar partículas por escorrentía en las que se encuentran adsorbidas diferentes sustancias o microorganismos, pueden alcanzar el curso de agua (Ongrey, 1997). Thiere y Schulz (2004) estudiaron el río Lourens en Sudáfrica y determinaron que las comunidades de macroinvertebrados no variaban en número pero sí en los taxones determinando una comunidad menos sensible en el sitio impactado por agroquímicos e indicando baja calidad de agua en relación al sitio control. Además la turbidez promedio fue más de 10 veces superior en el sitio donde se realizaban actividades agrícolas.

Contextualizando el área de estudio, durante el año 2012, el distrito Pehuajó Norte tuvo la mayor producción de soja de primera y de maíz y se posicionó dentro de los principales en producción de soja de segunda, sorgo y trigo en la provincia de Entre Ríos. Las abundantes precipitaciones en el período agosto-octubre perjudicaron los cultivos potenciando enfermedades y desmejorando las condiciones del suelo lo cual llevó al aumento de aplicaciones de fertilizantes y agroquímicos, incluso de re-aplicaciones por deriva de los productos. Los cálculos estimativos sobre el distrito Pehuajó Norte según área de cultivo y aplicaciones promedio, son de 212 tn de fósforo neto y 93 tn de nitrógeno neto aportados que pudieron alcanzar los cursos de agua y entonces, explicar el aumento de la concentración de PT en el muestreo realizado en octubre.

En relación a la incidencia de las actividades agrícolas en la calidad del agua, Demetrio (2012) menciona que en Argentina existen estudios que informan la asociación de glifosato al material en suspensión en aguas de laguna. Además, Marino y Ronco (2005) han hallado clorpirifos y cipermetrina en arroyos pampeanos cercanos a cultivos de soja posterior a eventos de lluvia con concentraciones promedio de 0.0017 y 0.00071 $\mu\text{g/l}$, respectivamente. También fueron hallados en material en suspensión. En adición, Jergentz *et al.* (2005) afirma que las mayores concentraciones de estas dos sustancias en arroyos pampeanos fue durante un período de escorrentía posterior a un evento de lluvias. Particularmente la cipermetrina se considera altamente tóxica para invertebrados acuáticos con concentraciones letales de $<0.1 \mu\text{g/l}$ (PAN, 2011 en Demetrio, 2012). Asimismo, Ronco *et al.* (2008) evaluaron los impactos de plaguicidas asociados a soja transgénica en arroyos de bajo orden en la región pampeana y observaron una alta sensibilidad a los inverte-

brados no blanco. Agregan que resultados en ensayos de campo y laboratorio muestran una asociación entre los efectos de los invertebrados no-blanco y los pulsos tóxicos producto de la escorrentía proveniente de los cultivos. Esta forma de ingreso de plaguicidas es más importante que la deriva a los sistemas acuáticos y el impacto sería menor con la presencia de flora acuática y riparia.

Si bien hubo una importante disminución del número de individuos y diversidad en el muestreo de octubre, no puede ser sólo atribuida a abundantes precipitaciones en los meses previos, debido a que estas arrastran contaminantes y partículas por escorrentía que alcanzan los cuerpos de agua y que pueden afectar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Es importante considerar que cuando se presentan disturbios naturales, se limita el método de bioindicación por lo que es fundamental seguir a Carvacho Aránguiz (2012) que indica la preferencia de muestrear durante los períodos de estabilidad de la comunidad de macroinvertebrados. En el caso de la ecorregión pampeana, en otoño-invierno. Sin embargo, considerando este período de estabilidad hidrológica, en el área de estudio predominaron taxones de mediana y alta tolerancia a la contaminación orgánica.

En relación a la variación entre estaciones, se hallaron pequeñas diferencias que podrían estar dadas porque las estaciones 1 y 2 poseen menor protección en las márgenes mientras que la estación 3 se encuentra más protegida por vegetación arbórea. En la estación 1 se registra, además, el ingreso permanente de ganado para beber agua del arroyo, lo que no se observa en las estaciones 2 y 3 con tanta frecuencia. En este sentido, Cárdenas *et al.* (2007) mencionan que en varios estudios se evidencia que la ganadería extensiva afectan la biota presente en los sistemas acuáticos debido, entre otros, al daño que el ganado provoca al cauce y a

los taludes (Chará, 2003) al tener un acceso directo y constante a las fuentes de agua (Auquilla, 2005).

Finalmente, debe considerarse que en la región, no se conocen estudios similares por lo que este trabajo representa un aporte al conocimiento no solo de la calidad de agua sino también de la fauna regional de macroinvertebrados bentónicos de arroyos.

CONCLUSIONES

La aplicación de los diferentes índices combinados sugiere que el arroyo tiene una contaminación moderada y estacional posiblemente por la influencia de las actividades agrícola- ganadera. Sin embargo, la falta de coincidencia entre los índices de calidad de agua empleados sugiere la necesidad de profundizar estudios con el fin de establecer una línea de base en la pampa mesopotámica debido a la carencia de información taxonómica y ecológica básica para un posterior ajuste de índices de calidad de agua. La bioindicación a través de macroinvertebrados bentónicos resulta una herramienta útil y de fácil aplicación, pero deben tenerse en cuenta las limitaciones que posee como método de estimación de la calidad del agua debido a que no se cuenta todavía con índices ajustados regionalmente adaptados a la presencia de los grupos taxonómicos locales.

AGRADECIMIENTOS

A los alumnos y docentes de la carrera Licenciatura en Gestión Ambiental de la Sede Gualguaychú, FCyT-UADER por su colaboración en los muestreos realizados en el arroyo Santa Bárbara.

A la Universidad Autónoma de Entre Ríos por el financiamiento otorgado a través del PIDA-UADER (Res. N°1627/11) para la ejecución de este trabajo y de la beca de iniciación a la investigación- UADER (Res. 1006/12).

BIBLIOGRAFÍA

- Alba Tercedor, J. y A. Sánchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- Alba Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía. Almería, Vol. II: 203-213.
- Al-Shami, S.A., C.S. Md Rawi, A.H. Ahmad, S.A. Hamid y S.A. Mohd Nor. 2011. Influence of agricultural, industrial, and anthropogenic stresses on the distribution and diversity of macroinvertebrates in Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74:1195-1202.
- Angelier, E. 2002. Ecología de las aguas corrientes. 1°ed. Acribia S.A. Zaragoza, España, 217pp.
- APHA-AWWA-WFF. 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17°ed. Díaz de Santos S.A. Madrid, España. 235 pp.
- Arce, O.O. 2006. Indicadores biológicos de calidad del agua. Tesis de posgrado. Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Ciencias y Tecnología, Cochabamba, Bolivia. 21 pp.
- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright y M.T. Furse. 1983. The performance of a new Biological Water Quality Score System based on Macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Auquilla, R. 2005. Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en al sub cuenca del río Jabonal, Costa Rica. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE): Turialba, Costa Rica.
- Bilencá, D. y F. Minarro. 2004. Identificación de áreas valiosas de pastizales (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires. 353pp.
- Boccardi, L. 2012. Estructura de la comunidad bentónica en un tramo inferior del río Uruguay y potenciales indicadores para la evaluación de efluentes de plantas de celulosa. UDELAR, Montevideo, Uruguay.
- Bouchard, R.W. 2004. Guide to aquatic invertebrates of the upper midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors and Aquatic Resource Professionals. University of Minnesota, St. Paul, EE.UU. 208pp.
- Carrera Reyes, C. y K. Fierro Peralbo. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. 1°ed. EcoCiencia. Ecuador. 70pp.
- Cárdenas, A.Y., B. Reyes, M. López, A. Woo, E. Ramírez y M. Ibrahim. 2007. Biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. *Encuentro*, 77:83-93.
- Carvacho Aránguiz, C.A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de posgrado. Universidad de Barcelona, España. 70 pp.
- Chará, J. 2003. Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas. CIPAV: Cali, Colombia.
- Collins, P., V. Williner y F. Giri. 2004. Crustáceos decápodos del Litoral Fluvial Argentino. *Insugeo*. 12: 253-264.
- Darrigran, G., A. Vilches, T. Legarralde y C. Damborenea. 2007. Guía para el estudio de macroinvertebrados: I-Métodos de colecta y técnicas de fijación. ProBiota, FCNyM, UNLP. La Plata, Argentina. 86 pp.

- Demetrio, P.M. 2012. Estudio de efectos biológicos de plaguicidas utilizados en cultivos de soja RR y evaluación de impactos adversos en ambientes acuáticos de agroecosistemas de la región pampeana. Facultad de Ciencias Exactas, UNLP, La Plata, Buenos Aires.
- Domínguez, E., M.D. Hubbard y W.L. Peters. 1992. Claves para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biología Acuática*, 16.
- Domínguez, E. y H.R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. 1°ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 656 pp.
- Giacometti, J.C. y F. Bersosa. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoológica (2): 17-32.
- Goyenola, G. 2007. Guía para la utilización de las valijas viajeras: oxígeno disuelto. Red MAPSA. Montevideo, Uruguay.
- Gualdoni, C.M., C.A. Duarte y E.A. Medeot. 2011. Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 21:149-162.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *The North American Benthological Society*, 7(1): 65-68.
- Jergentz, S., H. Mugni, C. Bonetto y R. Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere*, 61(6): 817-26.
- Juárez, R.A. 2012. Disturbios en las comunidades de macroinvertebrados en el arroyo Las Conchas, La Picada, Entre Ríos. UADER, Paraná, Entre Ríos.
- Kuhlmann, M.L., G. Johnscher Fornasaro, L.L. Ogura y H.R.V. Imbimbo. 2012. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de ríos e reservatórios do Estado de São Paulo. CETESB- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 113 pp.
- Leiva Flores, M.J. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del estero Peu Peu, Comuna de Lautaro, IX región de la Araucanía. Tesis de grado, Universidad Católica de Temuco. Chile.
- Marino, D. y A. Ronco. 2005. Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(4): 820-26.
- Marchese, M. y A.C. Paggi. 2004. Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del litoral fluvial argentino. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino*. INSUGEO. Tucumán, Argentina, 217-223.
- Ongrey, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje, 55, FAO.
- Pavé, P.J. y M. Marchese. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná, Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral*, 15:183-197.
- Prat, N., B. Rios, R. Acosta y H.R. Fernández. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. & H.R. Fernández (ed.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología.

- 1°ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 631-654.
- Ramírez, A. 2010. Odonata. *Revista Biología Tropical*, 58 (Suppl. 4): 97-136.
- Reece, P. y J.S. Richardson. 2000. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. *In*: L.M. Dearling (ed): Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, B.B. 2: 549-552.
- Rodrigues Capítulo, A., I. César, M. Tassara, A. Paggi y M. Remes Lemicov. 1997. Zoobentos. *En*: Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de La Plata (San Fernando-Magdalena). Consejo Permanente para el Monitoreo de la Calidad de las Aguas de la Franja Costera del Río de La Plata. Buenos Aires, Argentina. 131-137.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista Sociedad Entomológica Argentina*, 58: 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra y C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biologist status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35:109-119.
- Roldán, G.A. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. XXIII, 88:375-387.
- Ronco, A., P. Carriquiriborde, G.S. Natale, M.L. Martín, H. Mugni y C. Bonetto. 2008. Integrated approach for the assessment of biotech soybean pesticides impact on low order stream ecosystems of the Pampasic Region *En*: Chen, J. y C. Guô. 2008. *Ecosystem Ecology Research Trends*, Nova Publishers, 209-239.
- Segnini, S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2): 45-63.
- Shannon, C.E. y W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press. Urbana. 125 pp.
- Staub, R., J.W. Appling, A.M. Hofstetter y J. Hass. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience*, 20: 905-912.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales y C. De Hann. 2009. La larga sombra del ganado, problemas ambientales y opciones. FAO. 429 pp.
- Thiere, G. y R. Schulz. 2004. Runoff-related agricultural impact in relation to macroinvertebrate communities of the Lourens River, South Africa. *Water Research*, 38: 3092-3102.
- Valverde Legarda, N.L., O. Caicedo Quintero y N.J. Aguirre Ramírez. 2009. Análisis de calidad de agua de la quebrada La Ayurá con base en variables fisicoquímicas y macroinvertebrados acuáticos. *Producción más limpia*, vol. 1 (4): 44-60.
- Viglizzo, E.F., F.C. Frank y L. Carreño. 2006. Situación ambiental en las ecorregiones pampa y campos y malezales. *En*: Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.
- Wilhm, J.F. y T.C. Dorris. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience*, 18: 447- 481.

PARÁMETROS AMBIENTALES Y PESQUEROS DE UN LAGO SOMERO DE LA PAMPA, LUEGO DE UNA MORTANDAD MASIVA DE *Odontesthes bonariensis*

O. DEL PONTI¹, J.L. MARANI¹, E. GANORA¹, A. BERGUÑO²,
J.M. GALEA¹ & P. PRATTS^{1,3}

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151. 6300. Santa Rosa, La Pampa.

² Dirección de Recursos Naturales de La Pampa. Centro Cívico, 3° Piso. 6300. Santa Rosa, La Pampa.

³ Secretaría de Recursos Hídricos de La Pampa. 9 de Julio 280. 6300. Santa Rosa, La Pampa.
e-mail: delponti@exactas.unlpam.edu.ar

ABSTRACT. The Bajo Giuliani Lagoon (36 ° 42 '20" S, 64 ° 16 ' 02 " W) is located south of the city of Santa Rosa, La Pampa, which was stocked with fish during the late 90's. In this hypertrophic shallow lake, major environmental changes caused mass mortalities of silverside *Odontesthes bonariensis*, the last one occurred in 2010. In order to know the current state of the environment, in April 2013 surface water samples were collected, several points were georeferenced and major morphometric parameters were estimated. Fish were captured by trawls and gillnets. The lake has an area of 965 ha with an average depth of 2.31 meters, hyposaline, hard and sodium chlorinated water. Captured register 549 specimens of *O. bonariensis* and 437 of *Jenynsia multidentata*, showing a low diversity. The captured silverside ranged from 75 to 343 mm standard length and from 4 to 568 grams. The catch per unit effort in number and biomass was 519 fishes/ night and 99.2 kilos / night respectively, and the trophy size (PSD) was 41.6 6 %. The results indicate that PSD was 16% lower than those recorded before mortality in October 2009. Also, CPUE in number and CPUE in weight obtained were lower than that date. Nevertheless, several index showed better current body conditions.

Key words: shallow lake; La Pampa; *Odontesthes bonariensis*; fish mortalities; body condition index.

Palabras clave: lagunas; La Pampa; *Odontesthes bonariensis*; mortandad de peces; índices de condición corporal.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas de la región pampeana no poseen estratificación térmica o química bien definida, (Ringuelet, 1962; Dangavs, 1995, 1998), en general tienen escasa profundidad media, alta productividad biológica, elevado contenido de nutrientes, elevado estado trófico y salinidad variable (Quirós *et al.*, 2002; Fernández Cirelli y Miretzky, 2004). La hidroquímica y el grado de conexión hídrica superficial juegan un papel importante en la determinación de la composición de la ictiofauna (Gómez y Menni, 2005). Si bien el número de espe-

cies de peces que habitan estos ambientes es ampliamente variable, adquiere especial relevancia *Odontesthes bonariensis*, por ser la de mayor importancia pesquera tanto recreativa-deportiva como artesanal-comercial (Baigún y Anderson, 1993; Gómez y Ferriz, 1998; Menni, 2004; López *et al.*, 2001; Nicola *et al.*, 2007; Mancini y Grosman, 2008).

En la región occidental de la provincia de La Pampa (Cano *et al.*, 1980), se encuentran lagunas originadas a partir del flujo de agua que escurre por el sistema fluvial que conforman los ríos Atuel-Salado o Chadi-

leuvú-Curacó y Colorado, donde existen registros de peces y también de aprovechamientos esporádicos efectuados a través de pesquerías deportivas, artesanales y hasta comerciales (Marini y López, 1963; Gilbert y Gómez, 1985; Kuz, 2009; Gérin, 1981). En el resto de la provincia, las lagunas son originadas por precipitación, descarga de los niveles freáticos de acuíferos o por una combinación de ambos, pudiendo ser transitorias o permanentes (Cazenave y Hernández, 1992). Constituyen una excepción aquellas de origen fluvial, formadas intermitentemente por los desbordes del río Quinto, en el noreste provincial (Del Ponti y Berguño, 2012). Originalmente carente de peces, por mucho tiempo estos cuerpos de agua fueron considerados, la fracción de inutilizada, un área de anegamiento improductiva y hasta el basurero del campo (Del Ponti *et al.*, 2005), en el peor de los casos. A excepción del aprovechamiento representado por la explotación de sales que se realiza en algunos ambientes (Cordini, 1967; Espejo y Sotorres, 1996, Schalamuk, 1999), generalmente no han sido valoradas como proveedores de bienes y servicios ambientales (Groom *et al.*, 2005, Turner *et al.*, 2007). Sólo a fines del siglo pasado y tras un período de elevadas precipitaciones (Roberto *et al.*, 1994; Umazano *et al.*, 2002), se avanzó en el aprovechamiento pesquero recreativo deportivo de algunas lagunas del centro y este provincial, oportunamente sembradas con *O. bonariensis*. (Del Ponti *et al.*, 2005, Tamborini *et al.*, 2007).

La laguna del Bajo Giuliani, cuenco sin conexión hídrica superficial permanente (Marani *et al.*, 2002), fue sembrada con pejerrey bonaerense en la década del 90', tanto en forma privada como oficial, a través del municipio de Santa Rosa (Marani *com. per.*). Su trasplante fue muy exitoso, transformando su biomasa original en un stock que, a fines del año 2007 comenzó a ser ex-

plotado de forma espontánea, no organizada. Posteriormente, a partir del año 2008 se autorizó oficialmente la pesca (Vázquez *et al.*, 2010) y se conformó un coto administrado conjuntamente por la Escuela Agrotécnica y el Gobierno de La Pampa.

En respuesta al período de seca que desde 2005 atraviesa la provincia (Casagrande *et al.*, 2012), este lago somero y de elevado nivel trófico (Echaniz *et al.*, 2010), registró una significativa variación de los parámetros morfométricos y físico-químicos del agua. Modificaciones ambientales de este tipo tienden a afectar a las poblaciones de pejerrey cambiando el reclutamiento, la mortalidad, los patrones de crecimiento, la disponibilidad de alimento y la condición corporal (Baigún *et al.*, 2009). En este sentido, las estimaciones de la abundancia relativa, a través de la captura por unidad de esfuerzo (cpue), de la densidad proporcional de stock pesquero (psd) y de la condición corporal de los peces, constituyen herramientas diagnóstica que permiten rápidamente evaluar el estado poblacional del pejerrey, bajo diferentes escenarios ambientales (Freyre, 1976; Baigún, 2005; Colautti *et al.*, 2006; Baigún *et al.*, 2009).

En el caso de la laguna del Bajo Giuliani las variaciones circunstanciales descriptas provocaron mortandades masivas de *O. bonariensis*, en la última de ellas, ocurrida en diciembre de 2010, sólo en la costa del cuenco se estimaron más de 330.000 ejemplares muertos (Dirección de Recursos Naturales de La Pampa, datos inéditos). Sin embargo, a pesar de no existir registros de siembras, la población de peces se recompuso numéricamente. Esto permite inferir que las mortandades no fueron totales y los peces que sobrevivieron, en cierta medida, renovaron o rehicieron numérica y volumétricamente la población original. El objeto del presente trabajo fue conocer el estado actual de los principales parámetros ambientales de la laguna

del Bajo Giuliani y pesqueros del pejerrey bonaerense que la habita y compararlos con los registrados antes de producirse la última mortandad en 2010.

Área de estudio

La laguna del "Bajo Giuliani" ($36^{\circ} 42' 20''$ S; $64^{\circ} 16' 02''$ O) se encuentra ubicada

cerca de 10 kilómetros al sur de la ciudad de Santa Rosa provincia de La Pampa, República Argentina. Consta de tres cuerpos, separados por la ruta provincial N° 14 y nacional N° 35 (Fig. 1). Es una geodrepsión tipo "bolsón" de drenaje endorreico, elongada en sentido Este-Noreste (E-NE) - Oeste-Suroeste (O-SO) (Marani, 1999).

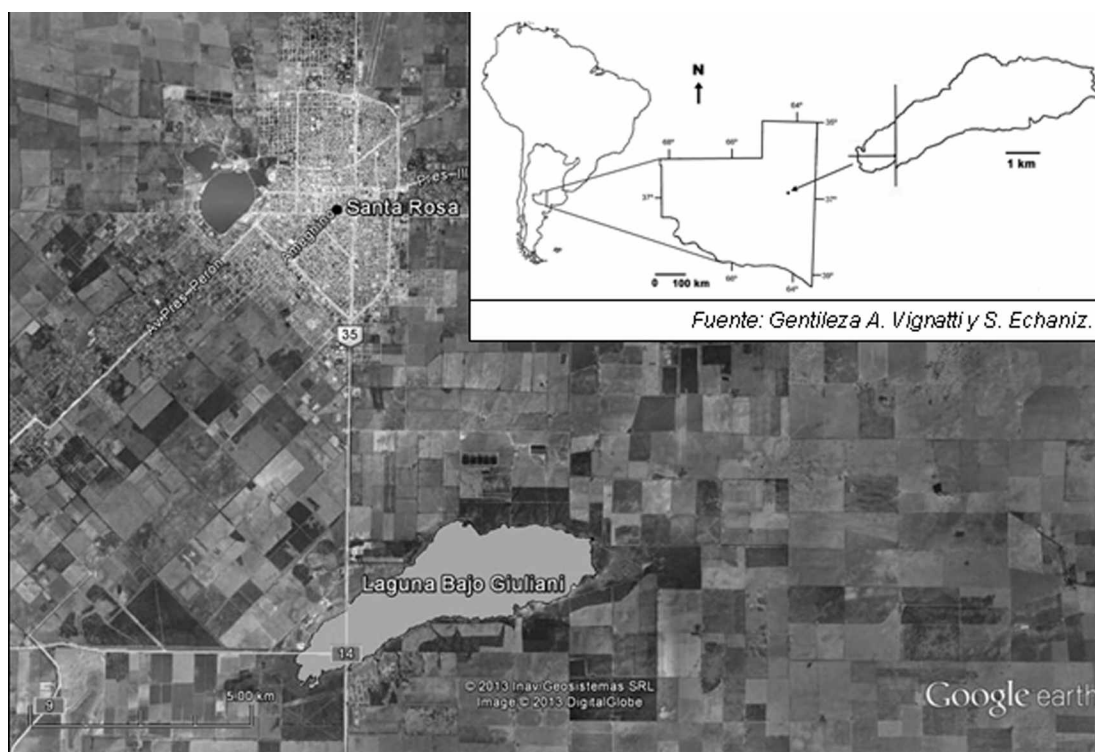


Figura 1. Ubicación de la laguna del Bajo Giuliani a unos 10 km de la ciudad de Santa Rosa-La Pampa.

Esta laguna recibe aguas del escurrimiento de su propia cuenca (colector natural), del trasvase por bombeo de la Laguna Don Tomas (cuando el nivel de esta se halla desbordado), del sistema de desagües pluviales sudeste de la ciudad, de los líquidos cloacales depurados en las Plantas de Tratamiento Norte y Sur y además, funciona como zona de descarga de agua subterránea, captando de esta forma prácticamente la totalidad del escurrimiento. Al ser un sistema hidrológicamente cerrado, las salidas

naturales están constituidas por la evaporación y la infiltración (Mecca, 2008).

La litología del área es de textura arenosa a areno franco con abundantes carbonatos y sales en menor proporción. La zona posee una temperatura media de $15,5^{\circ}\text{C}$, máxima media de 23°C , mínima media de $8,1^{\circ}\text{C}$, humedad relativa media del 62%, vientos del N-NE y S-SO, con velocidad promedio anual de 10 km/h, precipitación media de 586 mm y uso agrícola-ganadero de la tierra (Cano *et al*, 1980).

Los campos de cultivo que rodean la laguna contienen montes de caldenes a modo de parches de importantes y variadas dimensiones. Por otro lado, en el margen norte de la laguna se encuentra una relativamente importante forestación de coníferas regadas con el agua proveniente del tratamiento de líquidos cloacales. En el faldeo del margen sur se desarrolla un asentamiento residencial privado de creciente urbanización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se realizó con los datos provenientes de dos campañas de muestreo, una realizada en Octubre de 2009 y otra en abril de 2013, respectivamente antes y después de producirse una importante en diciembre de 2010. Las tareas de campo fueron desarrolladas, en conjunto por personal de la Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de La Pampa y de la facultad de Ciencias Exactas y Naturales, en el marco del monitoreo de cuerpos de agua de la provincia de La Pampa.

La determinación de las coordenadas geográficas se efectuó con un GPS marca Garmin Etrex y el programa MapSource 3,02 de Garmin Corp. Se analizaron imágenes satelitales y se utilizó el programa Google Earth Pro, utilizando el historial de imágenes, para estimar los siguientes parámetros morfométricos: longitud máxima, ancho máximo y superficie del ambiente. La definición de las profundidades fue realizada desde el bote, por medio de una sonda manual, en tanto la profundidad media fue estimada a partir de la relación Z media: $0,7 * Z$ máxima, donde Z = profundidad (Quirós, 2004).

Para definir las características químicas del agua de la laguna, en cada campaña se tomaron dos muestras de agua superficial (una en la orilla y otra en el centro), en botellas de 1 litro de capacidad. El análisis de laboratorio incluyó: residuo seco, conductividad eléctrica, pH, cloruros, sulfatos, bi-

carbonatos, dureza total, calcio, magnesio, sodio, potasio, flúor y arsénico. Las muestras fueron analizadas de acuerdo a métodos estandarizados (APHA 1992), en tanto la comparación de los registros entre campañas fue efectuada a través de pruebas no paramétricas utilizando el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008).

En la captura de peces se emplearon artes de pesca activos y pasivos: a) una red de arrastre litoral de 10 m de longitud, con luz de malla de 12 y 5 mm en las alas y en el copo, la que fue accionada para barrer áreas de 0,10 ha; b) dos trenes de enmalle de 104 metros lineales cada uno, compuestos por 7 paños de redes de distintas aberturas de malla (rango: 15-40 mm). Los trenes fueron calados al atardecer en sentido longitudinal y transversal a la línea de costa y levantados al amanecer, con un tiempo de tendido que osciló en torno a 12 horas.

Los peces capturados fueron identificados sistemáticamente a nivel de especie siguiendo a Ringuelet *et al.*, (1967); Rosso, (2006) y López *et al.*, (2003). La diversidad alfa se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener: $H = - \sum (p_i) (\log_2 p_i)$, donde p_i es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i y el índice de uniformidad (equidad de Pielou), $E = H / \log_2 S$, donde S es el número de las especies de la muestra. Los análisis fueron efectuados con el software estadístico Past (Hammer *et al.*, 2001).

Todas las capturas de *Odontesthes bonariensis* efectuadas en cada paño del tren fueron separadas e identificadas por el tamaño de la malla. A los individuos se les determinó: peso total con precisión de 1 g, longitud total, longitud estándar y longitud cefálica con precisión de 1 mm.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fue referenciada a la cantidad y biomasa de pejerrey capturado por tren durante la noche de muestreo. En tanto la calidad deportiva y/o comercial, corriente-

mente denominada densidad proporcional de stock (PSD), se estimó a partir de los datos de captura sin corregir (Anderson, 1980) con la fórmula: $PSD = N^{\circ} \text{ peces} \geq 245 \text{ mm} / N^{\circ} \text{ peces} \geq 120 \text{ mm}$.

Las capturas se estandarizaron a 25 m² de cada paño de red y 12 horas de muestreo, luego fueron corregidas por la selectividad del arte empleado (Freyre y Maroñas, 1995). Estos datos fueron utilizados para determinar la estructura de talla (Remes Lenicov y Colautti, 2003). Las representaciones gráficas que integran la distribución de frecuencias del total de capturas discriminado por tamaño de malla, como así también media y desvío estándar de las longitudes correspondientes a cada una de las mallas y correspondiente línea de tendencia fue realizado por medio del software Pasgear (Kolding y Skalevik, 2009). Este fue desarrollado para el análisis de datos experimentales provenientes de la pesca artesanal, ambos obtenidos por medio de artes pasivas, como son los trenes de redes agalleras utilizados en este estudio.

La condición corporal de los peces se evaluó por medio del peso relativo, expresado a través de la fórmula:

$$Pr = \frac{P}{Ps} \times 100$$

donde P es el peso observado, y Ps es el peso teórico que tendría un pez de la misma talla calculado a partir de la ecuación: $\text{Log}_{10} Ps = -5,267 + 3,163 \text{ Log}_{10} \text{Lstd.}$, valores cercanos a 100 indican optima condición, cercanos a 85 regular y menores a 75 mala condición. Así mismo se estimó la relación largo-peso: $P = a * \text{Lstd}^b$, índice cefálico: $IC = (Lc/L \text{ st}) *$

100 y factor de condición: $K = P * 10^5 / \text{Lstd}^3$, donde: P= peso del pez, Lstd = longitud estándar, Lc = longitud de la cabeza y a y b son la ordenada al origen y la pendiente del análisis de regresión, calculado previa transformación logarítmica (base 10) de los datos.

Los resultados obtenidos en la campaña previa y posterior a la mortandad ocurrida en diciembre de 2010 fueron comparados entre sí y con valores de referencia (Freyre, 1976; Colautti *et al.*, 2006). Los análisis fueron efectuados con el software estadísticos InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Morfometría y química lagunar

Los parámetros morfométricos que presentó la laguna durante la campaña efectuada en abril de 2013, fueron entre el 8 y 31% mayores que las estimaciones efectuadas en octubre de 2009 (Tabla 1; Fig. 2).

Los valores medios de las determinaciones químicas del agua, realizadas en el laboratorio (Tabla 2), indican que el ambiente tuvo características hiposalinas, con aguas cloruradas sódicas de elevada dureza. Los valores de conductividad y residuo seco registrados en abril de 2013 fueron respectivamente entre un 18% ($P = 0,016$) y un 22% ($P = 0,0002$) menores a los registrados en octubre de 2009. También se encontró diferencias altamente significativa respecto a los valores de octubre 2009 en los cloruros ($P = 0,0015$), sulfatos ($P = 0,0015$), bicarbonatos ($P = 0,0002$) y dureza total ($P = 0,0003$). Por otro lado no se encontró diferencias significativa en los valores registrados entre campañas en pH ($P = 0,61$), arsénico ($P = 0,14$) y flúor ($P = 0,51$).

Tabla 1. Principales parámetros morfométricos de la laguna antes y después de la mortandad.

Año	Volumen (Hm ³)	Superficie (ha)	Profundidad media (m)	Largo máximo (m)	Ancho máximo (m)	Perímetro (m)
2013	22,3	965	2,31	6180	2550	16350
2009	17,0	797	2,14	5045	2089	14257
% de Diferencia	30,7	21,1	7,9	22,5	22,0	14,7

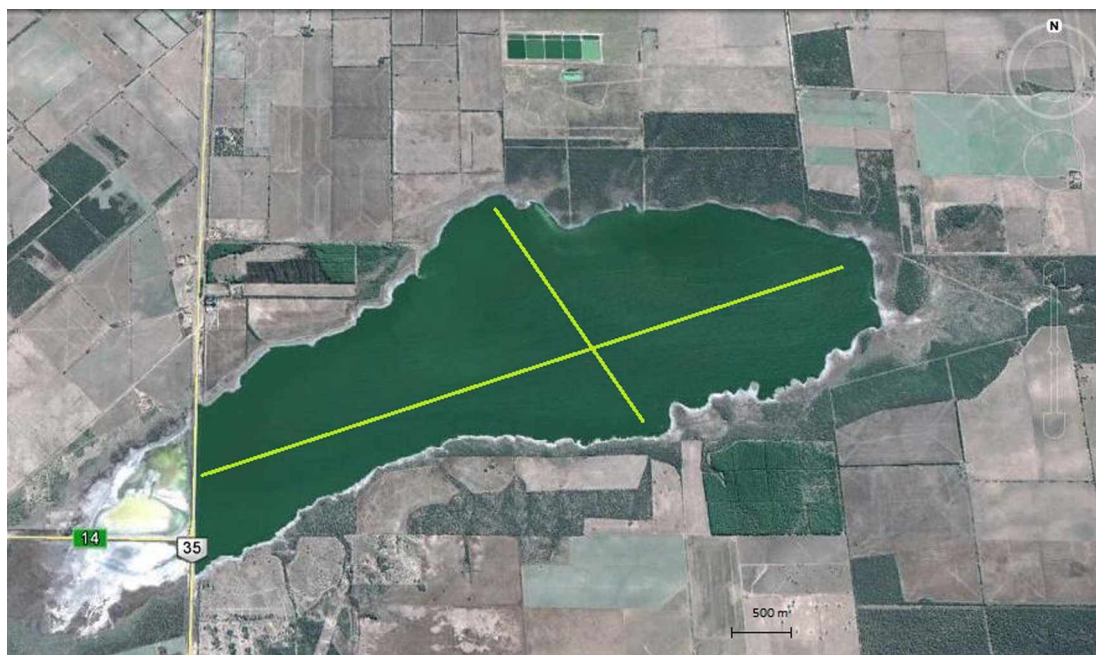


Figura 2. Imagen de la laguna del Bajo Giuliani mostrando largo y ancho máximo (Google Earth)

Tabla 2. Resultados del Análisis Físico Químico

Parámetro	Unidad	Valor Medio Abr-2013	Des. Estándar	Valor Medio Oct-2009
Conductividad	(μ mhos/cm)	10967,7	868,1	13517,7
R.s.	(mg/l)	14955,0	77,8	19311
pH	(mg/l)	9,1	0,5	8,9
Cl-	(mg/l)	3513,2	203,2	5542
SO4=	(mg/l)	1280,0	243,3	2050
CO3H-	(mg/l)	148,0	115,7	1084
D.TOTAL	(mg/l)	954,1	60,4	1094
Ca++	(mg/l)	189,6	163,7	438
Mg++	(mg/l)	160,4	49,7	327
F-	(mg/l)	2,7	0,5	3
As	(mg/l)	0,1	0,0	0
Na+	(mg/l)	4565,0	1311,7	4103
K+	(mg/l)	82,5	53,0	92

Captura y análisis de la ictiofauna

En ambas campañas sólo se capturaron ejemplares pertenecientes a las mismas dos especies: *O. bonariensis* y *J. multidentata*, las que están incluidas en 2 órdenes y 2 familias. En octubre de 2009 se colectaron 1878 ejemplares y en abril de 2013, 986. La diversidad encontrada fue baja, en 2009 *O. bonariensis* fue casi 3 veces más abun-

dante que *J. multidentata*. En 2013 ambas especies estuvieron representadas por relativamente el mismo número de individuos (Tabla 3). La red de arrastre capturó las dos especies y el tren de enmalle sólo *O. bonariensis*. Por otro lado, en octubre de 2009, *O. bonariensis* representó el 66% del total de capturas y el 56% en abril de 2013. En términos de biomasa *O. bonariensis* fue ampliamente superior en ambas campañas superando el 99% de las mismas.

Tanto en 2009 como en 2013, todos los paños que conformaron el tren de enmalle registraron capturas de *O. bonariensis*. Puntualmente en 2013 la longitud estándar media de los ejemplares de cada paño fue creciente, conforme aumentó el tamaño de malla (Fig. 3). De todas ellas, la malla de 21 mm nudo a nudo fue la de mayor registro de captura, concentrando poco más del 27% del total, le siguieron las de 25, 15, 35, 30 y 19 mm con un 21, 17, 15, 11, y 5.4% respectivamente, la que menos capturó fue la de 40 mm con un 1,74%. Por otro lado las capturas corregidas, por la

Tabla 3. Especies colectadas discriminadas por arte de pesca e índices de diversidad.

Orden / Familia / Especie	Nombre común	Capturas				Total	
		Arrastre		Enmalle		2009	2013
		2009	2013	2009	2013		
Cyprinodontiformes Familia: Anablepidae <i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842) Distribución: Parano-Platense	Madrecita de agua, Overito	647	437	0	0	467	437
Atheriniformes Familia: Atherinopsidae <i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835) Distribución: Parano-Platense	Pejerrey bonaerense	10	30	1231	519	1241	549
Diversidad Shannon-Weiner						0,64	0,69
Índice de Equidad						0,93	0,99

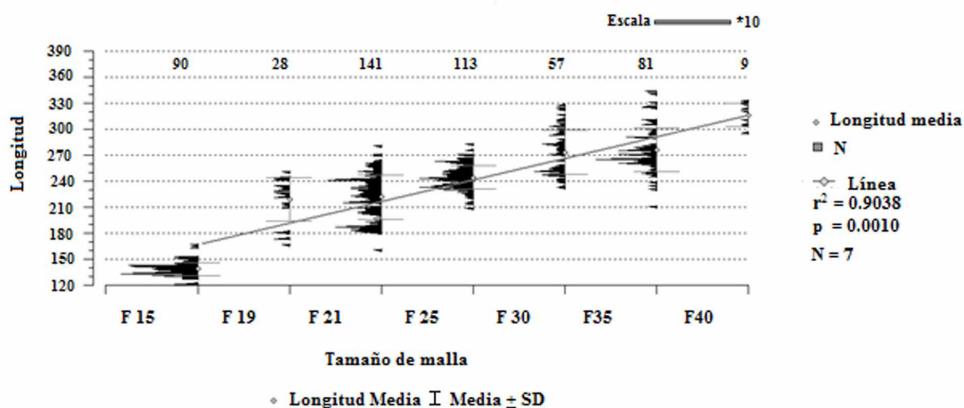


Figura 3. Distribución de frecuencias del total de capturas discriminado por tamaño de malla

selectividad del arte, mostró que la población estuvo integrada básicamente por individuos comprendidos entre 125 y 325 mm. Sin embargo la captura de ejemplares de 155 a 175 mm y de 195 a 205 fue muy escasa, convirtiéndose estos en rangos pobremente representados (Fig. 4).

Cerca del 2,5% de los ejemplares analizados fueron calificados sexualmente indefinidos, por encontrarse en un estado muy prematuro de desarrollo sexual. Así mismo la relación macho/hembra encontrada fue 0,42, por lo que se capturaron 2,35 veces más hembras que machos (Fig. 5).

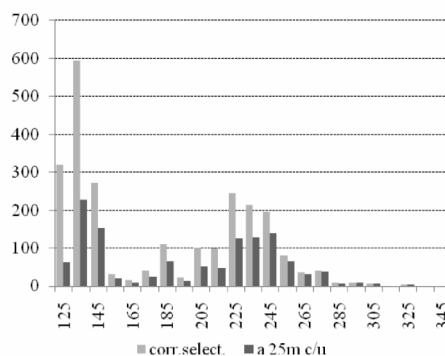


Figura 4. Distribución de tallas estimada para una longitud de 25 m² para cada paños, 12 horas de muestreo y corrección por la selectividad de las respectivas redes.

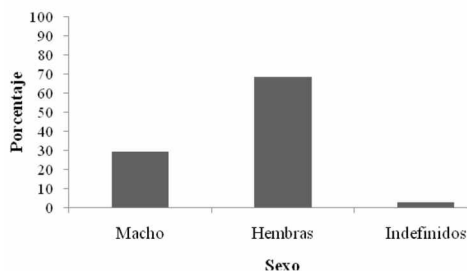


Figura 5. Proporción de sexos encontrada

CPUE y PSD

La captura por unidad de esfuerzo en número y peso fueron de 1231 ejemplares/noche y 328 kilos/noche respectivamente en octubre de 2009 y de 519 ejemplares/noche y 99,2 kilos/noche respectivamente en abril de 2013. En octubre de 2009 el pejerrey de mayor tamaño registró 396 mm de longitud estándar y 960 g de peso, pero el conjunto tuvo un peso medio. Mientras en abril de 2013 estos cálculos fueron de 343 mm de longitud estándar y 568 g de peso y 191 g de peso medio. Por otro lado el PSD obtenido en octubre de 2009 (57,5%) mostró que más de la mitad de los ejemplares capturados fueron de interés deportivo y/o comercial. En cambio el PSD de abril de 2013 fue de 41,6%, por lo que menos de la mitad de los ejemplares capturados fueron de interés deportivo y/o comercial.

La CPUE_n y CPUE_p obtenidos en abril de 2013 fueron respectivamente 2,3 y 3,1 veces inferiores al obtenido en este mismo ambiente en octubre de 2009 (Fig. 6). Por

su lado, el PSD fue un 16% menor al registrado en octubre de 2009 y no sugiere diferencias significativas ($T=0,145$).

Condición corporal

En la campaña efectuada en 2009, el índice K (n = 114) de los peces menores a 300 mm, tuvieron en general una condición inferior a la media esperable y fue mayor en los ejemplares con longitudes superiores a 300 mm (Fig. 7). El índice cefálico (n = 114) la gran mayoría de los valores encontrados estuvieron por encima del valor medio estándar de la especie, indicando mala condición (Fig. 8). Los valores del peso relativo (n = 205) se mostraron por debajo del óptimo deseable en ejemplares de hasta 220 mm de longitud y variaron entre 90 y 110 en los mayores (Fig. 9).

La ecuación estimada para la relación largo estándar – peso de los pejerreyes analizados fue $P = 5 * 10^{-6} * Lest^{3.1803}$ ($R^2 = 0,9768$; n = 205) (Fig. 10).

En la campaña efectuada en 2013, los índices de condición corporal estimados estuvieron por encima y por debajo de los valores medios estándar, pero siempre dentro del rango deseable. El índice K (n = 80) de los peces menores a 200 mm, tuvieron en general una condición inferior a la media esperable y fue mayor en los ejemplares con longitudes superiores a 250 mm (Fig. 7). El índice cefálico (n = 80) en general presentó valores ubicados por debajo del valor medio estándar de la especie, indican-

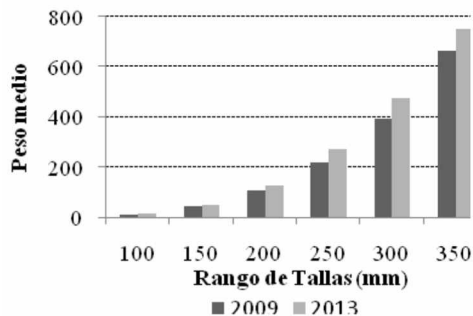
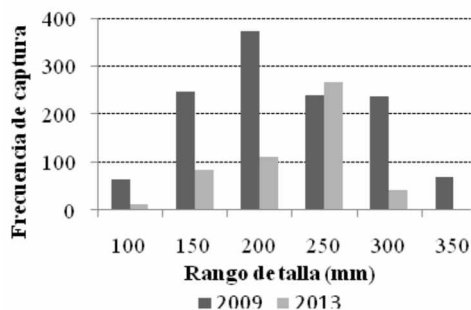


Figura 6. Captura en número y peso medio por rango de talla, registrados durante 2009 y 2013.

do buena condición (Fig. 8). La distribución de los valores del peso relativo ($n = 375$) denotó en general una excelente condición media (104,5), con valores que oscilaron entre buenos y óptimos, observándose mayor concentración de ejemplares con Pr por debajo de 100 en las tallas menores a 200 mm y Pr por encima de 100 en las tallas mayores (Fig. 9).

La relación largo estándar – peso de los pejerreyes se ajustó al modelo potencial convencional con ecuación $P = 2 * 10^{-6} * L_{est}^{3.3916}$ ($R^2 = 0,9845$; $n = 375$), e indicó un crecimiento alométrico positivo (Fig. 10).

En cuanto a la comparación entre campañas de muestreo, el índice k fue significativamente mayor ($P = 0,012$) al registrado en 2009. En tanto presentaron diferencias altamente significativas el peso relativo ($P = 0,0022$), el índice cefálico ($P < 0,0001$), y el exponente b de relación largo-peso ($P < 0,0001$), siendo en todos los casos mayor los estimados en el último muestreo.

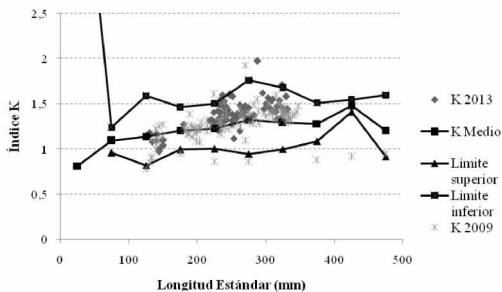


Figura 7. Índice de condición K obtenido y estándares específicos.

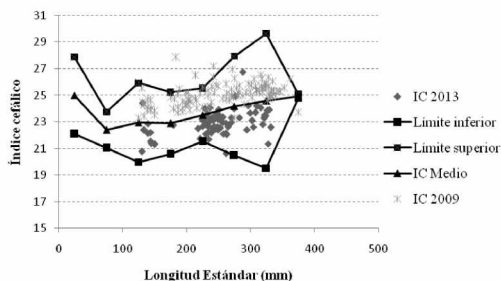


Figura 8. Índice Cefálico obtenido y estándares específicos.

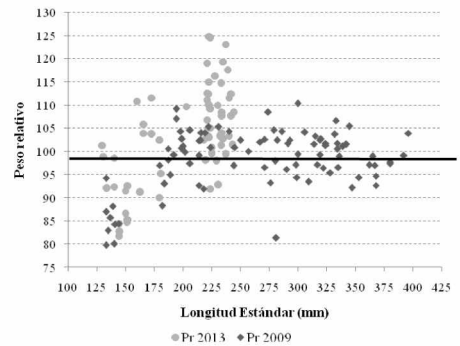


Figura 9. Peso relativo en función a la longitud estándar de los pejerreyes.

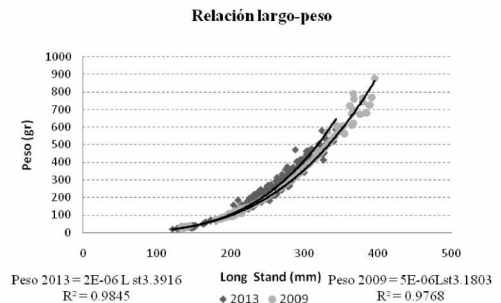


Figura 10. Relación Largo estándar-Peso corporal y ecuación de ajuste.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Por no contar con arroyos afluentes naturales y estar ubicada en una zona caracterizada por presentar balance hídrico negativo, donde la evapotranspiración es superior a las precipitaciones (Roberto *et al.*, 1994), la laguna del Bajo Giuliani, originalmente fue un ambiente temporario, de elevada y muy variable salinidad. Sin embargo debido al aporte constantes del agua proveniente de dos plantas de tratamientos de líquidos cloacales de la ciudad de Santa Rosa, desagües pluviales y descarga subterránea, desde el año 2000 se ha transformado en un ambiente permanente. La estabilidad hídrica que le confieren estos aportes le permiten mantener características hiposalinas (Hammer, 1986) de relativamente escasa

fluctuación de la salinidad en comparación a la gran variación registrada en otros ambientes de la provincia (Echaniz *et al.*, 2009).

Puede acotarse que existe, en la actualidad, una mezcla rápida del agua proveniente del canal de las Plantas de tratamiento cloacal, con el agua de la laguna del Bajo Giuliani y que las concentraciones de iones disueltos son menores en el agua del canal que en el cuenco. La composición química del agua del Bajo Giuliani se debe a la evaporación de la descarga del agua subterránea y procesos geoquímicos modificadores (Pratts, 2012). Sin embargo el líquido proveniente de las plantas de tratamiento aporta una muy importante cantidad de fosfatos y nitrógeno y en ocasiones conforman una pluma de concentración hacia el este del cuenco (Pratts, 2012). Atendiendo el importante papel que tienen en el desencadenamiento de mortandades de peces (Quirós, 1991; Grosman y Sanzano, 2002), estos nutrientes deberían ser monitoreados constantemente.

A partir del año 2008 y hasta el 2011, los aportes de agua a la laguna registrados (Pratts, 2012; SMN, 2009) no fueron suficientes para compensar las pérdidas producidas por la evaporación, ocasionando un balance hídrico negativo. El fenómeno se hizo especialmente evidente durante el año 2009 donde la frecuencia de días de lluvia y volumen caído fue muy inferior al registro del periodo 1961-2008 (SMN, 2009). Esto puede explicar la importante disminución de los parámetros morfométricos y elevación de los parámetros químicos que registro el ambiente en octubre de 2009, en relación a los registrados durante 2007 (Echaniz *et al.*, 2009). La disminución del volumen de agua, elevadas carga de nutrientes y de la temperatura, condujeron a la floración de algas potencialmente tóxicas, especialmente de cyanobacterias (*Planktothrix*, *Microcystis*

y *Anabaena*) registrada en forma inmediatamente previa y durante la mortandad de peces ocurrida en diciembre de 2010. Debe decirse que mortandades de pejerrey, por fenómenos semejantes, han sido registrados en lagunas y embalses del centro de Argentina (Grosman y Sanzano, 2002; Mancini *et al.*, 2006, Nicola *et al.*, 2007).

La laguna presento una muy baja riqueza de peces (Magurran, 1988; Moreno, 2001), conformada por solo dos especies cuya captura presento relativamente, poca diferencia numérica. Sin embargo, en términos de biomasa, el pejerrey dominó ampliamente el biotopo.

La carencia de conexión hídrica superficial permanente y las características químicas que presenta el ambiente, evitan la incorporación de otras especies ícticas (Gómez y Menni, 2005). Esto explicaría la ausencia de *Corydoras paleatus*, *Cnesterodon descenmaculatus*, *Cyprinus carpio*, *Cheirodon interruptus* y *Oligosarcus jenynsii* registradas en la laguna Don Tomás (Del Ponti y Berguño, 2012), próxima a la del Bajo Giuliani, con la cual mantiene conexión hídrica esporádica. Por otro lado, teniendo en cuenta que la riqueza ictiofaunística en diversas lagunas pampeana está estrechamente ligada a la salinidad del agua (Gómez y Ferriz, 1998), no llama la atención la presencia sólo de *O. bonariensis* y *J. multidentata* en la laguna del Bajo Giuliani puesto que son las especies que más amplio rango de tolerancia poseen (Menni, 2004; Gómez *et al.*, 2007; Nicola *et al.*, 2007).

En cuanto al pejerrey, las CPUE en número y peso, fueron semejantes o superiores a los registrados por otros autores en numerosos ambientes pampeanos (Berasain *et al.*, 1999; Remes Lenicov y Colautti, 2003). La distribución de tallas de capturas tuvo una relativamente importante cantidad de ejemplares superiores a los 225 mm de longitud estándar y 200 g de peso. En términos

generales la CPUE en peso de pejerrey, registrada en este estudio, fue similar al promedio descripto para laguna pampeana turbias (Quirós *et al.*, 2002; Kopprio, 2010).

Luego de la drástica y significativa remoción de ejemplares, producto de la mortandad, y en ausencia de siembras, se interpreta que el relativamente reducido número de individuos sobrevivientes recompuso la población en número y biomasa (Csirke, 1990). Esta se desarrolló en un ambiente con muy escasa o nula presión pesquera, con disponibilidad de recursos comparativamente mucho mayor al que tuvo el ambiente, previo a la mortandad y prácticamente sin competencia alimentaria, debido a la ausencia de otras especies. Este escenario, fue propicio para el desarrollo de la especie presente, en este caso el pejerrey, debido a que hubieron pocos individuos para aprovechar los mismos recursos alimenticios (Grosman, 1995), lo cual se vio reflejado en la condición corporal. En efecto, todos los índices de condición utilizados no solo indicaron un buen grado de condición y bienestar de los peces (Freyre, 1976; Colautti *et al.*, 2006; Mancini y Grosman 2008) sino también mostraron ser significativamente mejores que los registrados poco más de 3 años atrás, antes de ocurrida la mortandad.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, R.O. 1980. Proportional stock density (PSD) and relative weight (Wr): interpretative indices for fish populations and communities. Pp. 27-33. In: Gloss, S. y B. Shupp (eds.). Practical fisheries management: more with less in the 1980's. New York Chapter American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- APHA 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed. American Public Health Association, Washington DC.
- Baigún, C. y R. Anderson. 1993. Structural indices for stock assessment of and management recommendations for pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina. North American J. Fisheries Management, 13: 600-608.
- Baigún, C.R. 2005. Manejo de recursos Pesqueros continentales: uso de una caja de herramientas. Biología Acuática, 22: 29-45.
- Baigún, C., D. Colautti y F. Grosman. 2009. Assessment of condition in *Odontesthes bonariensis*: which index works best? Neotropical Ichthyology, 7(3): 439-446.
- Berasain, G. y D. Colautti. 1999. Laguna El Cuerú: Partido de Pehajó. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico. Dirección de desarrollo pesquero de la provincia de Buenos Aires. Subsecretaría de Pesca y Recursos Naturales, 21 pp.
- Cano, E., B. Fernández, M.A. Montes, C. Peña Zubiarte, D. Maldonado Pinedo, H. Martínez y R. Hevia. 1980. Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de La Pampa: Vegetación. Inta-LP-UNLPam, 466 pp.
- Casagrande, G., M. Deanna, A. Farrell y F. Babinec. 2012. Estadísticas agroclimáticas de la EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", período 1973-2011. Publicación técnica, 88: 46 pp.
- Cazenave, W. y R. Hernández. 1992: Inventario de lagunas de la provincia de La Pampa. Administración Provincial del Agua (Memoria e Inventario con 5 hojas cartográficas E 1:200.000) Mimeog, 25 pp.
- Colautti, D., M. Remes Lenicov y G. Berasain. 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Symposium: Biology and Culture of Silversides. Biocell, 30(1): 131-135.

- Cordini, R. 1967. Reservas Salinas de Argentina. Secretaría de Estado de Energía y Minería, Anales 13, 106 pp.
- Csirke, J. 1990. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, 192, 82 pp.
- Dangavs, N. 1995. Morfometría de cuerpos lénticos. En: Lopretto E. y G. Tell (eds). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata: 27-44.
- Dangavs, N. 1998. Los ambientes lénticos de la Pampasia bonaerense, República Argentina. En: Fernández Cirelli, A. (aomp.). Agua. Problemática Regional. Enfoques y perspectivas en el aprovechamiento de recursos hídricos. Ed. Univ. de Buenos Aires: 145-149.
- Del Ponti O., G. Tamborini, H. Pereyra, A. Berguño, F. Duran, S. Augustu, G. Rovatti, J. Marani e Y. Rubio. 2005. Monitoreo de lagunas sembradas con *Odontesthes bonariensis* por la estación de piscicultura (UNLPam.). Actas I Congreso Pampeano del Agua de la Provincia de La Pampa: 155-164.
- Del Ponti, O. y A. Berguño. 2012. "Composición de la ictiofauna de la provincia de La Pampa, Argentina". XI Jornadas de Ciencias Naturales de Litoral, III Reunión Argentina de Ciencias Naturales, del 15 al 18 de Mayo de 2012. F.C.E. F. y N. Universidad Nacional de Córdoba y Academia Nacional de Ciencias. Córdoba, Argentina, Página 30.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. González, M. Tablada y C.W. Robledo. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Echaniz, S., A. Vignatti y G. Cabrera. 2009. "Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplancton". *Biología Acuática* 26: 71-82.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi y G. Cabrera. 2010. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: Comparación de bajo de Giuliani y El Carancho. Actas III Congreso Pampeano del Agua, Santa Rosa La Pampa: 45-53.
- Espejo, P. y E. Sotorres. 1996. Programa INDUSMIN.- La Pampa SEGEMAR - Dirección de minería de la pampa, 86 pp.
- Fernández Cirelli, A. y P. Miretzky. 2004. Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quaternary International*, 114 2004: 113-121.
- Freyre, L. y M. Maroñas. 1995. Estimación de la selectividad de redes de espera, para el pejerrey bonaerense, según las principales características de construcción del arte. *Gayana Oceanología*, 3(2): 41-52.
- Freyre, L. 1976. Normas para la inspección y determinación del estado actual de ambientes pesqueros Pampásicos. Dir. de Rec. Nat., Minis. Asuntos Agrarios. Buenos Aires, 31 pp.
- Gilbert, V. y M. Gómez. 1985. Reconocimiento de los recursos ictícolas de las lagunas: La Dulce, Urre Lauquen y La Amarga. *Agro Pampeano*, 2: 40-44.
- Gómez, S. y R. Ferriz. 1998. Una hipótesis de trabajo sobre la biología del pejerrey en la dinámica de las lagunas pampeanas. I Taller Integral sobre el recurso pejerrey en la provincia de Buenos Aires, Min. Asuntos Agrarios, Buenos Aires: 29-30.
- Gómez, S. y R. Menni. 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el este de la Pampasia (Argentina central). *Biología Acuática*, 22: 151-156.
- Gómez, S., R. Menni, J. González Naya y L. Ramírez. 2007. The physical-chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei,

- Atherinopsidae), with a proposal of a waterquality index. *Environmental Biology of Fishes*, 78: 161-171.
- Groom, M., G. Meffe y C.R. Carrol. 2005. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, USA: Sinauer Associates, Inc.
- Grosman, F. 1995: El pejerrey, Ecología, cultivo, pesca y explotación . Ed. Astyanax. Azul. Argentina, 132p.
- Grosman, F. y P. Sanzano. 2002. Mortandades de Pejerrey *Odontesthes bonariensis* originadas por floraciones de cianobacterias en dos ambientes de Argentina. *AquaTIC*, 17: <http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?t=h&c=153>.
- Gérin, M.A. (dir) 1981. Pesca commercial en el departamento Curacó (Territorio Nacional de La Pampa) entre 1940 y 1950". Informe Cátedras de Historia Americana I y II, Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional de La Pampa.
- Hammer, Ø., D. Harper y P. Ryan. 2001. PAST. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica*, 4 (1): 1-9.
- Hammer, U.T. 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World. Monographiae Biologicae 59*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- Kolding, J. y A. Skalevik. 2009. *Introduction and Manual to Pasgear 2, version 2.3*. University of Bergen Department of Fisheries and Marine Biology High Technology Centre N-5020, Bergen, Norway, 67 pp.
- Kopprio, G.A., R.H. Freije, C.A. Strüßmann, G. Kattne, M.S. Hoffmeyer, C.A. Popovich y R.J. Lara. 2010. Vulnerability of pejerrey *Odontesthes bonariensis* populations to climate change in pampean lakes of Argentina. *Journal of Fish Biology*, 77: 1856-1866.
- Kuz, C. 2009. Pescadores en el desierto. En: Puelches, una historia que fluye junto al Salado. Tarquini, Lagarda y Kuz. EdUNLPam, La Pampa, Argentina: 95-101.
- López, H.; A. Miquelarena y R. Menni. 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. ProBiotA Serie Técnica y Didáctica n° 5. La Plata, 87 pp.
- López, H., R.M.C. Baigún, J.M. Iwaszkiw, R.L. Delfino y O.H. Padin. 2001. La Cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad de La Plata, 89 pp.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. España: Ed. Vedia, 200 pp.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas: análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. 1ª ed.- Editorial Universidad Nacional de Río Cuarto - Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, 446 pp.
- Mancini, M., C. Rodríguez, C. Prospero, V. Salinas y C. Bucco. 2006. Main diseases of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in central Argentina. *Pesquisa Veterinaria Brasileira*, 26(4): 205-210.
- Marini, T.L. y R.B. López. 1963. Recursos acuáticos vivos. En: *Evaluación Recursos Naturales de la Argentina (CFI)*, 7: 1-266.
- Marani, J.L. 1999. Tesis de Maestría en conservación del medio natural y desarrollo sostenido. Diagnóstico ambiental y ordenación territorial del espacio natural: Humedal "Bajo Giuliani" y su entorno (provincia de La Pampa, Argentina). Universidad Internacional de Andalucía, España, 126 pp.
- Marani, J., O. Carballo, A. Calmels, E. Sotorres y J. Sbrocco. 2002. Ordenación territorial del humedal Bajo Giuliani y su entorno.- Provincia de La Pampa. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente Buenos Aires*, 17: 83-92.

- Mecca, J.C.V. 2008. Tesis de Maestría en Ciencias Hídricas. Análisis y modelación del comportamiento Hidrogeológico de las lagunas Don Tomás y Bajo Giuliani. Santa Rosa. La Pampa. Argentina.
- Menni, R. 2004. Peces y ambientes de la Argentina continental. Monografías n° 5 del Museo Argentino de Ciencias Naturales. Buenos Aires, 316 pp.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M6T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Nicola, I., M. Mancini, V. Salinas; C. Bucco y C. Rodríguez. 2007. Caracterización de humedales. La laguna pampeana Los Charos (Córdoba, Argentina). *Gestión Ambiental* 13(1): 21-32.
- Pratts, P.B. 2012. Tesis de Maestría en Ciencias Hídricas. Evaluación del impacto antrópico sobre la dinámica hidrológica e hidroquímica de la Laguna del Bajo Giuliani, Santa Rosa, La Pampa. UNLPam. 82 pp.
- Quirós, R. 1991. Empirical relationships between nutrients, phyto- and zooplankton and relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 24: 1198-1206.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J.J. Rosso, y A. Sosnovsky, 2002. "Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas". *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Quirós, R. 2004. Sobre la morfología de las lagunas pampeanas. Serie de Documentos de Trabajo del Área de Sistemas de Producción Acuática. Fac. de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 15 pp.
- Remes Lenicov, M. y D. Colautti. 2003. Laguna Chasicó, Partidos de Villarino y Puan. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N° 56. Subsecretaría de Pesca y Recursos Naturales, MAA Prov. Buenos Aires, 25 pp.
- Ringuelet, R. 1962. *Ecología Acuática Continental*. Ed. EUDEBA, Buenos Aires, 138 pp.
- Ringuelet, R., R. Arámburu y A. Alonso de Arámburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Provincia de Buenos Aires, Comisión de Investigación Científica. La Plata, 602 pp.
- Roberto, Z., G. Casagrande y E. Viglizzo 1994: "Lluvias en la pampa central. Tendencias y variaciones del siglo. Cambio climático y agricultura sustentable en la región pampeana." INTA. Public. N° 2. 25 pp.
- Rosso, J. 2006. Peces pampeanos. Guía y Ecología. Ed. L.O.L.A.. Buenos Aires, 221 pp.
- Schalamuk, I., M. Del Blanco, D. Marchionni, S. Romero y M. Cábana. 1999. Salinas sulfateras de la Región Pampeana, Buenos Aires y La Pampa. En: *Recursos Minerales de la República Argentina*. (Ed. Zappettini, E). pp 1947-1962. SEGEMAR Anales 35. Buenos Aires, Argentina Servicio Meteorológico Nacional. Boletín Climatológico Julio 2009. 2009. Programa de vigilancia del clima en la Argentina y en la región subantártica adyacente. Vol. XXI, N° 07.
- Tamborini, G., A. Berguño, H. Bagliani, O. Del Ponti, J. Marani y R. Ganuza. 2007. Pesca Artesanal-Experimental y Aprovechamiento Sustentable de Pejerrey (*Odontheistes bonariensis*). Actas II Congreso Pampeano del Agua, General Pico, La Pampa: 145-154.
- Turner, W., K. Brandon, T. Brooks, R. Constanza, G. da Fonseca y R. Portela. 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 57: 868-873.
- Umazano, M., E. Adema y S. Aimar 2002: "Variación espacio temporal de las precipitaciones en la provincia de La Pampa." VIII Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. Santa Rosa. La Pampa, 223-225.

Vázquez, F.M., O. Del Ponti, J.L. Marani, E. Ganora y A. Berguño. 2010. "Monitoreo pesquero y zooplanctónico de la laguna del

Bajo Giuliani". Santa Rosa. La Pampa. III Congreso Pampeano del Agua: Santa Rosa. La Pampa, Argentina, 327-334.

EFFECTO DEL GANADO SOBRE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN LAS RIBERAS DE UN ARROYO PAMPEANO

P. GANTES, L. FALCO & A. SÁNCHEZ CARO

Laboratorio de Ecología, Departamento de Ciencias Básicas, INEDES, Universidad Nacional de Luján. CC 221. 6700. Luján, Buenos Aires
e-mail: gantespatricia@gmail.com

ABSTRACT. Livestock is a main perturbation for the riparian zones of streams in the Buenos Aires province. Our goal is to compare the vegetation's and soil's characteristics of two almost contiguous reaches of the Nutrias stream, an affluent to the Reconquista river. One reach has been closed to cattle for 2 years, and the other -500m downstream- has kept livestock along the whole period. For each stream margin, six 10m transects were sampled for species cover and 3 soil samples were drawn for organic matter, phosphorus, pH, conductivity and apparent density determination. The vegetation's canopy height, cover, and the amphibious macrophytes' abundance were higher in the closed reach; instead, species number was higher in the reach opened to cattle. *Eleocharis bonariensis* (19%), *Paspalum distichum* (17%) y *Cynodon dactylon* (15%) were dominant within the closure, while the exotic grass *C. dactylon* dominated (63%) in the grazed reach. Regarding the soil variables, a PCA distinguishes the two reaches in the first component (35% of the total variance), and the two margins of the closed reach are separated along the 2nd axis (25%). This separation of the reaches and the margins is consistent with the ordination analysis (NMDS) performed among the species. In this case study, the observed changes in the community structure after two years of closure may enhance the riparian zone's capability to regulate the exchanges between land and watercourse.

Key words: riparian zones; streams; macrophytes; livestock.

Palabras clave: riberas; arroyos; hidrófitas; ganado.

INTRODUCCIÓN

Las riberas de ríos y arroyos vinculan a los ecosistemas terrestre y acuático, su vegetación participa de esta regulación a través de diversas funciones como son, estabilización de los márgenes, protección frente a crecientes, retención de sedimentos, y control de los flujos de agua, materia orgánica, nutrientes y contaminantes hacia los arroyos (Cummins, 1974; Naiman *et al.*, 2005). Son ambientes altamente heterogéneos ligados a la dinámica fluvial, cuya estructura y funcionamiento puede modificarse por el uso que se haga del sistema.

Una de las principales perturbaciones que afectan a las riberas de los cursos de agua y a los humedales es su uso por parte

del ganado, pues la utilización de los arroyos como abrevaderos es una práctica habitual tanto en Argentina como en otras partes del mundo, práctica que se ha acentuado en Buenos Aires a raíz de la intensificación de la agricultura (Ranganath *et al.*, 2009; Strauch *et al.*, 2009; Di Bella *et al.*, 2014).

La presencia de ganado modifica apreciablemente la morfología de las riberas, a través del desmoronamiento de los márgenes, agrandamiento del cauce y modificación del perfil. Si bien el pastoreo, en general, afecta algunos atributos del ecosistema, como la cobertura y la diversidad de la vegetación (McNaughton y Wolf, 1984; Begon *et al.*, 2006; Altesor *et al.*, 2005); su efecto es mayor en las riberas que en las

zonas secas y compromete tanto a la vegetación como al suelo y a la estabilidad de las orillas (Jansen y Robertson, 2001). Además, el ganado puede afectar la dominancia de los grupos biológicos de vegetación, que difieren en su eficacia para limitar la erosión, de modo que la predominancia de uno u otro puede afectar la estabilidad de las riberas (Micheli y Kirchner, 2002; DeKeyser *et al.*, 2003). El pisoteo además del efecto directo sobre la vegetación, modifica propiedades físicas del suelo, a través del aumento de la densidad aparente y la pérdida de capacidad para la retención de agua, cambios que facilitan los procesos erosivos (Drewry y Paton, 2000; Di *et al.*, 2001; Villamil *et al.*, 2001; Taboada y Micucci, 2009). Los suelos de las riberas utilizadas como abrevaderos serán particularmente afectados por el ganado, aún cuando la carga sea baja o moderada.

En la provincia de Buenos Aires son escasos los antecedentes de estudios sobre las riberas, Troitiño (2008) y Troitiño *et al.* (2008) trabajando en las cuencas del río Luján y Reconquista han propuesto un Índice de Calidad de Ribera para arroyos pampeanos basado en atributos morfométricos, en el uso del suelo y la cobertura vegetal. Para la misma área, Giorgi *et al.* (2004) han relacionado el efecto del ganado con la calidad del agua de los arroyos pampeanos y Faggi *et al.* (1999) han estudiado los cambios en la vegetación de ribera asociados a las modificaciones antrópicas.

Si bien el ganado es una perturbación frecuente, la comparación con sitios clausurados raramente se consigue. Desde 2011, a través de un acuerdo con el productor (ver más detalles en Giorgi *et al.* en este mismo número) se clausuró el ingreso de ganado a las riberas de un tramo del arroyo Nutrias. En este trabajo presentamos la comparación de las características de la vegetación y del suelo del tramo clausurado y de otro prácti-

camente contiguo observadas dos años después de excluido el ganado.

Suponemos que algunas variables como la altura y la cobertura vegetal, tendrán una respuesta rápida, pero otros atributos, como aquellos ligados a la estructura física del suelo, demandarán más tiempo para que puedan evidenciar cambios en el tramo clausurado.

Nuestro objetivo es la comparación de la altura, cobertura y diversidad de la vegetación y de las características físicas (densidad aparente) y químicas (pH, conductividad, fósforo) del suelo de los dos tramos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en el verano de 2013, sobre las riberas del arroyo Nutrias, afluente del río Reconquista, y comprendieron dos tramos, uno clausurado al ganado desde 2011 y otro situado aguas abajo a una distancia aproximada de 500 metros, con uso ganadero por lo menos desde 2010 (Vilches, 2012).

El muestreo de vegetación comprendió seis transectas de 10 m perpendiculares al cauce, que cubrían 40 m de ribera en los dos tramos y en cada una de sus orillas. El número de transectas se basa en un trabajo anterior (Gantes *et al.*, 2008) en el que, sobre la base de un muestreo de 14 tramos, se determinó el esfuerzo necesario para representar adecuadamente la riqueza de la vegetación. En cada transecta se determinó la cobertura por especie a lo largo de 10 m, en cada metro se midió la altura de la vegetación y se tomaron 3 muestras de suelo para determinar, materia orgánica (Walkey-Black), fósforo extractable (Kurtz y Bray), pH, conductividad, humedad y densidad aparente (método del cilindro) (Luters, 2000).

Los ejemplares recolectados fueron identificados de acuerdo a Cabrera (1963, 1965a, 1965b, 1967, 1968, 1970) y Rúgolo de Agrasar *et al.* (2005). Las especies fue-

ron asignadas a los distintos grupos biológicos de acuerdo a Tur y Lavigne (1992), Zuloaga *et al.* (1994), y Zuloaga y Morrone (1996, 1999a, 1999b).

A partir de la cobertura estandarizada de las especies se hizo una descripción de la similitud entre los tramos: se compararon las muestras por el coeficiente de Bray Curtis y luego se realizó un análisis multidimensional NMDS, mediante el software Primer V.5. La diversidad se analizó considerando las márgenes por separado, se estimaron la riqueza y el índice de Shannon exponencial, para lo cual se utilizó el software EstimateS (Colwell, 2006). El comportamiento de las variables edáficas fue analizado por medio de un Análisis de Componentes Principales.

El trabajo comprende dos tramos, cada uno correspondiente a un tratamiento (con o sin ganado) y no permite hacer generalizaciones utilizando la inferencia estadística, de modo que las comparaciones de los tramos por el uso no se validan mediante pruebas estadísticas.

RESULTADOS

En el tramo clausurado, el porcentaje de suelo desnudo fue menor que en el tramo con presencia de ganado, con medianas de

3% y 12% respectivamente, y la altura de la vegetación fue mayor: 48 cm para la clausura y 9 cm para el tramo con ganado.

Sólo se encontraron especies herbáceas; en la clausura, en una de las orillas predominaron las hidrófitas palustres, con 83% de cobertura, y en la otra, la cobertura de palustres fue del 44% y el 50% correspondió a las gramíneas perennes; mientras que en el tramo con ganado, dominaron siempre las gramíneas perennes con el 93% y el 76% en las dos orillas (Fig. 1a).

Las diferencias no fueron tan marcadas respecto del número de especies: en la clausura, en las dos orillas predominaron las hidrófitas palustres (38 y 37% de las especies); mientras que en el tramo con ganado, dominaron las gramíneas perennes (33%) y las dicotiledóneas perennes (35%) (Fig. 1b). En cuanto a la diversidad, al observar las distribuciones de abundancias se notan claramente dominancias más marcadas en ambas márgenes del sitio con ganado (Fig. 2), por otro lado, la riqueza de especies fue mayor en el tramo con ganado y el índice de diversidad, que tiene en cuenta el número de especies pero también la distribución de sus abundancias fue mayor en una de las márgenes de la clausura (Fig. 3).

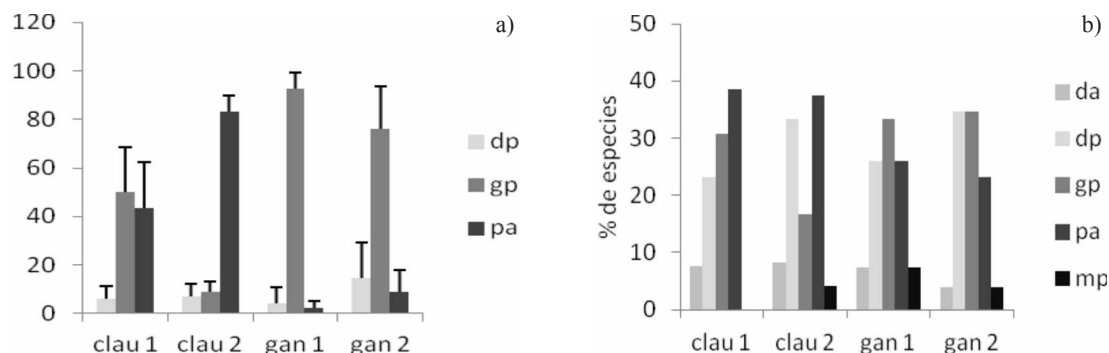


Figura 1a. Cobertura proporcional (%) y 1b. Proporción de especies (%) de los grupos biológicos en cada orilla de los dos tramos. clau: tramo clausurado; gan: tramo con ganado. dp: dicotiledóneas perennes; gp: gramíneas perennes; pa: hidrófitas palustres; da: dicotiledóneas anuales; mp: monocotiledóneas no gramíneas. Las dicotiledóneas anuales y las monocotiledóneas no gramíneas no se presentan en 1a porque su cobertura nunca estuvo por encima del 1%. Las palustres incluyen una especie anual y el resto (14 especies) son perennes. Las barras indican el promedio de seis transectas y las líneas el desvío estándar.

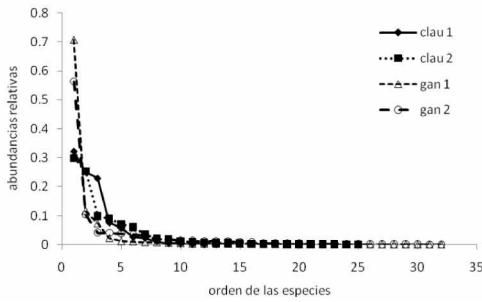


Figura 2. Distribuciones de abundancias de las especies en cada una de las orillas de los tramos: clau: tramo clausurado; gan: tramo con ganado.

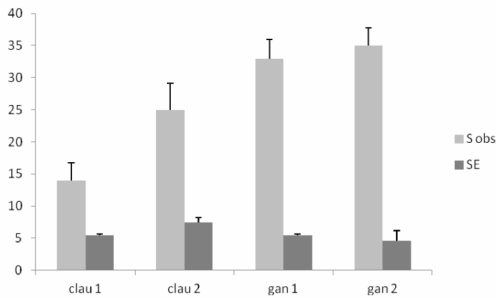


Figura 3. Número de especies (Sobs) e índice de Shannon exponencial (SE). clau: tramo clausurado; gan: tramo con ganado. Las barras indican el promedio, y las líneas el desvío estándar de la riqueza, obtenidos por la función Mao-Tau; y el promedio y desvío estándar del índice de Shannon exponencial, a partir de 50 aleatorizaciones de seis transectas para cada margen.

Se halló un total de 56 morfoespecies de las cuales se identificaron 46 a nivel de especies. En la clausura dominaron *Eleocharis bonariensis* (19%), *Paspalum distichum* (17%) y *Cynodon dactylon* (15%) mientras que en el tramo pastoreado dominó *C. dactylon* (gramínea introducida) (63%). En el análisis de ordenamiento de las especies (NMDS) se pueden distinguir tres ensambles: el tramo con ganado y las dos márgenes del tramo clausurado (Fig. 4).

En cuanto a las variables edáficas, las principales diferencias se observaron en la conductividad (con valores promedio

de 772,75 y 448,25 μS en la clausura y el tramo con ganado, respectivamente) y el fósforo (10,32 y 31,19 ppm, respectivamente) y, contrariamente a lo esperado, la densidad aparente fue similar en los dos tramos (0,77 y 0,78 g/ml, respectivamente). Los dos primeros ejes del Análisis de Componentes Principales representaron un 56% del total de la variabilidad (Fig. 5), en este espacio, las variables con mayor porcentaje de contribución fueron el fósforo, la conductividad y la materia orgánica para el primer componente y, la humedad relativa y la densidad aparente para el segundo componente. Los dos tramos del arroyo se distinguen principalmente a lo largo del eje 1: el 83% de las muestras de la clausura se ubican en los cuadrantes 1 (+ +) y 4 (+ -) y el 86% de las muestras del sitio con ganado se encuentran en los cuadrantes 2 (- +) y 3 (- -). A lo largo del eje 2, se observa una cierta separación entre las dos márgenes del tramo clausurado (61% de las muestras en el cuadrante 1) pero no entre las del tramo con ganado.

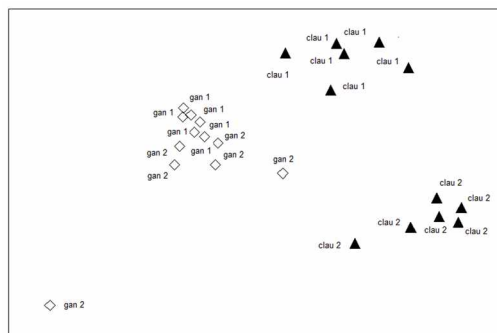
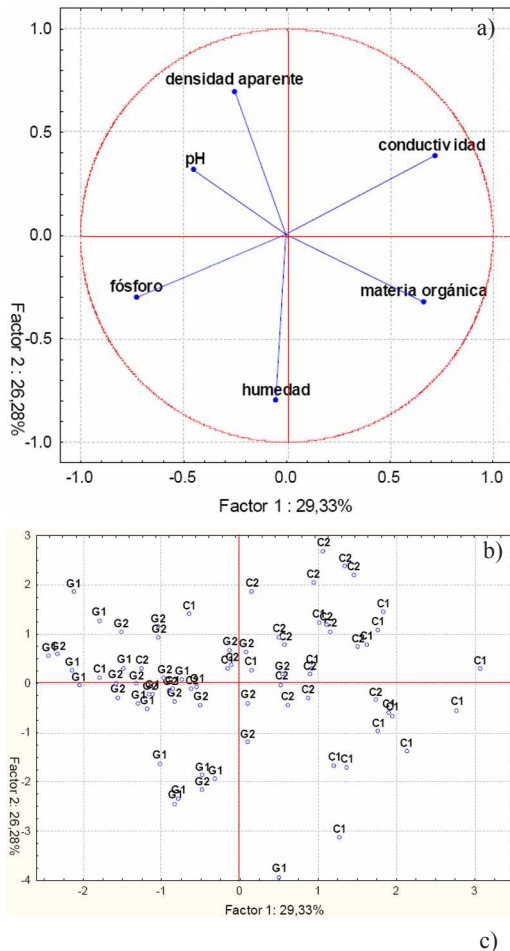


Figura 4. Análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) a partir de las 24 transectas pertenecientes a las dos márgenes (1 y 2) de los dos tramos muestreados: clausura (clau) y con ganado (gan). Nivel de estrés: 0.08.



Variables	Factor 1	Factor 2
Humedad	-0,036	0,641
Densidad aparente	-0,189	0,554
pH	-0,339	0,249
Conductividad eléctrica	0,542	0,301
Fósforo	-0,546	-0,244
Materia orgánica	0,505	-0,261

Figura 5. Análisis de componentes principales para las variables edáficas. **a:** Gráfico de los factores 1 y 2; **b:** Ubicación de los casos en el espacio de los dos primeros ejes principales y **c:** Autovectores de los ejes 1 y 2. C1 y C2: representan las muestras correspondientes a las dos márgenes de la clausura y G1 y G2 corresponden a las dos márgenes del tramo con ganado.

DISCUSIÓN

El ganado provoca importantes cambios en las características morfológicas de las riberas a las que pueden asociarse cambios

en la vegetación, que, a su vez, modifican el funcionamiento de la ribera como regulador de los flujos entre el ambiente terrestre y los cursos de agua. A pesar de no contar con otros sitios que permitan una generalización de los resultados, en este caso particular efectivamente se observaron algunos de los cambios esperados al clausurar la entrada de ganado en el tramo.

Las variables observadas tienen distintos tiempos de respuesta a la suspensión de un disturbio, algunas, como la altura y cobertura de la vegetación podrán observarse en la siguiente estación de crecimiento a que se quita el ganado; pero ¿qué mecanismos podemos suponer para los cambios que observamos en la composición de la comunidad a dos años de la clausura? Al no contar con una descripción previa a la exclusión del ganado, no podemos afirmar que las diferencias en las comunidades entre los dos tramos sean efecto de la exclusión y no anteriores a ella. Sin embargo, un proceso sucesional consistente con los cambios observados en la dominancia de las hidrófitas podría ser el siguiente: el ganado rompe las márgenes en aquellos lugares por donde entra al arroyo, mientras está presente, el pisoteo impide que se desarrolle la vegetación, pero cuando se retira, subsiste un cambio en el perfil de la ribera, que se hizo menos abrupto e inundable, ante estas condiciones ambientales la ribera es colonizada por hidrófitas (obs. pers.), cuyos propágulos pueden dispersarse fácilmente a lo largo del curso de agua (Lacoul y Freedman, 2006) o bien encontrarse en el banco de semillas del sitio.

En lo que respecta a las variables edáficas, la conductividad, el fósforo y la materia orgánica permitieron separar las muestras de los dos tramos (clausura y con ganado); por el contrario, la densidad aparente no contribuyó a esta diferenciación, y dado que es una variable que se relaciona positi-

vamente con el pisoteo (Taboada y Micucci, 2009), podemos suponer que en este caso la carga ganadera haya sido insuficiente para cambiar la densidad del suelo.

En los arroyos, las orillas pueden diferir en las características morfométricas debido a su origen hidrológico, lo que conlleva diferencias en las características edáficas y de vegetación. El ganado puede uniformizar estas características, en base a una preponderancia de la perturbación del ganado por sobre la dinámica fluvial. Para la vegetación, mediante el análisis de ordenamiento encontramos una separación entre las márgenes de la clausura que no se observaron en el tramo pastoreado; para las variables edáficas, también se encontró una separación entre las orillas de la clausura, ligada principalmente a las diferencias en humedad y densidad aparente del suelo. Sin embargo, las diferencias entre las márgenes fueron más evidentes para la vegetación, por lo que puede suponerse que otros factores edáficos no medidos como la granulometría u otros factores ambientales no considerados en este trabajo, como la frecuencia de inundación, o morfométricos, como la pendiente, contribuirían a explicar las diferencias entre los ensambles de vegetación.

El pastoreo, en general, se ha interpretado como una perturbación que relaja la competencia y permite una mayor diversidad, y en este sentido varios autores han señalado en humedales, el aumento de la diversidad con un pastoreo moderado, por ejemplo Paine y Ribick (2002), Buttolph y Coppock (2004), Jackson y Allen-Diaz (2006), Burnside *et al.* (2007), Di Bella *et al.* (2014). Sin embargo, desde una perspectiva más amplia se ha discutido acerca de la gran variabilidad que existe en la relación entre diversidad y disturbio (Hughes *et al.*, 2007) y en particular para las riberas, Bowers y Boutin (2008) han seña-

lado que la proporción de especies exóticas es un mejor indicador del gradiente de disturbio que la riqueza de especies. Nuestros resultados muestran un menor número de especies en el tramo clausurado, en coincidencia con lo que hallamos en otros arroyos de la región (no publicado); y además, dominancias muy marcadas en el sitio ganadero, a pesar de la mayor riqueza (Fig. 3), lo que puede indicar una situación favorable para algunas especies, en particular, y coincidentemente con lo que también hemos hallado en otros arroyos, *Cynodon dactylon*, una especie introducida y tolerante al pastoreo (Begon *et al.*, 2006), que tuvo una cobertura de más del 60% en el tramo con ganado.

De manera que, luego de dos años de clausura encontramos riberas con vegetación de mayor altura que en presencia de ganado, mayor cobertura, mayor proporción de hidrófitas, menor riqueza y una mayor cobertura de las especies nativas. Estos cambios representan una mejora en la calidad de las riberas y hacen suponer un cambio en el funcionamiento del sistema, pues al menos con el aumento en la cobertura y la dominancia de hidrófitas puede limitarse la erosión y consecuentemente disminuir las partículas en suspensión y la entrada de nutrientes a los cursos de agua.

La inclusión de otras clausuras y sus correspondientes parcelas control permitirían dar un mayor grado de generalización a los resultados encontrados.

AGRADECIMIENTOS

A Adonis Giorgi por su iniciativa para establecer la clausura; al Ing. Casey por su voluntad para facilitar la investigación; a Alejandro Escobar por su colaboración en la determinación de ejemplares de ciperáceas; a Nadia Godoy, Leo Sánchez Caro y Loreta Giménez por su colaboración en el trabajo de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Altesor, A., M. Oosterheld, E. Leoni, F. Lezama y C. Rodríguez. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179: 83-91.
- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Townsend. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems*. Blackwell Science, 4° Ed. Oxford, UK, 738 pp.
- Bowers, K. y C. Boutin. 2008. Evaluating the relationship between floristic quality and measures of plant biodiversity along stream bank habitats. *Ecological indicators*, 8: 466-475.
- Burnside, N.G., C.B. Joyce, E. Puurmann y D.M. Scott. 2007. Use of vegetation classification and plant indicators to assess grazing abandonment in Estonian Coastal Wetlands. *Journal of Vegetation Science*, 18(5): 645-654.
- Buttolph, L.P. y D.L. Coppock. 2004. Influence of deferred grazing on vegetation dynamics and livestock productivity in an Andean pastoral system. *Journal of Applied Ecology*, 41: 664-674.
- Cabrera, A.L. 1963. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 6, Compositae. INTA. Buenos Aires, 443 pp.
- Cabrera, A.L. 1965a. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 4, Oxalidáceas a Umbelliferae. INTA. Buenos Aires, 379 pp.
- Cabrera, A.L. 1965b. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 5, Ericáceas a Cliceráceas. INTA. Buenos Aires, 250 pp.
- Cabrera, A.L. 1967. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 3, Piperáceas a Leguminosas. INTA. Buenos Aires, 393 pp.
- Cabrera, A.L. 1968. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 1, Pteridófitas, Gimnospermas y Monocotiledóneas. INTA. Buenos Aires, 519 pp.
- Cabrera, A.L. 1970. Flora de la provincia de Buenos Aires. Parte 2, Gramíneas. INTA. Buenos Aires, 624 pp.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples Version 8.2.0. URL <purl.oclc.org/estimates>
- Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24: 631-641.
- DeKeyser E., D.R. Kirby y M.J. Ell. 2003. An index of plant community integrity: development of the methodology for assessing prairie wetland plant communities. *Ecological Indicators*, 3: 119-133.
- Di Bella, C.E., E. Jacobo, R.A. Golluscio, A.M. Rodríguez. 2014. Effect of cattle grazing on soil salinity and vegetation composition along an elevation gradient in a temperate coastal salt marsh of Samborombón Bay (Argentina). *Wetlands, Ecology and Management*, 22:1-13.
- Di, H., K. Cameron, J. Milne, J. Drewry, N. Smith, T. Hendry, S. Moore y B. Reijnen. 2001. A mechanical hoof for simulating animal treading under controlled conditions. *Journal of Agricultural Research*, 44(1): 111-116.
- Drewry, J. y R. Paton. 2000. Effects of cattle treading and natural amelioration on soil physical properties and pasture under dairy farming in Southland, New Zealand. *Journal of Agricultural Research*, 43(3): 377-386.
- Faggi, A.M., M.O. Arriaga y S.S. Aliscioni. 1999. Composición florística del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 1(1): 1-6.
- Gantes, P., B. Lartigau, M.C. Ranieri y A. Sánchez Caro. 2008. Curvas de acumulación de especies para macrófitas en arroyos del noreste de la provincia de Buenos Aires. IV Congreso Argentino de Limnología. Bariloche.

- Giorgi, A., D. Acosta, A. Alasia, C. Martínez, L. Miranda, N. Mufato y J.I. Pamio. 2004. Material transportado por arroyos pampeanos en relación a características hidrológicas y de uso de la tierra. II Reunión Binacional de Ecología.
- Hughes, A.R., J.E. Byrnes, D.L. Kimbro y J.J. Stachowicz. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance Ecology Letters, 10: 849-864.
- Jackson, R.D. y B. Allen-Diaz. 2006. Spring-fed wetland and riparian plant communities respond differently to altered grazing intensity. Journal of Applied Ecology, 43: 485-498.
- Jansen, A. y A.I. Robertson. 2001. Relationships between livestock management and the ecological condition of riparian habitats along an Australian floodplain river. Journal of Applied Ecology, 38: 63-75.
- Lacoul, P. y B. Freedman. 2006. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. Environmental Reviews, 14: 89-136.
- Luters, A. 2000. Soil quality test kid guide. Instituto de Suelos del INTA, Argentina, 85 pp.
- McNaughton, S.J. y L.L. Wolf. 1984. Ecología general. Ediciones Omega, 713 pp.
- Micheli, E.R. y J.W. Kirchner. 2002. Effects of wet meadow riparian vegetation on streambank erosion. 1. Remote sensing measurements of streambank migration and erodibility. Earth Surface Processes and Landforms, 27: 627-639.
- Naiman, R.J., H. Décamps, M.E. McClain y G.E. Likens. 2005. Riparia. Ecology, conservation and management of streamside communities. Elsevier, 430 pp.
- Paine, L.K. y C.A. Ribick. 2002. Comparison of riparian plant communities under four land management systems in southwestern Wisconsin. Agriculture, Ecosystems and Environment, 92: 93-105.
- Ranganath, S.C., W.C. Hession y T.M. Wynn. 2009. Livestock exclusion influences on riparian vegetation, channel morphology, and benthic macroinvertebrate assemblages. Journal of soil and water conservation, 64(1): 33-42.
- Rúgolo de Agrasar Z., P. Steibel y H. Troiani. 2005. Manual ilustrado de las gramíneas de la provincia de La Pampa. U.N. La Pampa y U.N. Río Cuarto: Río Cuarto, 359 pp.
- Strauch, A.M., A.R. Kapust y C.C. Jost. 2009. Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem. Journal of Arid Environments, 73(9): 795-803.
- Taboada, M.A. y S.N. Micucci. 2009. Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la Pampa Deprimida al pastoreo rotativo. Ciencias del Suelo, 27(2): 147-157.
- Troitiño, E. 2008. Evaluación de la conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo final de aplicación, Ing. Agronómica, UNLu, 71 pp.
- Troitiño, E., A. Giorgi y M.C. Costa. 2008. Impacto del uso de la ribera en la conservación de la calidad del agua. IV Congreso Argentino de Limnología.
- Tur, M.N. y A. Lavigne. 1992. Plantas acuáticas de la provincia de Buenos Aires. *En: Situación Ambiental de la provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental Comisión de Investigaciones Científicas y Técnicas de la provincia de Buenos Aires* 18, La Plata, Argentina.
- Vilches, 2012. Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis doctoral, Fac. Cs. Naturales y Museo, UN La Plata, 154 pp.

- Villamil, M., N. Amiotti y N. Peinemann. 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern caldenal area or Argentina. *Soil Science*, 166(7): 441-452.
- Zuloaga, F.O. y O. Morrone. 1996. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. I. Pteridophyta, Gymnospermae y Angiospermae (Monocotyledoneae). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 60, 323 pp.
- Zuloaga, F.O. y O. Morrone. 1999a. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. II. Acanthaceae–Euphorbiaceae (Dicotyledoneae). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 74, 621 pp.
- Zuloaga, F.O. y O. Morrone. 1999b. Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina. II. Fabaceae–Zygophyllaceae (Dicotyledoneae). *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 74, 1269 pp.
- Zuloaga, F.O., E.G. Nicora, Z. Rúgolo de Agrasar, O. Morrone, J. Pensiero, A.M. Cialdella. 1994. Catálogo de la familia Poaceae en la República Argentina. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden*, 47, 178 pp.

EFFECTOS DE LA EXCLUSIÓN DE GANADO SOBRE LA CALIDAD AMBIENTAL DE UN ARROYO PAMPEANO

A. GIORGI^{1,2}, J.J. ROSSO^{2,3} & E. ZUNINO^{1,2}

¹ Programa Ecología de Protistas - INEDES, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján. Rutas Nacionales Nro 5 y 7 - 6700 - Luján.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

³ Grupo BIMOPE, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (UNMDP-CONICET)
e-mail: adonis@coopenetlujan.com.ar

ABSTRACT. For two years, records of channel morphology and quality of the bank on a section of a stream were made because the cattle farming have been excluded at a section of 500 meters of long near the bank and 10 meters at each bank. There were registered also changes in the aquatic vegetation and some physico-chemical parameters. Fish sampling was conducted annually to observe species presence and their relative abundance. It was detected a rapid improvement in the quality of banks and an increase of the richness of fishes in each sample. Contrary to expectations macrophyte richness was reduced and morphological heterogeneity of the channel is not increased. However, the stream ceased to be interrupted and started having more water in the entire stretch. This was as a result of reshaping the banks. Although this register should be validated with future surveys, the results suggest that the recovery of the banks is very fast and the runway and the fish colonization are staggered. Despite this, there was a clear recovery at the studied reach, with the exclusion of cattle in the area as the unique management practice.

Key words: Restoration; streams; riparian areas; richness.

Palabras clave: Restauración; arroyos; área de riberas; riqueza.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se han publicado diversos artículos relacionados con la restauración, recuperación y rehabilitación de cuerpos de agua (Kauffmann *et al.*, 1997; Hughes, 2007; Acuña *et al.*, 2013). La mayoría de los estudios realizados corresponde a la descripción de estudios de caso en los que se describe un proceso de recuperación donde no se contrasta con la situación previa ni con lo que pueden considerarse áreas prístinas. Esto conlleva el defecto que no es posible realizar análisis estadísticos con los resultados obtenidos orientados a investigar patrones generales. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que para realizar un estudio de ese tipo se necesitaría un proyecto polí-

tico-ambiental destinado a recuperar ciertas zonas acompañando dichas actividades con un adecuado diseño experimental que permita extraer información estadísticamente confiable acerca de los resultados obtenidos (Hermoso *et al.*, 2012). Como esta situación es difícil de lograr la mayoría de los autores se han restringido a describir los procesos de recuperación asociados a las acciones llevadas a cabo (Sarr, 2002).

De todos modos, la falta de información sobre la situación previa así como la falta de replicación, no impide la elaboración de modelos conceptuales tendientes a explicar o crear un marco teórico para interpretar los resultados obtenidos, así como también promueve a la realización de comparacio-

nes con descripciones y resultados obtenidos por otros autores y, eventualmente la realización de metanálisis de los resultados obtenidos por diversos investigadores en distintos ambientes (Lake *et al.*, 2007; Baumgart-Getz *et al.*, 2012).

Uno de los aspectos que se consideran en los estudios de recuperación de arroyos es la resiliencia del sistema o su capacidad para volver a estados anteriores. Los ríos como cualquier otro sistema tienen como una de sus propiedades emergentes de ese nivel de organización una capacidad de retorno a condiciones previas. Este aspecto depende sólo del sistema. Otro tipo de aspectos tenidos en cuenta en estos casos se refieren a la actividad realizada por el ser humano para incrementar la velocidad de retorno de un río a condiciones previas. Esta actividad puede consistir en modificar las condiciones del río (ej. dragar, incrementar la sinuosidad, crear áreas de refugio) o también modificar las condiciones del entorno (ej. evitar la entrada de contaminantes, mantener sin perturbaciones el área de ribera). Es decir que el ser humano puede intervenir en forma activa o pasiva en la restauración de un río. La intervención activa implica realizar actividades de ingeniería o manipulación para modificar la morfología del cauce, el desarrollo de la vegetación o la complejidad de hábitats, en tanto que la intervención pasiva consiste en general en la eliminación del impacto negativo sobre el cuerpo de agua para permitir que el mismo realice el proceso de recuperación de sus características y debería realizarse siempre en forma previa a la activa (Kauffman *et al.*, 1997).

En particular, el ganado vacuno puede actuar como un agente de degradación del área ribereña de los arroyos y también produciendo cambios en la morfología del cauce, debido a que intensifica los procesos erosivos (Vidon *et al.*, 2008), aumentando la cantidad de sedimentos que ingresan a

los arroyos (Sekely *et al.*, 2002). El resultado es la deformación del cauce provocando arroyos más anchos y menos profundos en una primera etapa y luego áreas levemente deprimidas donde circulan pocos centímetros de agua (Herbst *et al.*, 2012).

Se han establecido una serie de etapas necesarias para la restauración de un cuerpo de agua lótico que no necesariamente deben ocurrir en el orden enunciado ni tampoco una posterior a otra sino que algunas pueden avanzar o realizarse en forma simultánea. Las etapas que habitualmente se deberían seguir son: establecimiento del espacio ribereño; reconstrucción de las pendientes laterales del cauce; revegetación del espacio ribereño; recuperación de la sinuosidad, formación de rápidos y remansos, creación de zonas húmedas y áreas fluviales (Osborne y Kovacic, 1993; González del Tánago del Río y García de Jalón Lastra, 2001).

Nuestro objetivo fue revisar algunos de los modelos conceptuales relacionados con el proceso de restauración de ríos y contrastarlos con los resultados obtenidos en el estudio de un caso particular en un arroyo pampeano, para de ese modo, obtener algunas herramientas válidas para realizar predicciones en referencia a la recuperación, principalmente en estudios futuros relacionados con la temática. En ese contexto, a partir de la intervención pasiva de un propietario, la cual consistió en eliminar el impacto negativo sobre el arroyo (ganado) permitiendo que el arroyo realice su trabajo sin intervención; nosotros registramos los cambios producidos en las riberas y la morfología original.

MATERIALES Y MÉTODOS

El arroyo Nutrias se encuentra en las cercanías de la ciudad de Luján. Es afluente del arroyo La Chozza y pertenece a la cuenca Río Reconquista. En su recorrido se desarrollan actividades agrícolas y ganaderas.

Estas últimas son las que se desarrollan en forma aledaña a gran parte de su recorrido. En estudios anteriores (Vilches, 2012) se han descripto las características más importantes del arroyo así como algunos de los efectos producidos por acción del ganado. Entre sus características habituales, una de las más evidentes es que el ganado se desplaza por toda el área ribereña, produciendo un importante pisoteo y destrucción del frágil suelo ribereño. La llegada de vacas al arroyo para tomar agua, produce también ingreso de excrementos al mismo, así como destrucción y desmoronamiento de las márgenes del arroyo en varios sitios. Esta situación producía el ingreso de materiales al arroyo que provocaban el aplanamiento del cauce, su interrupción cada escasos metros así como el incremento de humedad en sus márgenes. En uno de los predios, ubicado en los 34° 71' L.S y 59° 11' L.O, uno de los propietarios decidió evitar el ingreso de ganado vacuno al arroyo, en el segmento en que el curso de agua atraviesa su campo, que corresponde a 500 metros. Para ello realizó una zona de exclusión de 10 metros a cada lado del arroyo, utilizando boyeros eléctricos que impidieron el acceso habitual hasta el arroyo por parte de los animales.

Desde 2011 se monitoreó un tramo de arroyo luego de la exclusión de ganado, para evaluar los cambios en la morfología del cauce, el área ribereña, la calidad del agua y en la comunidad de peces. Un mes después de la exclusión se seleccionó en dicho segmento un tramo de 100 metros en el que se controló semestralmente y durante tres años la calidad de la ribera, utilizando un índice de calidad de ribera desarrollado previamente (Troitiño, 2008) y que fue aplicado en distintos arroyos de la cuenca del río Luján y Reconquista (Troitiño *et al.*, 2010; Feijoó *et al.*, 2012).

El índice de calidad de riberas ICR varía en una escala de 1 a 10 y está definido por:

$$I.C.R = \Sigma (U + M + C + I + F + A + L) / N$$

donde U: uso de lotes adyacentes; M: uso de márgenes; C: cobertura lotes adyacentes y márgenes; I: ingresos; F: forma del cauce; A: ancho del área ribereña; L: límites de márgenes; siendo N el número de variables consideradas.

En forma simultánea se realizó un registro de la morfometría del tramo midiendo el ancho y la profundidad cada 10 metros, de modo de calcular el coeficiente de forma, relacionando el ancho con la profundidad promedio; la rugosidad relativa a partir de la relación entre la profundidad media y la máxima y el coeficiente de variación de anchos relacionando la varianza con la media de los anchos para tener una valoración de la heterogeneidad del tramo.

Las visitas al cuerpo de agua se realizaron en un segmento horario similar (e/ 10 y 14 hs) en días que no fueran cercanos a precipitaciones y no hubiera amenazas de lluvia ni inestabilidad climática. En todos los casos se tomaron a las 12 hs algunas medidas de parámetros fisicoquímicos como temperatura, pH, conductividad, Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno utilizando un equipo Hach HD30.

En cada oportunidad de muestreo se estimó el porcentaje de cobertura de macrófitos así como las especies de macrófitas presentes y su grado de representación mediante la realización de 12 transectas en el tramo seleccionado (Feijoó y Menéndez, 2009).

Una vez al año se realizó, durante tres años consecutivos (2011, 2012, 2013), un muestreo de peces utilizando arrastres y trasmallos. La red de arrastre está construida con una malla de 10 mm entre nudos en las alas y una bolsa de 1,8 metros con malla de 5 mm entre nudos. Los trasmallos están contruidos con paños externos de 120 mm entre nudos y paño interno de 15 mm entre nudos. Se trabajó

sobre un sitio sin vegetación y otro vegetado con fines comparativos. El esfuerzo de pesca para cada sitio de muestreo fue el mismo. La unidad de esfuerzo de pesca en cada sitio consistió en dos arrastres de entre 15 y 20 metros de recorrido y 4 hs de calado de un trasmallo que cubría completamente la sección transversal del arroyo. Todos los ejemplares colectados fueron identificados al nivel de especie (Ringuelet *et al.*, 1967) y contados. Con esta información se calculó la abundancia total de peces, la riqueza de especies y la diversidad (Shannon y Weaver, 1949) de la comunidad de peces en cada sitio de muestreo y para cada año.

RESULTADOS

La falta de pisoteo por parte del ganado, mejoró la profundidad y continuidad del cauce, promovió un mayor desarrollo en altura de la vegetación ribereña y menor fragmentación de la ribera.

Seis meses después de la eliminación del impacto, se recuperó la cobertura del área ribereña y una serie de remansos desconectados lograron continuidad. El valor del índice de calidad de ribera se duplicó durante el primer año (3,93 a 8,27) man-

teniéndose en las siguientes oportunidades de muestreo en valores entre 8 y 9, que indican una calidad muy buena de la ribera. La rugosidad relativa fue menor en el último muestreo comparado con el primero. No hubo variación en el promedio de anchos ni en su coeficiente de variación. La profundidad y el coeficiente de forma en cambio, presentaron variaciones entre los muestreos, que en su mayor parte podrían atribuirse a cambios estacionales aunque el último nos indicaría un cauce con mayor profundidad promedio en los muestreos (Tabla 1).

Las características fisicoquímicas medias se presentan en la Tabla 2. Los resultados indican un incremento del oxígeno disuelto y del porcentaje de saturación. Por otro lado, la riqueza de macrófitas descendió en cada muestreo aunque la macrófita *Ludwigia* que aparece como predominante en el último muestreo incrementó su cobertura. Paralelamente, la comunidad de peces incrementó su riqueza en cada uno de los años muestreados (Fig. 1). Los géneros de macrófitas que se encontraron en el tramo además de *Ludwigia* fueron *Bacopa*, *Hydrocotyle*, *Potamogeton*, *Rorippa*, una graminea y el alga *Cladophora*.

Tabla 1. Promedios del índice de calidad de riberas, anchos, profundidades, rugosidad relativa, coeficiente de forma y coeficiente de variación de anchos.

	ICR	Rugosidad	Ancho (m)	Profundidad (m)	Forma	Coficiente de Variación
Abril 2011	3,93	1,77	2,52	0,28	8,91	0,35
Diciembre 2011	8,27	1	2,33	0,10	23,91	0,24
Abril 2012	8,27	1,84	2,19	0,37	5,93	0,51
Diciembre 2012	8,95	1,1	2,39	0,35	6,77	0,39
Abril 2013	8,23	1,09	2,53	0,39	6,43	0,30

Tabla 2. Variación de los parámetros fisicoquímicos del muestreo.

	pH	T °C	Conductividad (uS/cm)	Oxígeno (mg/l)	Saturación (%)
Abril 2011	7,81	17,6	494	4,79	50,4
Diciembre 2011	8,69	29,7	215	4,16	50,1
Abril 2012	7,29	18,6	153	3,50	35,5
Diciembre 2012	8,90	24,3	534	5,97	70,5
Abril 2013	7,10	12,6	434	7,99	75,3

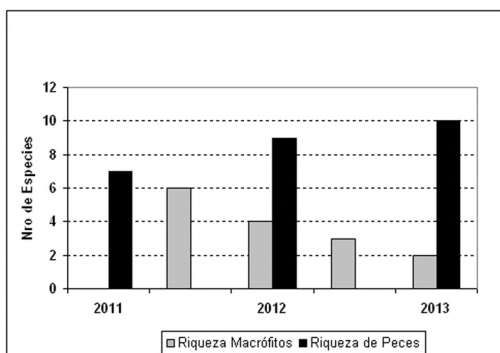


Figura 1. Riqueza como número de taxa diferentes de macrófitos (barra gris) y peces (barra negra) en el período monitoreado.

Las especies de peces registradas durante los muestreos y su abundancia relativa

se indican en la Tabla 3. Se colectaron un total de 14 especies. De ellas, sólo 5 fueron constantes en los 3 años de muestreos. La riqueza total por muestreo y la riqueza acumulada para todo el período de estudio se incrementaron monotónicamente aunque las especies presentes en uno y otro año cambiaron. La abundancia de peces y la diversidad no mostraron cambios asociados al tiempo transcurrido desde la exclusión, como si lo hizo la riqueza. La abundancia de peces fue siempre mayor en el sitio sin vegetación. Contrariamente, la riqueza y la diversidad no mostraron patrones claros de cambio, cuando se compararon los sitios vegetados y sin vegetación.

Tabla 3. Especies de peces halladas en los relevamientos anuales y sus abundancias relativas en dos sitios del tramo con exclusión. Sitio 1 (sin vegetación); sitio 2 (vegetado). Se presentan los valores de abundancia, diversidad y riqueza por sitio de muestreo y por año.

	2011		2012		2013	
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 1	Sitio 2
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	5	7	27	9	20	
<i>Cyphocharax voga</i>		2	58	16	14	
<i>Cheirodon interruptus</i>	36	22	7	1	21	7
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	30	12		1	4	1
<i>Cnestorodon decemmaculatus</i>	2	2		18		1
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	7					
<i>Hoplias malabaricus</i>		3				
<i>Rhamdia quelen</i>			1		1	
<i>Hypostomus commersoni</i>				1		
<i>Pimelodella laticeps</i>			2		1	
<i>Jenynsia multidentata</i>				1		
<i>Australoheros fasciatus</i>					4	
<i>Corydoras paleatus</i>					31	2
<i>Bryconamericus iheringii</i>						2
Abundancia	80	48	95	47	96	13
Abundancia total		128		142		109
Riqueza	5	6	5	7	8	5
Riqueza total		7		9		10
Riqueza acumulada total		7		11		14
Diversidad	1,21	1,42	0,98	1,38	1,66	1,30
Diversidad total		1,31		1,18		1,48

DISCUSIÓN

En el registro realizado en el tramo con exclusión de ganado pudo observarse una recuperación de la estructura de la vegetación ribereña por ausencia de pisoteo, que redundó en una mayor retención de la humedad en el suelo y detuvo el desmoronamiento y aplanamiento de las márgenes, mejorando su aspecto y el de la ribera general. Esta mejora se registró en el lapso de un año. Aparentemente esta situación ayudó a la mejor conformación del cauce logrando continuidad en su recorrido. También puede haber favorecido la recuperación de hábitat acuático, que permitió la colonización por parte de los peces. Además el incremento de la conexión en el arroyo, incrementó la concentración de oxígeno disuelto en el agua. Por otro lado, la interconexión a lo largo del tramo desplazó a algunas especies de plantas acuáticas, encontrándose sólo *Ludwigia* con mayor grado de desarrollo en el tramo controlado.

Sarr (2002) establece que existen tres modelos conceptuales de recuperación de un arroyo. Uno es aquel donde se restablece el estado inicial, haciendo un recorrido inverso al de la degradación aunque puede ser más rápido, otro es el de la recuperación pasiva, que nunca alcanza a retornar al estado inicial y finalmente otro es aquel en el que se retorna pero por un camino muy diferente al que fue degradado. Este modelo donde predomina la asimetría y la histéresis del ecosistema podría ser el más común, sin embargo, al no tener información de la situación prístina esto es difícil de confirmar.

En nuestro caso, si bien no tenemos información de la situación previa al pastoreo de este arroyo particular, si contamos con información de otros arroyos que no han sufrido excesivo pastoreo en la zona, así como de muchos tramos de arroyos que siguen siendo pastoreados y otros en los que se abandonó la ganadería en el lugar, posiblemente por el

mayor desarrollo de cultivos. Estas situaciones permiten establecer que los ambientes prístinos tienen desarrollo de vegetación de gramíneas pero de mayor altura que en los ambientes pastoreados. También suelen encontrarse hasta tres estratos de vegetación gramínea, así como presencia de pastos más duros que aquellos que se encuentran en ambientes pastoreados, como características propias de ambientes relativamente prístinos o conservados (Troitiño *et al.*, 2010).

Esto significa que la recuperación en este caso podría encuadrarse en el tercer modelo conceptual que explicita Sarr (2002). Donde la recuperación es por un camino diferente al de la degradación (histéresis) y no se produce a la misma velocidad que la degradación (asimetría), a lo que cabría agregar que esa velocidad de recuperación es diferente si consideramos, el estado de la ribera, la calidad del agua y el desarrollo de las comunidades y no necesariamente llega al mismo estado del que se partió, sino a una etapa parecida.

Herbst *et al.* (2012) sostienen que si bien puede haber cierta recuperación en exclusiones pequeñas de ganado, sería más conveniente que las exclusiones sean de mayor tamaño, aunque sean hechas durante tiempos más cortos que otras, que se hagan durante largo tiempo en predios más pequeños. Es de suponer entonces, que en áreas donde hay más tramos con exclusión de ganado, la recuperación probablemente sea más rápida y más parecida al estado original previo a la degradación.

Aquellos aspectos que consideramos más destacables en este caso son: A. La recuperación de la estructura de la vegetación de ribera se registró en un tiempo menor a un año; el oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación se incrementó durante el período registrado; la riqueza de peces en el tramo aumentó en cada año relevado, en cambio, la riqueza de macrófitas se redujo;

B. No se produjo incremento de la rugosidad relativa ni de la heterogeneidad de los anchos en el tiempo de registro. El coeficiente de forma tendió a 6.

Los resultados destacados en A, señalan que hay cambios que se producen de modo muy rápido como los de la ribera, y otros que se producen a velocidades más bajas como la mejora en la calidad del agua y el incremento de riqueza de peces. Suponemos, por resultados previos propios y de otros autores, que estos cambios se asocian unos con otros. Sabemos que la mejoría en la calidad de la ribera reduce el material sólido en suspensión en el agua, así como las concentraciones de nutrientes en el agua (Troitiño *et al.*, 2010; Sabater *et al.*, 2003) y que los peces pueden regresar a zonas recuperadas, si se encuentran en la misma cuenca (Hughes, 2007). También se han encontrado asociaciones entre el grado de conservación de la ribera en arroyos forestados y la estructura de comunidades de organismos acuáticos (Suurkuukka *et al.*, 2014).

Las diferencias que ocurren en segmentos de arroyos, pueden afectar directamente las características morfológicas y biológicas del mismo, más allá de las condiciones de explotación y manejo que existan aguas arriba y que sin duda influyen pero no de modo excluyente. De ese modo, puede decirse que es preferible conservar o recuperar un tramo, ya que tiene influencia sobre el resto, que no hacerlo hasta no recuperar la cuenca o microcuenca ya que esta última opción tampoco nos garantiza un retorno a los estados previos a la degradación.

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. Agr. Alberto Casey que realizó la clausura en su campo y al Sr. Juan Bravo que nos brindó su colaboración para realizar los muestreos en sus predios. El proyecto fue financiado por la Universidad Nacional de Luján y PICT N° 0761/12.

BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, V., J. Ramón Díez, L. Flores, M. Meleason y A. Elozegi. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology*, 50: 988-997.
- Baumgart-Getz A., L. Stalker Prokopy y K. Floress. 2012. Why farmers adopt best management practice in the United States: A meta-analysis of the adoption literature. *Journal of Environmental Management*, 96: 17-25.
- Feijoó, C. y M. Menéndez. 2009. La biota de los ríos: Los macrófitos. *En: A. Elozegi y S. Sabater (Eds.) Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial*. Fundación BBVA. Ed. Rubes: 243-251.
- Feijoó, C., P. Gantes, A. Giorgi, J.J. Rosso y E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades de macrófitas y peces. *Biología Acuática*, 27: 105-113.
- González del Tánago del Río, M. y D. García de Jalón Lastra. 2001. Restauración de ríos y riberas. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Monte, Fundación Conde del Valle de Salazar y Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 319 pp.
- Herbst, D.B., M.T. Bogan, S.K. Roll y H.D. Safford. 2012. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. *Freshwater Biology*, 57 (1): 204-217.
- Hermoso, V., F. Pantus, J. Olley, S. Linke, J. Mugodo y P. Lea. 2012. Systematic planning for river rehabilitation: integrating multiple ecological and economic objectives in complex decisions. *Freshwater Biology*, 57 (1): 1-9.
- Hughes, J.M. 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biology*, 52: 616-631.

- Kauffman, J.B., R.L. Beschta, N. Otting y D. Lytjen. 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the Western United States. *Watershed Restoration*, 22 (3): 12-24.
- Lake, P.S., N. Bond y P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52: 597-615.
- Osborne, L.L. y D.A. Kovacic. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29: 243-258.
- Ringuelet, R.A., R.H. Aramburu y A. Alonso de Arámburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. La Plata: Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC), 602 pp.
- Sabater, S., A. Butturini, J.C. Clement, T. Burt, D. Dowrick, M. Hefting, V. Matrem G. Pinay, C. Postolache, M. Rzepecki y F. Sabater. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a european climatic gradient: Patterns and Factors of Variation, 6 (1): 20-30.
- Sarr, D. 2002. Riparian livestock enclosure research in the Western United States: A critique and some recommendations. *Environmental Management*, 30(4): 516-526.
- Sekely, A.C., D.J. Mulla, y D.W. Bauer. 2002. Streambank slumping and its contribution to the phosphorus and suspended sediment loads of the Blue Earth River, Minnesota. *Journal of Soil Water Conservation*, 57 (5): 243-250.
- Shannon, C.E. y W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana (IL), University of Illinois Press, 117 pp.
- Suurkuukka, H., R. Virtanen, V. Suorsa, J. Soininen, L. Paasivirta y T. Muotka. 2014. Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological Conservation*, 170: 10-19.
- Troitiño, E. 2008. Evaluación del estado de conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Trabajo Final de Aplicación. Ingeniería Agronómica, Universidad Nacional de Luján, Luján, 70 pp.
- Troitiño, E., M.C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. Actas del Congreso de Hidrología de Llanuras, 1256-1263.
- Vidon, P., M.A. Campbell y M. Gray. 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management*, 95: 322-330.
- Vilches, C.S. 2012. Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 156 pp.

CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA Y FAUNA DE PECES DE LA LAGUNA LA HELVECIA (CÓRDOBA, ARGENTINA)

M. MANCINI, F. BIOLÉ, V. SALINAS, G. MORRA, G. PRIETO & H. MONTENEGRO

Ecología y Acuicultura. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 km 601. CP 5800. Río Cuarto, Argentina.

e-mail: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

ABSTRACT. La Helvecia shallow lake (33°25'16"S, 62°53'26"W, 90 ha) is one of the few permanent aquatic environments that still exist in the "Bañados del Saladillo" (Córdoba, Argentina). During November 2011, a study of fish and limnological characterization was performed. Different active and passive gears were used and water quality variables were measured. Average values pH, oxygen concentration, temperature and water transparency (Secchi disk) were 8.63, 9.05 mg/L, 23.8 °C and 39 cm respectively. The shallow lake was classified as "turbid" type. The water was hypohaline (4.74 g/L), sulfated sodium chlorinated and very hard (298 ppm CaCO₃). The macrozooplankton abundance was 240,850 org/m³. A total of nine species of fish, belonging to five orders and seven families were captured. *Odontesthes bonariensis* was the most abundant species (78.6%), while *Cyprinus carpio* was the species with most biomass (41.4%). Zooplankton (Cladocera and Copepododa) was the main food of *O. bonariensis*. The principal finding was the presence of *Parapimelodus valenciennis*. The gradual and permanent changes that have occurred in the landscape of the region, with higher intensities of land use, may have been the main causes of the transformation of La Helvecia lake from clear to turbid, which favored the recreational fishery.

Key words: Pampean shallow lakes; "La Helvecia"; ecology; fish; *Odontesthes bonariensis*.

Palabras clave: lagunas pampeanas; "La Helvecia"; ecología; peces; *Odontesthes bonariensis*.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas son el componente central del humedal pampeano de la República Argentina. Históricamente las lagunas pampeanas no han sido valoradas por la sociedad, sin embargo, durante los últimos años han despertado mayor interés. Los servicios y funciones que brindan estos ambientes son múltiples. Se destacan aquellos tales como hábitat de flora y fauna, recepción y acumulación de aguas subterráneas y superficiales, trampa de nutrientes, reciclado de minerales, conservación de la biodiversidad, recreación, caza y pesca (Grosman, 2008).

Las características químicas del agua de las lagunas pampeanas presentan importan-

tes variaciones temporales y espaciales. La salinidad varía de 0,5 a más de 40 g/L, en donde el sodio es el catión dominante (Ringuelet *et al.*, 1967; Dangavs, 2005). Quirós *et al.* (2002) reconocen dos tipos principales de lagunas turbias, uno en el que la transparencia del agua es muy baja como consecuencia de la elevada producción de fitoplancton y escaso desarrollo de macrófitas y otro donde tanto la producción de fitoplancton como la de macrófitas es escasa y la turbidez es de origen inorgánico. Las lagunas claras registran, en cambio, mayor transparencia debido a que presentan un gran desarrollo de plantas acuáticas y escaso fitoplancton. Por su parte, la fauna de peces que habita estos cuerpos de agua

presenta una importante riqueza (López *et al.*, 2001; Rosso, 2006) y la abundancia de varias especies se asocia a diferentes aspectos de la calidad del agua (Rosso y Quirós, 2008).

La provincia de Córdoba posee numerosas lagunas ubicadas principalmente en la región centro-sur, estos sistemas lagunares difieren en su morfología, dinámica y edad. Los mismos tienen un origen eólico, tectónico, mixto (eólico-tectónico) y fluvial (Cantú y Degiovanni, 1987). Diferentes autores han reportado importantes variaciones de las variables limnológicas y de la composición ictiofaunística de las lagunas del sur de Córdoba (Rodríguez *et al.*, 2000; Mancini y Grosman, 2004; Nicola *et al.*, 2007; Mancini *et al.*, 2012). El objetivo del trabajo fue realizar una caracterización limnológica y evaluar la composición de la fauna de peces de una laguna ubicada en el

sudeste de Córdoba, con especial referencia en el pejerrey, *Odontesthes bonariensis*. Debido a la escasa información sobre el ambiente, se realizó además una caracterización de otras comunidades presentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

El trabajo se realizó en la laguna La Helvecia, ubicada en el departamento Unión, provincia de Córdoba, Argentina (Fig. 1). Este cuerpo de agua se utiliza con fines recreativos, para pesca y en los meses cálidos para la realización de diferentes deportes acuáticos. La laguna posee una longitud máxima de 1710 m, un ancho máximo de 690 m y ocupa una superficie aproximada de 91 ha. El ingreso y egreso de agua se realiza a través de canales asociados a la región de los Bañados del Saladillo, los cuales se han convertido a su vez en un área recepto-

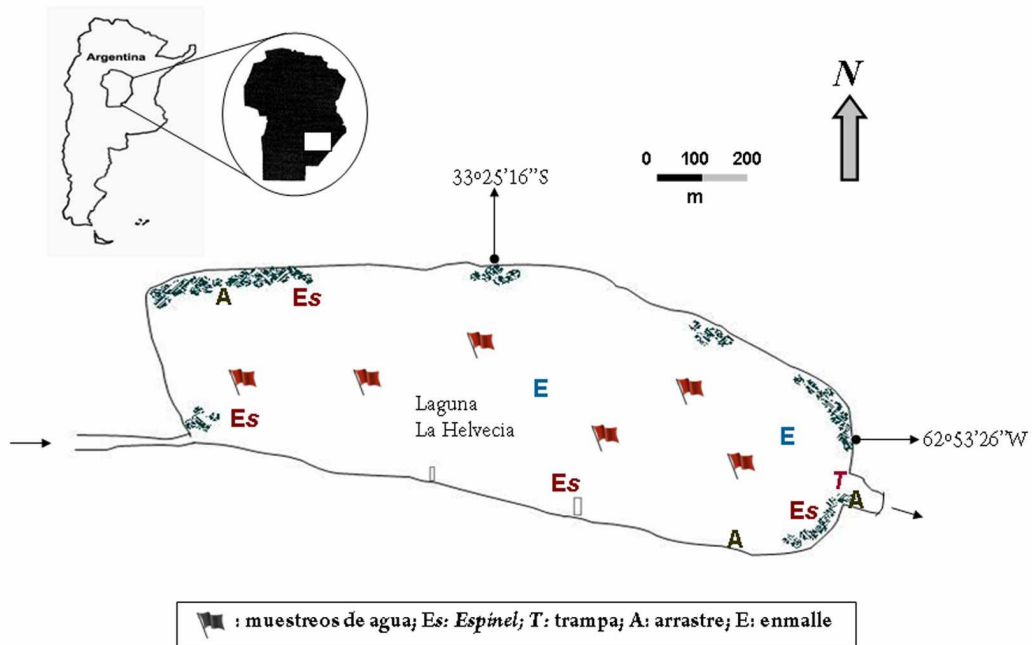


Figura 1. Ubicación geográfica de la laguna La Helvecia y referencias de los sitios seleccionados para la realización de muestreos limnológicos e ictiológicos.

ra de diversos sistemas como el río Cuarto, las lagunas La Brava-La Salada, Bañados de Tigre Muerto, sistema la Felipa, entre otros (Blarasin *et al.*, 2004). La región de los Bañados del Saladillo estaba integrada por unas cuarenta lagunas que daban origen a uno de los humedales más importantes del país (Miatello y Casañas, 2005). El clima de la región es sub-húmedo denominado clima templado pampeano de estación invernal seca con precipitaciones medias de 871 mm. La temperatura media anual es de 16,4 °C con una amplitud térmica de 14,8 °C con valores extremos de -5 y más de 40 °C (Della Matia, 2011).

Caracterización limnológica

El muestreo se llevó a cabo durante el mes de noviembre de 2011. Se seleccionaron seis sitios de la laguna para el registro de variables físico químicas y limnológicas, tomando como eje una línea imaginaria con sentido este-oeste, desde el canal de ingreso hasta la desembocadura de la laguna (Fig. 1). Se midió *in situ* el pH (pHmetro digital Altronix TPA II), la temperatura, el oxígeno disuelto (oxímetro digital Lutron DO-5510) y la transparencia del agua (disco de Secchi). Además, se extrajo una muestra de agua para su posterior análisis de laboratorio, que incluyó sólidos disueltos, cationes, aniones, alcalinidad y dureza; la misma fue tomada, transportada y analizada conforme a las recomendaciones detalladas en APHA (1992).

Para clasificar la laguna como clara o turbia se utilizó el cociente entre la profundidad media (Z_m) y la profundidad de la zona fótica (Z_f) de acuerdo con Quirós *et al.* (2002); en la caracterización química del agua se siguió a Conzonno (2009). Para determinar la abundancia de macrozooplankton se filtraron 24 litros de agua en cinco de los seis sitios utilizados para las mediciones *in situ*. Las muestras se fijaron en formalina

al 4%. En laboratorio se calculó la abundancia de los principales grupos mediante la lectura en cámara abierta tipo Bogorov, el número se expresó en org/m³.

Se identificaron en el campo las hidrófitas (Nuñez *et al.*, 1998) y aves presentes (Narosky e Yzurieta, 2003), y se registró el número total de individuos de *P. brasiliensis* mediante observación directa al momento de realizar el muestreo (López, 2012).

Estudio de la ictiofauna

Para la captura de peces se utilizaron diferentes artes y aparejos de pesca: a) red de arrastre litoral de 20 m de longitud con copo de malla de 5 mm, b) red de arrastre litoral de 10 m de longitud con copo de malla de 2 mm, c) dos trenes de redes de enmalle ("agallera") de 68 m de longitud compuesta por paños de 15 a 40 mm de luz de malla, d) una trampa de peces tipo garlito, e) tres espineles de fondo y medio flote con 9 anzuelos cada uno.

Previa clasificación sistemática de los peces de acuerdo con claves específicas (Rosso, 2006; Haro y Bistoni, 2007), se procedió a pesar los individuos agrupados por especie. Posteriormente, a una muestra representativa de *O. bonariensis* se les registraron las siguientes medidas: longitud total (LT) y longitud estándar (LEst) con precisión de 1 mm y el peso húmedo (W) con precisión 0,1g. Se determinó el sexo, el grado de madurez sexual siguiendo la escala de Calvo y Dadone (1972) y el siguiente grado de repleción alimenticia: vacío, semi-vacío, semilleno y lleno.

Por otra parte, y con todos los registros de las capturas se determinó la riqueza específica y se calcularon los índices de Shannon-Wiener y de uniformidad o equidad de Pielou (Moreno, 2001). Como los peces de las diferentes especies presentaron amplias variaciones de longitud, el índice de diversidad de Shannon-Wiener también se

calculó con datos del peso de los ejemplares (Buckland *et al.*, 2005). Se utilizó una prueba *t* de una muestra para comprobar si existieron diferencias significativas entre la riqueza de la ictiofauna respecto del promedio de especies (8,7) de treinta y ocho lagunas del centro de Argentina (López *et al.*, 2001; Mancini y Grosman, 2008).

Para el pejerrey, *O. bonariensis*, se calculó la relación LEst-W, $We = a * LEst^b$, donde *a* es el intercepto y *b* la pendiente del análisis de regresión previa transformación logarítmica de acuerdo con el modelo $\log P = \log a + b \log LEst$. Se calculó además el peso relativo (P_r) según Colautti *et al.* (2006). Por último, a partir de las redes de enmalle, se determinó la captura por unidad de esfuerzo en número y biomasa de *O. bonariensis* (CPUE_p), del total de especies presentes (CPUE_t) y se calculó la densidad proporcional de stock (PSD).

Los tractos digestivos de *O. bonariensis* fueron conservados en formalina al 10%. En laboratorio, mediante microscopio óptico, se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos taxonómicos. Se calculó el Índice de Categorización de Items (ICI) = $(Fx A)^{0.5} / H$, donde F es la frecuencia de aparición de cada ítem, A es la abundancia relativa (muy abundante, abundante, común, escasa, muy escasa y ausente) y H el Índice de diversidad de Shannon aplicado sobre la abundancia. Este índice diferencia componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales del alimento (Grosman, 1995).

RESULTADOS

Los registros promedios de pH, concentración de oxígeno, temperatura y transparencia del agua se presentan en la Tabla 1. La concentración de oxígeno presentó un porcentaje de 11% de sobresaturación. De acuerdo con la transparencia del agua ($Z_m / Z_j > 1$), la laguna se clasificó como turbia.

Tabla 1. Valores de las variables limnológicas analizadas *in situ*.

Variable	Unidad	Promedio	Mínimo	Máximo	Desvío Estándar
pH		8,63	8,57	8,71	0,06
Oxígeno	ppm	9,05	8,80	9,40	0,22
Transparencia	cm	39	35	45	3,3
Temperatura	°C	23,8	23,5	24	0,24

El agua fue de tipo hipohalina con 4,74g de sales por litro. La conductividad fue de 5750 uS/cm. De acuerdo con la composición de sus sales se caracterizó como sulfatada-clorurada sódica, mientras que en relación con la dureza se clasificó como muy dura, con un total de 298 ppm de CO₃Ca. La relación Mg/Ca fue de 3,80 y la relación Mg+Ca / Na+K fue de 0,09.

La abundancia media de macrozooplancton fue de 240.850 org/m³. La relación Copepoda/Cladocera fue de 2,60 y, en ambos grupos, además de nauplios y copepoditos, se observó en general organismos de talla reducida.

Se observaron las siguientes hidrófitas: los juncos *Schoenoplectus californicus* y *Juncus acutus* presentes en sectores de la zona litoral, además del gramillón de agua *Stuckenia pectinata* con muy bajo nivel de infestación.

La avifauna estuvo representada principalmente por seis especies: cisne de cuello negro *Cignus malancoryphus*, garza grande *Egretta alba*, garza chica *Egretta thula*, gallareta *Fulica* sp., macá grande *Podiceps major* y biguá *P. brasiliensis*, esta última con un número total de sesenta y ocho ejemplares.

El estudio de la ictiofauna reveló la presencia de nueve especies de peces, pertenecientes a cinco órdenes y siete familias (Tabla 2). La riqueza, no presentó diferencias significativas con respecto al registro promedio de treinta y ocho lagunas del centro de Argentina ($P > 0,05$). El índice de uniformidad fue de 0,37, mientras que el índice de

Tabla 2. Ubicación taxomómica de la fauna de peces capturados en la laguna La Helvecia.

Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Carpa común
Characiformes	Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	Sabalito
		<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	Mojarra
	Characidae	<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	Mojarrita
Cyprinodontiformes	Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Orillero
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	Pejerrey
Siluriformes	Pimelodidae	<i>Parapimelodus valenciennis</i> (Lüken, 1874)	Bagarito
		<i>Pimelodus albicans</i> (Valenciennes, 1840)	Moncholo
	Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	Tachuela

Shannon arrojó valores 1,17 y 2,04 para la numerosidad y biomasa, respectivamente. El pejerrey fue la especie que registró mayor cantidad de ejemplares capturados (78,6%), mientras que la carpa *Cyprinus carpio* fue la de mayor biomasa con el 41,4% del total (Fig. 2 y 3).

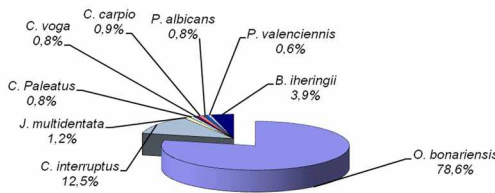


Figura 2. Distribución porcentual de la abundancia de las especies de peces capturadas con la totalidad de los artes de pesca utilizados.

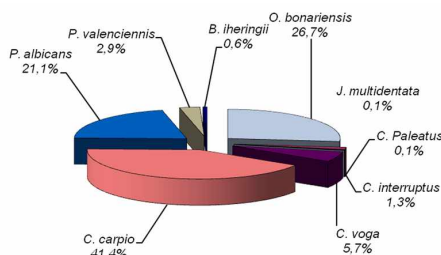


Figura 3. Distribución porcentual de la biomasa de las especies de peces capturadas con la totalidad de los artes de pesca utilizados.

La relación longitud estándar-peso de *O. bonariensis* fue $W = 0,190 \cdot 10^{-6} \text{LEst}^{3,389}$

($R^2 = 0,98$, $n = 73$; IC 95% = 3,29-3,48) (Fig. 4). La relación longitud estándar-longitud total fue $W = 1,552 + \text{LEst} \cdot 1,187$ ($R^2 = 0,99$, $n = 75$). El peso relativo (P_r) promedio fue de 108,9 (Fig. 5).

El 93,1% de los pejerreyes sexados fueron hembras, de las cuales el 27,5% estaban con el grado V de madurez sexual, que se corresponde con el momento del desove. En cuanto al grado de alimentación, más del 74% de los pejerreyes analizados presentaban su tracto digestivo lleno y semilleno de alimento, siendo éste principalmente zooplancton (Tabla 3).

La CPUE de *O. bonariensis* fue, en lo que respecta a biomasa, de 4,35 kg/20hs de tendido de red y en cuanto al número de peces capturados fue de 71 peces/20hs. La CPUE total fue de 6,01kg y de 80 peces/20hs. La densidad proporcional de stock del pejerrey fue de 4,4.

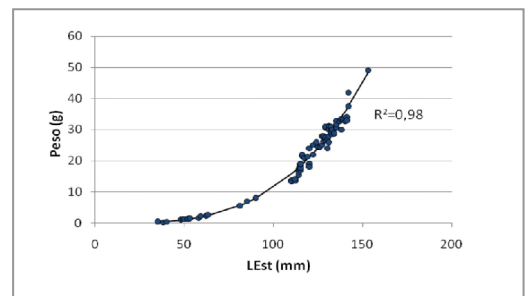


Figura 4. Relación Longitud estándar (LEst) - peso de *O. bonariensis*.

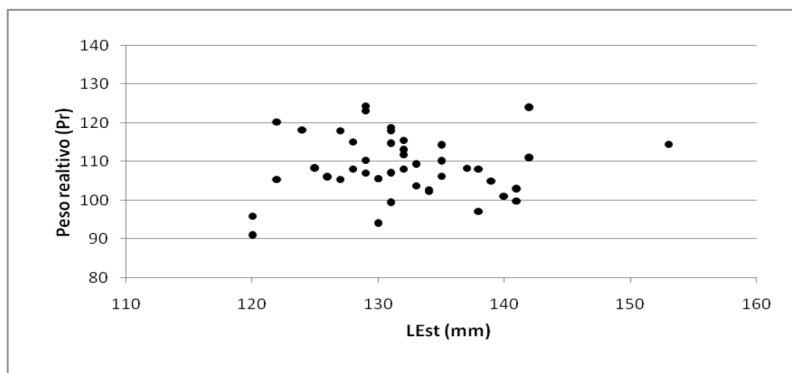


Figura 5. Peso relativo (Pr) de *O. bonariensis*.

Tabla 3. Ítems alimenticios de *O. bonariensis* clasificados según el Índice de Categorización de Ítems (ICI).

Ítem alimenticio	Clasificación
Copepoda	Primario
Cladocera	Primario
Rotífera	Secundario
Diatomeas	Terciario
Insecta (larvas)	Terciario
Restos de peces	Terciario
Restos vegetales	Terciario
<i>Palaemonetes sp.</i>	Terciario
Cianofíceas	Terciario
Clorofíceas	Ocasional
Ostracoda	Ocasional
No identificado	Ocasional

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las relaciones Mg/Ca y Ca+Mg/Na+K del agua se ubican dentro de los valores descriptos para lagunas pampeanas (Ringuelet *et al.*, 1967). La salinidad registrada fue inferior a la de otras lagunas presentes en la cuenca (Rodríguez *et al.*, 2000), aunque dentro de los límites de las ubicadas en el sur de Córdoba (Nicola *et al.*, 2007; Mancini *et al.*, 2012). En este sentido, las características químicas del agua y las variables analizadas *in situ*, se encuadran en general dentro del rango de valores reportados para lagunas pampeanas (Díaz y Colasurdo, 2008; Rosso y Quirós, 2008). La sobresaturación de oxígeno quizá sea producto de la tipología turbia de la laguna, del horario y

del viento al momento de realizar la medición (Boyd, 1984; Dangavs, 2005).

La ictiofauna no presenta una riqueza diferente con respecto al promedio de treinta y ocho lagunas de la región pampeana, presenta una diversidad intermedia, aunque algo más elevada si se considera la biomasa y no el número de peces en función de la marcada diferencia entre el peso de la carpa *Cyprinus carpio* con el peso del resto de las especies. Todas las especies han sido descritas para la región pampeana, aun siendo *C. carpius* una especie exótica que habita la región desde hace décadas (Rosso, 2006). La tipología de la laguna es apta para el desarrollo de especies planctívoras como es el caso de *O. bonariensis*, especie blanco de la pesquería y la más numerosa en la actualidad. La captura de una gran cantidad de ejemplares juveniles permite, desde un análisis retrospectivo, confirmar muy buenas condiciones en lo que respecta a la reproducción de la especie.

La alimentación principalmente zooplanctívora de *O. bonariensis* coincide con la registrada en numerosos trabajos realizados en otras lagunas de la República Argentina (Ringuelet *et al.*, 1980; Mancini y Grosman, 2008; Mancini *et al.*, 2009), lo cual sumado al grado de madurez sexual, es consistente con la excelente condición corporal que se reflejó con el P_r y con la rela-

ción L/P observada. La talla reducida de copépodos y cladóceros presentes en la laguna y la relación de numerosidad entre ambos grupos, puede ser el reflejo de la planctivoría que ejerce *O. bonariensis* (Boveri y Quirós, 2002; Rennella y Quirós, 2002).

En relación al resto de la ictiofauna, la carpa *C. carpio* fue la especie que representa la mayor biomasa. Su rol es muy importante no sólo en el futuro desarrollo de la población del pejerrey a nivel de competencia interespecífica, sino también en la dinámica del ecosistema, ya que posee ventajas comparativas para colonizar nuevos ambientes y puede producir alteraciones en la calidad del agua (Menni, 2004; Mancini y Grosman, 2008; Rosso y Quirós, 2008).

Uno de los hallazgos más relevantes del presente estudio fue la captura de *P. valenciensis*. Esta especie no formaba parte de la cuenca del río Cuarto, como así tampoco del sistema de lagunas "encadenadas" provenientes desde el sistema del Tigre Muerto, lagunas La Chanchera y el sistema La Brava-La Salada, por lo que tampoco habría ingresado por las comunicaciones entre estos ambientes que se produce a través de los canales Devoto y La Brava. No se conocen las posibles causas de su presencia en La Helvecia, aunque podría ser producto de las canalizaciones realizadas aguas abajo que permitirían tener contacto en período de "aguas altas" con tributarios del río Paraná (Mancini *et al.*, 2013).

En la planicie pampeana, el tipo e intensidad del uso de la tierra se ha modificado aceleradamente. En gran parte del humedal, las lagunas han cambiado gradualmente de un estado claro a uno turbio altamente eutrófico (Quirós *et al.*, 2006). En la región de los Bañados del Saladillo, el drenaje extendido y la mayor actividad agrícola y ganadera han provocado una disminución importante de la superficie del humedal y un deterioro del mismo (Blarasin *et al.*, 2004; Miatello y Casañas,

2005; López *et al.*, 2013). Si bien no existen antecedentes escritos sobre la laguna La Helvecia, la información recabada en el lugar indica que antiguamente la laguna era de tipo clara con hidrófitas sumergidas y una abundante población de tararira (*Hoplrias malabaricus*). Los cambios ocurridos en los Bañados del Saladillo podrían explicar el cambio en la tipología y diversidad de la ictiofauna que presenta en la actualidad la laguna La Helvecia. Sin embargo, este cambio ha favorecido de manera circunstancial a la pesquería recreativa de *O. bonariensis* que se desarrolla actualmente en la mencionada laguna.

AGRADECIMIENTOS

Al Club de Caza y Pesca La Helvecia. A Gabino Zahler, Emanuel Zilkowski, Santiago Giménez y Maximiliano Peirone, por la imprescindible colaboración brindada durante la realización de las tareas de campo. A César Núñez por la identificación de las hidrófitas. Este trabajo fue subsidiado por la SECYT de la UNRC, en colaboración con el club de Caza y Pesca La Helvecia.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th Ed. American Public Health Association, Washington, 1134 pp.
- Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera, M. Villegas, G. Sagripanti y J. Cantero. 2004. Morfotectónica, escalas de flujo de aguas superficiales y subterráneas y antropización en los humedales pampeanos. Actas XXXII Congreso IAH-VI ALSHUD, México, 11-15.
- Boveri, M. y R. Quirós. 2002. Tropic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 28: 1-5.

- Boyd, C. 1984. Water Quality Management for Pond Fish Culture. Elsevier Scientific Publishing Company. Netherlands, 317 pp.
- Buckland, S.T., A.E. Magurran, R.E. Green y R.M. Fewster. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 360: 243-254.
- Calvo, J. y L. Dadone. 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) I. Escala y tasa de madurez. *Revista del Museo de La Plata. Tomo XI, Zoología*, 102: 151-167.
- Cantú, M. y S. Degiovanni. 1987. Génesis de los sistemas lagunares del centro - sur de Córdoba, República Argentina. *Actas X Congreso Geológico Argentino*, San Miguel de Tucumán, 289-292.
- Colautti, D., M. Remes Lenicov y G. Berasain. 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Symposium Biology and Culture of Silverside, Biocell*, 30: 131-135.
- Conzonno, V. 2009. *Limnología Química*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 222 pp.
- Dangavs, N. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En: *Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. Geología y Recursos minerales de la provincia de Buenos Aires*, La Plata, 219-235.
- Della Matia, L. 2011. Planificación y diseño del paisaje en humedales de la pampa interior. Caso de Estudio: bañados del río Saladillo. Facultad de Agronomía, UBA. 88 p.
- Díaz, O. y V. Colasurdo. 2008. El agua revela sus secretos. Químicas de las lagunas pampeanas, En: *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana*. F. Grosman (comp.). Universidad del Centro de la provincia de Buenos Aires, Tandil, 47-66.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional de la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Revista Asociación Ciencias Naturales del Litoral*, 26: 9-18.
- Grosman, F. 2008. Una invitación a conocer las lagunas pampeanas. En: *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana*. F. Grosman (comp.). Universidad del Centro de la provincia de Buenos Aires, Tandil, 19-38.
- Haro, J.G. y M. Bistoni, 2007. *Peces de Córdoba*. Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, 266 pp.
- López, H., C. Baigún, J. Iwaskiw, R. Delfino y O. Padin. 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. de la Universidad de La Plata. La Plata, 76 pp.
- López, C. 2012. Condición histórica y presente de los Bañados del río Saladillo y su composición de aves acuáticas. Trabajo Final de Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, 65 pp.
- López, C., P. Brandolin, O. Campanella, A. Martino y C. de Angelo. 2013. Evaluación mediante teledetección del efecto de canalizaciones sobre el humedal del Saladillo (Argentina). *Revista de Teledetección*, 40: 5-21.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2004. Estructura y funcionamiento de la pesquería recreacional del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en la laguna de Suco, Córdoba, Argentina. *AquaTIC*, 20: 20-31.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Ed. Universidad Nacional de Río Cuarto y Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires. Río Cuarto, 445 pp.

- Mancini, M., I. Nicola, V. Salinas y C. Bucco, 2009. Biología del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) de la laguna Los Charos (Córdoba, Argentina). Revista Peruana de Biología, 15: 65-71.
- Mancini, M., G. Morra, V. Salinas. 2012. Características limnológicas y estructura de la ictiofauna de una laguna asociada al río Quinto (Córdoba, Argentina). Biología Acuática, 27: 163-174.
- Mancini, M., V. Salinas, F. Biolé, G. Morra, H. Montenegro. 2013. Nuevo registro para la provincia de Córdoba (Argentina) y aportes a la ecología de *Parapimelodus valenciennis* (Pisces, Pimelodidae)". Bioscriba, 6: 1-8.
- Miatello, R. y H. Casañas. 2005. Bañados del Saladillo. En: A.S. Di Giacomo (editor). Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la Conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación 5. Aves Argentinas, Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires, 128-130.
- Menni, R., 2004. Peces y ambientes en la Argentina Continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales N° 5. Estudio Sigma, Buenos Aires, 316 pp.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M6T-Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Narosky, T. y D. Yzurieta. 2003. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Asociación Ornitológica del Plata. Vázquez Mazzini (Eds.). Buenos Aires, 346 pp.
- Nicola, I., M. Mancini, V. Salinas, C. Bucco y C. Rodríguez, 2007. Caracterización de humedales. La laguna pampeana Los Charos (Córdoba, Argentina). Gestión Ambiental, 13: 21-32.
- Nuñez, C., J. Cantero y L. Petryna. 1998. Los *hidrófitos* del sur de la provincia de Córdoba (Argentina). Revista UNRC 18 (1): 37-82.
- Quirós R., J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri, 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). Interciencia, 27: 584-591.
- Quirós, R., M. Boveri, C.A. Petracci, A. Rennella, J.J. Rosso., A. Sosnovsky, H.T. von Bernard. 2006. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. Eutrofização na America do Sul: Causas, consecüências e tecnologías de gerenciamento e controle. J. Galizia Tundizi, T. Matsumura-Tundizi, C. Galli (eds.). Instituto Internacional de Ecología. Brasil, 1-16.
- Rennella, A. y R. Quirós. 2002. Relations between planktivorous fish and zooplankton in to very shallow lakes of the Pampa Plain. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, 28: 1-5.
- Ringuelet R., A. Saliban, E. Claverie y S. Ilhero. 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (provincia de Buenos Aires). Physis XXVII, 74: 201-221.
- Ringuelet, R., R. Iriart, A. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*, Atherinidae) en la laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. Limnobiós, 1: 447-460.
- Rodríguez, C., M. Mancini, C. Prospero, A. Weyers y G. Alcantú. 2000. Hidrobiología del sistema lagunar La Salada - La Brava (Córdoba), Argentina. Natura Neotropicalis, 31: 1-9.
- Rosso, J.J. 2006. Peces pampeanos. Guía y ecología. L.O.L.A., Literature of Latin America. Buenos Aires, 221 pp.
- Rosso, J.J. y R. Quirós, 2008. Interactive effects of abiotic, hydrological and anthropogenic factors on fish abundance and distribution in natural run-of-the-river shallow lakes. River Research and Applications, 25: 713-733.

CAMBIOS EN LAS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DEL EMBALSE DEL RÍO TERCERO POR EFECTO DE LA INVASIÓN DE *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae)

A. MARINÉLARENA^{1,2}, J. DONADELLI^{1,3} & M. HECEM

¹ Instituto de Limnología "R. Ringuelet"

² CIC Buenos Aires.

³ CONICET

e-mail: alemar@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. Since its introduction in South America around 1990, the freshwater Asian mussel *Limnoperna fortunei* has been shown to strongly interact with several components of the local biota, sometimes producing significant changes at the ecosystem-wide scale. The "golden mussel" is present prior to 2000 in Río Tercero reservoir, Córdoba, Argentina, most probably introduced overland by a fouled recreational or fishing boat from the Paraná River. Since 2003 massive growth on submerged solid structures (piles, moorings, boat hulls) was strongly noticeable. Data collected regularly since 1996 showed changes in several water-column properties after the invasion. From 2004 on, water transparency increased, and suspended matter, chlorophyll a, and primary production decreased significantly, with stronger changes occurring in the area with highest mussel densities. On the basis of diver collected bottom samples taken in a 2006 survey, it has been estimated that the 47 km² reservoir hosts around 45 billion mussels, distributed mainly on solid surfaces, in waters less than 10m depth. At these densities, a volume equivalent to that of this water body can potentially be filtered by the bivalves every 2-3 days. The present survey addresses the question whether *Limnoperna* impact on the ecosystem is measurable.

Key words: Limnology; Invasive bivalves; Ecological impact; Reservoirs; *Limnoperna fortunei*.

Palabras clave: Limnología; Organismos invasores; Impacto ecológico; Embalses; *Limnoperna fortunei*.

INTRODUCCIÓN

El Embalse del río Tercero (32° 11' S; 64° 25' O) está ubicado en las Sierras Chicas, provincia de Córdoba, República Argentina. Fue construido en 1934 con fines de retención de crecientes, aprovechamiento hidroeléctrico y turismo. Es un embalse mediano que, a nivel de vertedero, tiene un área de 47 Km², un volumen de 480 Hm³ y profundidades máxima y media de 40 m y 12,5 m respectivamente. El vaso está conformado por dos cubetas, una al oeste más playa y extensa, que recibe los principales tributarios y otra al este, más pequeña y profunda donde está el dique. Ambas están separadas por una escotadura (Fig. 1).

En 1983 se puso en operación la Central Nuclear Embalse (CNE, 600 MV/h), construida en la escotadura, y que utiliza el agua del embalse en su sistema de enfriamiento. La CNE toma agua de 15m de profundidad (33 m³/s), la hace circular por su sistema de enfriamiento y la devuelve, a través de un canal de 6 Km, al cauce de uno de los tributarios, el río Quillín.

Desde el año 1977 el Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" (ILPLA), UNLP - CONICET, realiza estudios de las características físicas, químicas y biológicas del embalse, principalmente orientados a detectar cambios en el régimen térmico y trófico

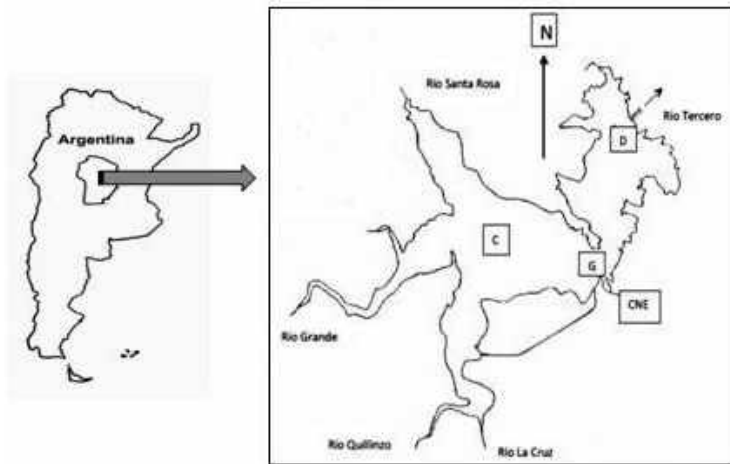


Figura 1. Ubicación del Embalse del Río Tercero, de sus principales tributarios y de las estaciones de muestreo Confluencia (C), Garganta (G) y Dique (D).

del lago, que pudieran ocurrir por el uso del agua que hace la CNE.

En el año 2000 se detectó la presencia en el lago del bivalvo *Limnoperna fortunei*, el mejillón dorado, un molusco oriundo del sudeste asiático. Este es un organismo invasor que ingresó en 1990 a la Argentina a través del Río de la Plata, probablemente con el agua de lastre de buques cargueros (Pastorino *et al.*, 1993; Ricciardi, 1998; Boltovskoy *et al.*, 2006). Presenta tasas de reproducción, desarrollo y crecimiento muy elevadas (Boltovskoy y Cataldo, 1999; Cataldo y Boltovskoy, 2000; Cataldo *et al.*, 2005) y también de filtración y pastoreo (Sylvester *et al.*, 2005). Desde entonces colonizó la cuenca del Plata remontando el río Paraná e invadiendo las costas de Uruguay, Brasil y Paraguay (Darrigran y Damborenea, 2006). *L. fortunei* crece sobre superficies duras sumergidas, a las que se fija con un viso y desarrolla poblaciones muy numerosas formando comunidades de varias capas de organismos superpuestas. Los efectos perjudiciales de la presencia de *L. fortunei* sobre la actividad humana son muy importantes. La colonización y obturación

de tomas de agua, tamices, filtros de agua, intercambiadores de calor y condensadores de vapor son problemas habituales en plantas industriales y centrales de energía ubicadas en zonas con presencia de mejillón dorado (Cataldo *et al.*, 2003). Esto implica tareas y costos adicionales para el control de dichos moluscos.

Desde el punto de vista ecológico, el ingreso de este organismo también es una presencia nociva pues altera el equilibrio existente en el ecosistema. En su desarrollo masivo libre de enemigos naturales, desplaza a organismos que tienen hábitats y nichos ecológicos similares. Generan condiciones adecuadas para que se desarrollen poblaciones de otros organismos bentónicos a los que brindan refugio y alimento y juntos constituyen un nuevo recurso alimentario para muchas especies de peces de la comunidad (Montalto *et al.*, 1999; Paolucci *et al.*, 2007; Sylvester *et al.*, 2007). Debido a su forma de alimentación por filtración, circulan grandes cantidades de agua a través de sus branquias, que retienen los organismos planctónicos. De tal forma cambian las condiciones ópticas del agua, reducen la oferta

alimentaria de los organismos planctófagos y alteran la estructura del plancton en la que dominan las especies con capacidad de escapar a la presión de filtración.

El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios producidos por el desarrollo de la población de *L. fortunei* sobre las condiciones físicas y químicas de la columna de agua del embalse.

MATERIALES Y MÉTODOS

Como parte de las tareas del ILPLA, desde 1996 se desarrolla un programa de muestreos bimestrales, en los que se miden parámetros físicos, químicos y biológicos en tres estaciones del lago, la estación Dique (D) ubicada en el lóbulo Este, la estación Confluencia (C) en el lóbulo Oeste y la estación Garganta (G) en la escotadura.

En cada sitio se mide la penetración de la luz mediante la lectura del disco de Secchi y la disponibilidad de luz para la fotosíntesis (PAR, 400-700 nm) con un radiómetro LICOR 185-B. Se determina la profundidad de compensación (1% de PAR superficial) y se toman diez muestras a profundidades equidistantes, cinco en la zona oscura y cinco en la zona iluminada, con una bomba eléctrica sumergible. En cada profundidad se determina la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad eléctrica con una sonda multiparamétrica (HANNA 9828) y de cada estrato (fótico y afótico) se toman muestras integradas para determinar las concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo), pigmentos fotosintéticos, producción primaria, seston total, diversidad específica, biomasa de las comunidades de bacterias, fitoplancton y zooplancton.

En este trabajo se analizaron y discutieron los resultados de algunos de esos parámetros: concentración de pigmentos fotosintéticos (filtración por filtros de fibra de vidrio, extracción con acetona 90% y espectrofotometría a 665 y 750 nm, Loren-

zen, 1967), material particulado en suspensión (seston) (filtración por filtros de fibra de vidrio, secado en estufa a 105 °C durante 24 hs y posterior pesado, APHA, 1985), producción primaria (técnica de oxígeno disuelto en botellas claras y oscuras, incubadas de 10 am a 2 pm, a cinco profundidades: 100, 60, 25, 10 y 1% de PAR en superficie, titulación por iodimetría) y recuentos de fitoplancton (sedimentación y recuento de células con microscopio invertido (Lund *et al.*, 1958).

A raíz del registro por primera vez de *L. fortunei* en el embalse, en 2006 se realizó un muestreo específico diseñado para estimar su abundancia y distribución. Se tomaron muestras en 109 sitios ubicados sobre 25 transectas perpendiculares a la costa que cubrieron todas las profundidades y tipos de costa. En cada lugar, mediante la tarea de buzos autónomos, se recolectaron todos los organismos incluidos en un área de fondo delimitada por un marco metálico de 0,25 m² (50 x 50 cm), arrojado aleatoriamente desde la superficie. Los especímenes fueron retirados junto con el sustrato al que estaban adheridos y en caso de ser ejemplares grandes, fueron extraídos bajo el agua con herramientas adecuadas. En cada lugar se determinó el tipo de sustrato, se registró la profundidad con una ecosonda y se tomaron las coordenadas geográficas para ubicar cada punto de muestreo en un mapa del embalse.

RESULTADOS

Entre 1996 y 2007 la transparencia del agua del Embalse se incrementó en las tres estaciones estudiadas. En la Fig. 2 se presentan las profundidades de lectura del disco de Secchi y en la Fig. 3 las profundidades de penetración del 1% de la luz (PAR) incidente en cada estación. La estación C (lóbulo oeste, donde ingresan los afluentes) fue la más turbia y la estación D la más transparente, con valores intermedios en G.

Los valores se mantuvieron relativamente estables entre 1996 y 2001, con lecturas de 1,5 - 2 m de disco de Secchi y 5 - 6 m de 1% de PAR en la estación C y 2,5 - 3 m de Secchi y 7 - 8 m de 1% de PAR en D. A partir de 2002 y hasta fines de 2006 el aumento de la transparencia fue mucho más evidente llegando a lecturas del disco de Secchi de 2,5 m en C, de 3,5 m en G y hasta 5 m en D, con una penetración del 1% de la luz PAR que superó los 8 m en C, los 10 m en G y los 12 m en D.

Las concentraciones de seston mostraron un comportamiento inverso al de la transparencia, con valores relativamente estables hasta fines de 2000 y luego una tendencia declinante, especialmente después de 2004 (Fig. 4). Los valores medios de 1996 - 2001 fueron claramente mayores que los mismos

valores para el periodo 2002 - 2007, disminuyendo en promedio 1,5 mg.L⁻¹ en las tres estaciones, de 6,6 a 4,3 mg.L⁻¹ en C, de 4,3 a 3,6 en G, y de 4,2 a 2,8 en D.

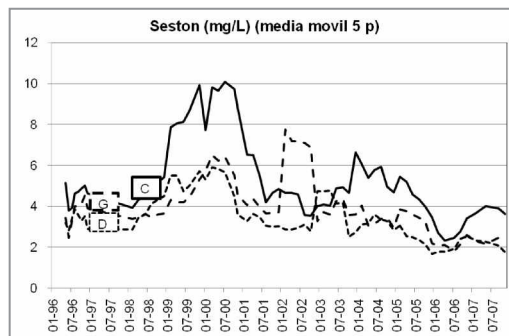


Figura 4. Variación en la concentración de material particulado en suspensión (seston total), en las estaciones C, G y D.

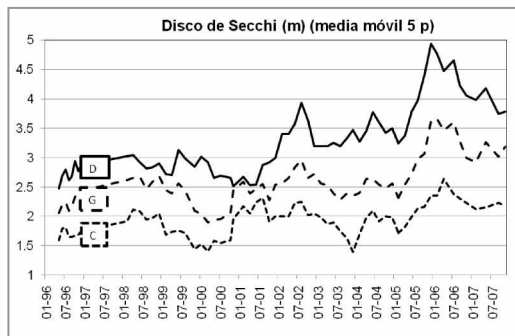


Figura 2. Variación de la profundidad de lectura del disco de Secchi (m), en las estaciones C, G y D.

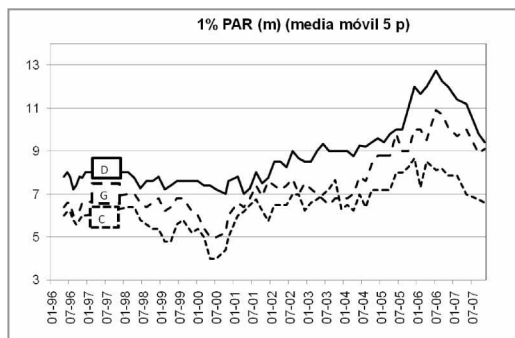


Figura 3. Variación de la profundidad de penetración del 1% de la luz disponible para fotosíntesis (PAR) respecto de la medición en superficie, en las estaciones C, G y D.

Un comportamiento similar se observó en las tasas de productividad primaria bruta (PPB), pero a partir de finales de 2003. El promedio de 1996 - 2003 fue de 33,9 mgC.m⁻³.h⁻¹ PPB mientras que en el periodo 2004 - 2007 fue de 17,3 mgC.m⁻³.h⁻¹ PPB. En esos mismos periodos las concentraciones de clorofila *a* mostraron una disminución de 6,6 a 4,3 mg Clor *a*.m⁻³ (Fig. 5).

La densidad de organismos fitoplanctónicos no mostró una tendencia definida. Hasta fines de 2001 los recuentos arrojaron valores del orden de 10⁶ ind.L⁻¹. Si bien en el periodo 2002 - 2003 las densidades promedio fueron de 1,2 - 1,4 x 10⁶ ind.L⁻¹,

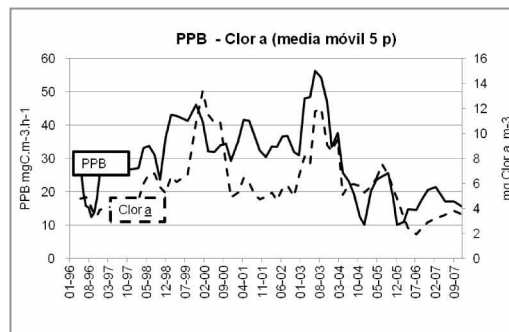


Figura 5. Variación de las tasas de productividad primaria bruta (PPB) y concentraciones de clorofila *a*, en las estaciones C, G y D.

luego volvieron a sus valores históricos (Mariñelarena *et al.*, 2007) (Fig. 6). A partir de 2003 se detectó un reemplazo de las especies dominantes. Entre febrero de 1999 y diciembre de 2002 se hicieron 22 muestreos, en los que *Cryptomonas pusilla* fue el alga dominante en 7 (32%), alternando con *Aulacoseira alpigena*, *Aulacoseira granulata*, *Actinocyclus normanii*, *Ceratium hirundinella*, *Cyclotella meneghiniana* y *Microcystis aeruginosa*. Entre febrero de 2003 y noviembre de 2007 se hicieron 27 muestreos en los cuales *C. pusilla* fue dominante en 20 de ellos (74%).

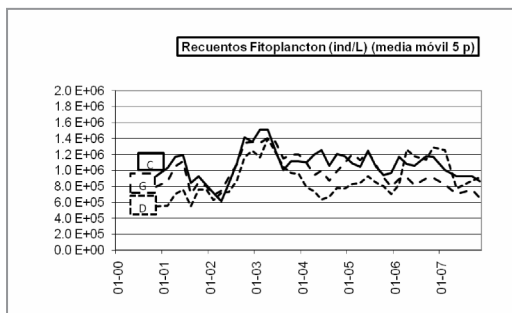


Figura 6. Variación en los recuentos de algas fitoplanctónicas en las estaciones C, G y D.

El estudio poblacional realizado en 2006 mostró que *L. fortunei* había colonizado todo el embalse, con una distribución no homogénea, fijándose casi exclusivamente sobre sustratos duros (rocas, tosca), donde se midieron concentraciones medias de 4867 ind. m⁻², contra una media de 339 ind. m⁻² en las zonas limosas (Boltovskoy *et al.* 2009).

En las zonas profundas del lago (>10 m) predominaron los sedimentos finos y se registraron muy bajas densidades de *L. fortunei*. Casi todas las costas del lóbulo oeste también mostraron un fondo cubierto por sedimentos limosos (zona de sedimentación). Los sustratos duros se encontraron mayoritariamente en la zona litoral de la escotadura y del lóbulo este. Se calculó una media de 1323 ind.m⁻² en el lóbulo

oeste, mientras que en el lóbulo este se estimó el doble de organismos por unidad de área (2761 ind.m⁻²).

El 70% de los ejemplares colectados se encontraron en un área que representa el 20% del fondo del lago. El 98% de las zonas más colonizadas estaban ubicadas a menos de 10 m de profundidad.

Se calculó que todo el embalse contiene una abundancia superior a 4,5 x 10¹⁰ individuos, que representan una biomasa de 27.558 toneladas de peso seco, incluyendo las valvas (Boltovskoy *et al.*, 2009).

DISCUSIÓN

Los mejillones y almejas invasores son bien conocidos por su capacidad para modificar las características de los ambientes a los que ingresan. Su alto potencial reproductivo les permite desarrollar grandes poblaciones en pocos ciclos anuales. Su etapa larval planctónica relativamente larga, de 10 - 20 días de vida libre (Cataldo *et al.*, 2005), favorece su diseminación por todo el sistema. Su hábito alimentario filtrador determina que, una vez establecida una población importante, las condiciones del ambiente colonizado se vean alteradas por la reducción del material particulado en suspensión lo que modifica el ambiente lumínico de la comunidad. Principalmente aumenta la transparencia del agua lo que incrementa el espesor del estrato productivo en el cuerpo de agua. Parte del material particulado filtrado es el plancton, por lo que el aumento de transparencia se asocia con una disminución en la densidad fitoplanctónica, de las concentraciones de clorofila *a*, y de las tasas de productividad primaria. Todos esos efectos se manifestaron claramente en el Embalse del Río Tercero.

Los valores promedio de transparencia medidos en el periodo 1996 - 2001 se incrementaron notablemente respecto de los medidos en 2002 - 2007. La profundidad

de lectura del disco de Secchi aumentó entre 0,5 y 1 m en la estación C y 2 - 2,5 m en la estación D. Los promedios de profundidad alcanzada por el 1% de la luz PAR también mostraron incrementos importantes del 29% en C, 31% G y 31% en D, estación donde se registraron lecturas de hasta 12 m.

La reducción del material particulado en suspensión en la columna de agua, en forma inversa a la penetración de la luz, mostró en los mismos periodos, disminuciones promedio del orden de 34% en C, 17% en G y 33% en D. Esa disminución del seston, (Fig. 4), fue paulatina, con algunas variaciones estacionales y comenzó a evidenciarse sobre algunos parámetros bióticos como la PPB recién hacia fines de 2003. En el periodo 2004 - 2007 las tasas promedio de productividad primaria volumétrica ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$) fueron un 49% inferiores a las del periodo 1996 - 2003, llegando al punto en que la diferencia entre las concentraciones de oxígeno disuelto inicial y final fueron apenas detectables con el método de medición utilizado (titrimetría).

El incremento de la transparencia implica una extensión en profundidad del estrato iluminado, lo que podría explicar la disminución de las tasas volumétricas. No obstante las tasas de productividad primaria integrada, expresada por unidad de área ($\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$), también disminuyeron un 44% en los mismos periodos. Esto fue acompañado por una disminución de las concentraciones de clorofila *a*, aunque de menor magnitud (32%). La concentración de pigmentos fotosintéticos (clorofilas) por unidad de biomasa no es constante y puede variar hasta un orden de magnitud entre diferentes grupos de algas (Margalef, 1983), de manera que si varían los componentes de la comunidad, las proporciones de clorofila, biomasa y productividad pueden verse también alteradas. Como se explicó más arriba

la comunidad del plancton mostró cambios en su composición específica. Durante 1999 - 2002 *C. pusilla* fue la especie dominante en el 32% de los muestreos, alternando con otras 5 ó 6 especies. En el periodo 2003 - 2007 la dominancia de *C. pusilla* ascendió al 74% de los muestreos. Considerando que esta es un alga pequeña, de gran movilidad mediada por flagelos esta dominancia podría ser una consecuencia de su mayor capacidad de escape a la presión de filtrado de *L. fortunei* frente a sus competidores en la dominancia de la comunidad planctónica, que en general son diatomeas (*A. alpigena*, *A. granulata*, *A. normanii*, *C. meneghiniana*); el dinoflagelado *C. hirundinella*, de gran tamaño o *M. aeruginosa*, una cianofita de células pequeñas pero que forman colonias voluminosas.

En el muestreo de 2006 se determinó que en el embalse había unos 45×10^9 mejillones (Boltovskoy *et al.*, 2009), lo que corresponde a unas 1700 toneladas de peso seco de *L. fortunei*. Considerando un volumen de 480 Hm^3 a cota de vertedero y utilizando un dato conservador de tasa de filtración de $5 \text{ ml/mg peso seco}$ (Sylvester *et al.*, 2005), la población estimada podría filtrar un volumen de agua similar al del lago lleno cada 2 o 3 días. Si bien esto es una estimación teórica, permitiría explicar los cambios observados en los parámetros analizados en el presente trabajo.

El estudio poblacional de *L. fortunei* se realizó en forma puntual en la fecha mencionada y luego no se realizaron otros relevamientos sobre la evolución de la población de mejillones en el embalse. El programa de monitoreo de la calidad del agua continúa con los muestreos bimestrales y los resultados de los últimos años muestran algunos signos de reversión en los valores de las variables físico-químicas y biológicas señaladas en este trabajo y en el desarrollo de las poblaciones de bivalvos que se observan

sobre las costas descubiertas durante las bajantes de primavera. Sería recomendable repetir algún estudio para analizar el estado actual de desarrollo de *L. fortunei* en el embalse, que permita comparar los resultados con los de 2006 y evaluar los procesos y factores que hayan intervenido para controlar o limitar su desarrollo.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA (American Public Health Association). 1985. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. 15th Ed. Washington DC.
- Boltovskoy, D. y D. Cataldo. 1999. Population dynamics of *Limnoperna fortunei*, an invasive fouling mollusc in the lower Paraná River (Argentina). *Biofouling*, 14: 255-263.
- Boltovskoy, D., N. Correa, D. Cataldo y F. Sylvester. 2006. Dispersion and impact of invasive freshwater bivalves: *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions*, 8: 947-963.
- Boltovskoy, D., A. Karatayev, L. Burlakova, D. Cataldo, V. Karatayev, F. Sylvester y A. Mariñelarena. 2009. Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 636: 271-284.
- Cataldo, D. y D. Boltovskoy. 2000. Yearly reproductive activity of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Paraná River and the Río de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology*, 34: 307-317.
- Cataldo, D., D. Boltovskoy y M. Pose, 2003. Toxicity of chlorine and three non-oxidizing molluscicides to the invasive pest mussel *Limnoperna fortunei*. *Journal of the American Waterworks Association (AWWA)*, 95: 66-78.
- Cataldo, D., D. Boltovskoy, J. L. Hermosa y C. Canzi, 2005. Temperature-dependent larval development rates of *Limnoperna fortunei* (Mollusca, Bivalvia). *Journal of Molluscan Studies*, 71: 41-46.
- Darrigran, G. y M.C. Damborenea. 2006. Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano. EDULP, La Plata. Argentina. 220 pp.
- Lorenzen, C.I. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments, spectrophotometric equations. *Limnology Oceanography*, 12: 343-346.
- Lund, J.W.G., C. Kipling y E.D. Le Cren. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona.
- Mariñelarena, A., M.A. Casco, C. Claps, M. Di Siervi, J. Donadelli, M. Hechem, M.E. Mac Donagh y M. Ardohain. 2007. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero, (Córdoba). Informe Final. Central Nuclear Embalse.
- Montalto, L., O.B. Oliveros, I. de Ezcurra Drago y L.D. Demonte, 1999. Peces del Río Paraná medio predadores de una especie invasora: *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae). *Revista de la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional del Litoral*, 3: 85-101.
- Paolucci, E.M., D.H. Cataldo, C.M. Fuentes y D. Boltovskoy, 2007. Larvae of the invasive species, *Limnoperna fortunei* (Bivalvia), in the diet of fish larvae in the Paraná River. *Hydrobiologia*, 589: 219-233.
- Pastorino, G., G. Darrigran, S. Martin y L. Lunaschi, 1993. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1957) (Mytilidae) nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica*, 39: 101.

- Ricciardi, A., 1998. Global range expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, 13: 97-106.
- Sylvester, F., J. Dorado, D. Boltovskoy, A. Juárez y D. Cataldo, 2005. Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*, 534: 71-80.
- Sylvester, F., D. Boltovskoy y D. Cataldo, 2007. Fast response of freshwater consumers to a new trophic resource: predation on the recently introduced Asian bivalve *Limnoperna fortunei* in the lower Paraná River, South America. *Austral Ecology*, 32: 403-415.

ESTRUCTURA Y DINÁMICA DEL FITOEPÍFITON EN CUERPOS DE AGUA TEMPORARIOS DEL CINTURÓN HORTÍCOLA PLATENSE

M. MEDINA¹, L. SOLARI¹ & G. AGOSTINI²

¹ Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet", CCT-CONICET-La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata.

² Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP. CCT-CONICET-La Plata.

e-mail: micaelamedina88@hotmail.com

ABSTRACT. The horticultural belt of La Plata is a complex framework of lands with a marked urban influence. The unregulated use of agrochemicals is one of the most important sources of superficial and underground water contamination producing drastic changes in the biodiversity of natural communities. The shallowness of the temporary waters favors the macrophyte growth which, in turn, allows the colonization of the phytoepiphyton. Four samplings were carried out during spring 2011 and summer 2012 in four adjacent temporary waters of different agroecosystems, three of them with agricultural activity (site over 5 meters crops, CUL1 and CUL2; site within 5 meters of crops: CUL3) and one, taken as reference (REF), with livestock activity. Seven species of macrophytes were sampled, two submerged and 5 emergent. 88 phytoepiphytic species were recorded, being chlorophytes and diatoms the dominant groups. The submerged macrophytes presented a higher mean abundance than the emergent ones in all the sampling sites. *Oedogonium* species were dominant in all temporary waters. *L. peploides* showed the highest total specific richness while *S. californicus* presented the highest mean diversity specific. The highest phytoepiphyton mean abundance was recorded in CUL1 while the least phytoepiphytic density was found in REF. Nygaard index shows that the four temporary waters are meso to eutrophic. The conductivity was the most significant factor in the distribution of diatoms species in temporary waters.

Key words: phytoepiphyton; structure and dynamics; temporary waters; agroecosystems.

Palabras clave: fitoepifiton; estructura y dinámica; cuerpos de agua temporarios; agroecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Los humedales distribuidos en todos los continentes y zonas climáticas se encuentran en constante reducción y los efectos acumulativos de su pérdida tienen consecuencias sobre el régimen hidrológico y la conectividad de los ecosistemas (Dahl, 2011). Los terrenos que rodean a los humedales en muchos casos están bajo la influencia de distintas actividades humanas y los impactos asociados a la agricultura han sido extensamente sugeridos como potenciales causas del deterioro y pérdida de los distintos tipos de sistemas acuáticos (Mitsch y Gosselink, 2007). Los cuerpos de agua

temporarios son importantes como reservorio de agua y diversidad de especies aunque pueden encontrarse perturbados por actividades antrópicas como la agricultura, la expansión urbana, el drenaje y la contaminación y/o la deforestación (Williams, 1987).

En los alrededores de la ciudad de La Plata se establecen grandes superficies de cuerpos de agua temporarios que a menudo están relacionados a los agroecosistemas típicos de la región (Hurtado *et al.*, 2006). El territorio productivo, conocido como cinturón hortícola platense, es un complejo entramado de tierras destinadas a la horticultura y floricultura con una marcada in-

fluencia de urbanización, en el que también se desarrollan cultivos extensivos de soja, maíz y trigo así como pasturas destinadas a la cría de ganado (Barsky, 2009). Esta variabilidad productiva tiene como factor común el uso de agroquímicos (Cappello y Fortunato, 2008), una de las fuentes de contaminación más importante de aguas superficiales y subterráneas que pueden causar drásticos cambios en la biodiversidad de las comunidades naturales (Favari *et al.*, 2002; Taniwaki *et al.*, 2013). La escasa profundidad de los cuerpos de agua temporarios favorece el desarrollo de macrófitas que ofrecen una amplia superficie colonizable e incrementan la heterogeneidad del hábitat para el perifiton (Wetzel, 1964; Giorgi *et al.*, 2005). Esta comunidad es fundamental en el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos como base de la trama trófica y como principal productor primario (Wetzel, 1964; Giorgi y Feijoó, 2010). Debido a su habilidad para responder a los cambios ambientales, el perifiton ha sido utilizado en estudios ecológicos (Murakami *et al.*, 2009). Los estudios del epifiton en la provincia de Buenos Aires son numerosos y aportan mucha información. Algunos de ellos se enfocan en la fauna de ciliados (Vucetich y Escalante, 1979; Modenutti y Claps, 1986; Küppers *et al.*, 2006, 2009) mientras que otros están vinculados a las algas epifíticas (Claps, 1984, 1991; Giorgi *et al.*, 2005; Esquiús *et al.*, 2005, 2008, 2010; Cano *et al.*, 2008; Casco *et al.*, 2009). Asimismo se destacan aquellos trabajos que relacionan esta comunidad con las variables ambientales (Pizarro, 1999; Pizarro y Alemanni, 2005; Sánchez *et al.*, 2010; Sánchez *et al.*, 2013). La información resultante es relevante en la valoración integral del estado ecológico de los ecosistemas seleccionados. El objetivo de este trabajo es analizar la estructura y la dinámica del fitoepifiton en cuatro cuerpos de agua temporarios relacionados a dife-

rentes agroecosistemas así como establecer especificidad del fitoepifiton en diferentes macrófitas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los cuatro cuerpos de agua temporarios seleccionados están situados en el cinturón hortícola de los alrededores de la ciudad de La Plata (34°56'S; 57°57'O) ubicada al noreste de la provincia de Buenos Aires. El clima es templado y húmedo, con una temperatura media anual de 16 °C (mínima: 10,1; máxima: 21,8) y una precipitación media anual de 1.000 mm. El uso de los suelos es heterogéneo y las actividades que se realizan modifican la naturaleza de los mismos. Se seleccionaron tres cuerpos de agua temporarios en agroecosistemas en los que se desarrollan actividades agrícolas y un cuarto, tomado como referencia, en el que sólo prospera la actividad ganadera con carga mínima y sin aplicación de pesticidas. Los dos primeros sitios, CUL1 y CUL2, se encuentran a una distancia mayor a 5 metros del cultivo mientras que el sitio CUL3 se encuentra a una distancia menor a 5 metros del cultivo. El sitio de referencia es un sitio sin cultivos (REF). En el sitio CUL1, en la cuenca del Arroyo Rodríguez, se realizan cultivos de soja o trigo según la época del año. Tiene un curso de agua natural que cruza la extensión del campo y algunas charcas temporarias. Es característica la ausencia de urbanización y de cultivos hortícolas. En el sitio CUL2, en la cuenca de los arroyos Carnaval-Martín, se desarrolla cría de ganado, agricultura extensiva y en invernaderos. Es una zona con numerosos cursos de agua y humedales. En el sitio CUL3, en los tributarios de las nacientes del Arroyo El Pescado, se cultiva soja, maíz, trigo y alfalfa, algo de ganadería y se caracteriza por la presencia de numerosas charcas temporarias. En el sitio REF, en la cuenca media del arroyo El

Pescado, sólo se realiza actividad ganadera con carga mínima, no se desarrollan cultivos

extensivos ni intensivos y en consecuencia no están expuestos a pesticidas (Fig. 1).

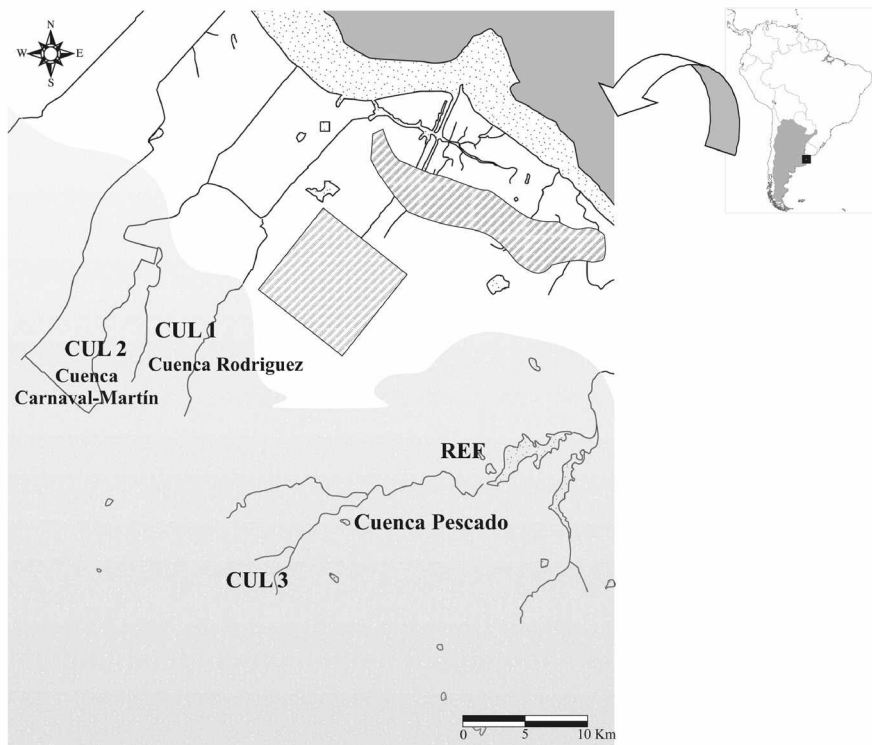


Figura 1. Mapa del Cinturón Hortícola Platense con la ubicación de los cuerpos de agua temporarios (CUL 1 y CUL 2: sitios a más de 5m de los cultivos; CUL 3: sitio a menos de 5m de los cultivos y REF: sitio de referencia sin cultivos).

Muestreo y análisis de datos

Se realizaron cuatro muestreos, dos en primavera (Setiembre- Octubre 2011) y dos en verano (Diciembre 2011, Marzo 2012). Se analizó el fitoepifiton en siete especies de macrófitas de las cuales se extrajeron las partes sumergidas, se colocaron en frascos con agua corriente de red y se fijaron con formol al 4%. En el laboratorio se extrajo el fitoepifiton por raspado y agitación suave de las macrófitas para su posterior análisis cualitativo y cuantitativo (Claps, 1991). Lo obtenido con el raspado se colocó en frascos con formol al 4%. Las macrófitas se llevaron a estufa a 105° durante 48 horas

y se pesaron en una balanza analítica para expresar la abundancia del fitoepifiton en número de individuos por gramo de peso seco de planta (n° ind/g) (APHA, 1995). El análisis cuantitativo del fitoepifiton se realizó bajo un microscopio óptico binocular a 200 X en una cámara Sedgwick-Rafter de 0,4 mL (Wetzel y Likens, 1991) mientras que la identificación taxonómica del componente algal se realizó en la mayoría de los casos a nivel específico a 400 X (Geitler, 1932; Ramanathan, 1964; Patrick y Reimer, 1966, 1975; Bourrelly, 1968, 1970, 1972; Guarrera *et al.*, 1968; Germain, 1981; Komárek y Fott, 1983; Tell y Conforti, 1986;

Komárek y Anagnostidis, 1998, 2005). En cada cuerpo de agua temporario se midieron *in situ* los parámetros físico-químicos, oxígeno disuelto (OD), conductividad y pH con un multímetro Luxtron 150. Asimismo se estimó la profundidad en cada cuerpo de agua y se midió la temperatura con un termómetro de mercurio. Los datos promedio de concentración de glifosato fueron tomados de Agostini (2013). La diversidad específica se estimó con el índice de Shannon y Weaver (Ludwig y Reynolds, 1988). El índice de similitud de Jaccard se aplicó para comparar los sitios entre sí (Legendre y Legendre, 1983) y se realizó con 46 especies algales, seleccionadas por densidad (>5.000 ind/g) y frecuencia (>1), y las macrófitas durante los meses muestreados. Asimismo se empleó el índice de eutrofización de Nygaard (1949) que permite determinar el estado trófico de los cuerpos de agua temporarios en base a los grupos algales presentes. Las diferencias en las abundancias del fitoepifiton en los cuatro sitios fueron analizadas mediante el análisis de similitud (ANOSIM). La matriz con los datos de abundancia del fitoepifiton fue transformada a $\log(x+1)$ y se usó el índice de Bray-Curtis para los análisis de similaridad. El porcentaje de contribución de cada especie a los patrones de disimilitud fueron examinados con el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER). Los análisis SIMPER y ANOSIM se realizaron utilizando el programa PRIMER v. 5.2.9 (Clarke y Warwick, 2001). Para analizar las diferencias en las principales variables físicas y químicas entre sitios, se utilizó la prueba de t-test de Student (Legendre y Legendre, 1983). El tratamiento estadístico de los datos así como su representación gráfica (“constrained incremental sum of squares análisis” (CONISS)), se realizaron mediante el empleo del programa Tilia and TiliaGraph (TGView 2.0.2; Grimm, 2004).

RESULTADOS

Los cuerpos de agua temporarios estudiados mostraron diferencias en sus características físicas y químicas. La mayor temperatura promedio se registró en CUL3 y la mayor concentración de oxígeno disuelto, en CUL1 (Tabla 1). Se analizó el fitoepifiton en siete especies de macrófitas, dos sumergidas, *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven y *Myriophyllum quitense* (Vell) Verdc y cinco emergentes, *Iris pseudacorus* L., *Sagittaria montevidensis* Cham. et Schltld., *Schoenoplectus californicus* (C. A. May.) Soják, *Senecio bonariensis* Hook. et Arn. y *Thypha latifolia* L. En total se registraron 88 especies de algas epifíticas: 45 Diatomeas, 30 Chlorophyta, 9 Cyanobacteria, 1 Euglenophyta y 3 Dinophyta (Tabla 2). La mayor riqueza específica promedio, teniendo en cuenta todas las plantas muestreadas en cada sitio, se registró en CUL1 y la menor, en CUL3. La máxima densidad fitoepifítica promedio se observó en CUL3 mientras que la mínima en REF. La máxima diversidad específica promedio se estimó en CUL2 (Tabla 1).

Epifiton en los sitios

En el sitio REF se muestrearon cinco macrófitas *L. peploides*, *M. quitense*, *S. californicus*, *I. pseudacorus* y *S. montevidensis*, de las cuales las sumergidas presentaron la mayor abundancia fitoepifítica en setiembre. Las clorofitas fueron dominantes seguidas por las cianobacterias y las diatomeas. Las especies de *Oedogonium* fueron las que prevalecieron en setiembre, codominando con *Anabaena variabilis* en *L. peploides* y *M. quitense*. En *S. californicus* dominaron las especies de *Oedogonium* y *Gomphonema olivaceum*, mientras que en *S. montevidensis* sólo prevaleció *A. variabilis* (Fig. 2a). En el sitio CUL1 se muestreó en cuatro macrófitas *I. pseudacorus*, *L. peploides*, *T. latifolia* y *S. montevidensis*, ha-

Tabla 1. Parámetros físicos, químicos, biológicos y profundidad de los cuerpos de agua temporarios (promedio (prom.), desviación estándar (DE) y rango (mínimo-máximo). El asterisco indica un único valor sin promediar. Los datos de glifosato fueron tomados de Agostini (2013).
nd: no detectable.

	REF		CUL1		CUL2		CUL3	
	Mean (DE)	Min-Max	Mean (DE)	Min-Max	Mean (DE)	Min-Max	Mean (DE)	Min-Max
N° muestras	3	-	10	-	8	-	2	-
OD (mg L ⁻¹)	3,8 (2,1)	0,9 - 6,0	7,3 (4,2)	2,3 - 12,6	4 (4,7)	0,4 - 10,8	4,5 (1,5)	3,4 - 6,2
Conductividad (µS cm ⁻¹)	322 (286)	139 - 741	206 (89)	110 - 323	670 (135)	476 - 783	207 (5)	203 - 212
pH	7,16 (0,51)	6,68 - 7,68	7,26 (0,73)	6,57 - 8,02	7,36 (0,38)	6,99 - 7,88	6,80 (0,29)	6,60 - 7,13
Temperatura (°C)	19,6 (5)	12,5 - 23,3	20,1 (4,5)	13,7 - 24	17,9 (5,5)	11,5 - 21,4	25,3 (7,5)	18 - 33
Profundidad (cm)	46 (5,6)	40 - 51	27 (15,9)	15 - 45	32,5 (10,6)	25 - 40)	21,8 (20,1)	10 - 45
Glifosato+ (µg/L)	nd	-	231,4	-	35,7	-	132,5	-
Riqueza específica	13 (11)	9 - 24	24 (6)	19 - 32	19 (12)	7 - 34	6 (8)	7 - 17
Densidad (ind/g)	69.105 (104.104)	132 - 226.009	97.791 (148.000)	7 - 478.984	210.629 (309.018)	121 - 754.998	1.771.664 (2.104.458)	283.587 - 3.259.740
Índice de Shannon Weaver*	1,85	-	2,15	-	2,79	-	1,65	-
Índice de Nygaard*	1,75	-	1,33	-	6	-	2	-

llándose la mayor densidad del fitoepifiton en *L. peploides* en diciembre y en marzo. Las clorofitas dominaron en setiembre, octubre y marzo mientras que las diatomeas en diciembre y en marzo. Las especies de *Oedogonium* codominaron entre las clorofitas junto a *Spirogyra* sp. y *Ulothrix* sp1 en setiembre y octubre. *Oedogonium* sp2 alcanzó su máxima abundancia en *I. pseudacorus* y en *T. latifolia* en setiembre mientras que *Spirogyra* sp. predominó en *L. peploides* en setiembre y octubre e *I. pseudacorus* en setiembre. Entre las diatomeas se destacaron especies de *Gomphonema* (*G. angustatum*, *G. truncatum* y *Gomphonema* sp2) y *Gomphoneis herculeana* que dominaron en diciembre, especialmente en *L. peploides*. (Fig. 2b). En el sitio CUL2 se muestrearon cuatro macrófitas, *I. pseudacorus*, *L. peploides*, *S. bonariensis*, *S. montevidensis* y *T. latifolia* registrándose la mayor densidad en *L. peploides* en setiembre y diciembre. En marzo *S. montevidensis* no presentó organismos fitoepifíticos. Las diatomeas fueron dominantes en la mayoría de los mues-

treos destacándose *Gomphonema gracile*, *G. olivaceum* *G. parvulum*, *G. truncatum* y *Rhoicosphenia curvata*. Entre las clorofitas, fueron relevantes *Oedogonium* spp., *Ulothrix* sp. y *Spirogyra* sp. *Oscillatoria tenuis* se destacó entre las cianobacterias en setiembre y diciembre (Fig. 2c). En el sitio CUL3 sólo se desarrolló *L. peploides* en octubre y en diciembre. En setiembre la charca no tuvo agua y en marzo no se desarrollaron macrófitas. Las clorofitas dominaron con *Oedogonium* sp1, *Ulothrix* sp1, *Chaetophora* sp. y *Bulbochaete* sp. en orden decreciente y las diatomeas con *G. olivaceum* y *G. parvulum*, especialmente en octubre (Fig. 2d).

Epifiton en las macrófitas

L. peploides mostró la mayor riqueza específica total, mientras que *S. californicus* la mayor diversidad específica promedio (Fig. 3). Las macrófitas sumergidas, *L. peploides* y *M. quitense* presentaron las mayores densidades promedio de epifiton (Tabla 4). La mayor densidad promedio de ciano-

Tabla 2. Lista de especies epifíticas presentes (x) en los cuatro cuerpos de agua temporarios y su hábito de vida (PE: perifítico; PL: planctónico).

Taxa	REF	CUL1	CUL2	CUL3	Hábito de vida
Cyanobacteria					
<i>Anabaena variabilis</i> Bornet & Flahault	x	x	-	-	PL
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agarch ex Gomont) Anagnostidis	x	x	-	-	PL
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	-	x	-	-	PL
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kützing	-	-	x	-	PL
<i>Nodularia spumigena</i> Mertens	-	-	x	x	PL
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	x	-	x	PL
<i>O. tenuis</i> Agardh ex Gomont	x	-	x	x	PL
<i>Phormidium simplicissimum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	-	-	x	-	PL
<i>Stigonema</i> sp.	x	x	-	-	PL
Chlorophyta					
<i>Bulbochaete</i> sp.	x	x	x	-	PE
<i>Chaetophora</i> sp.	x	x	x	-	PE
Chlorococcal indeterminada	x	x	-	-	PL
<i>Closterium</i> sp.	-	x	-	x	PL
<i>Cosmarium binum</i> Nordstedt	x	x	-	x	PL
<i>C. granatum</i> Brébisson ex Ralfs	-	x	-	-	PL
<i>C. margaritifera</i> Meneghini ex Ralfs	x	x	-	x	PL
Desmidiaceae indeterminada	x	-	-	x	PL
<i>Euastrum ansatum</i> Ehrenberg ex Ralfs	-	x	-	-	PL
<i>E. spinulosum</i> Delponte	-	x	-	x	PL
<i>Oedogonium</i> sp1	x	x	x	-	PE
<i>Oedogonium</i> sp2	x	x	x	-	PE
<i>Oedogonium</i> sp3	x	x	x	x	PE
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	-	x	-	x	PL
<i>Penium</i> sp.	-	x	-	-	PL
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	-	-	-	-	PL
<i>Pleurotaenium</i> sp.	-	x	-	x	PL
<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmermann	-	x	-	-	PL
<i>S. quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	-	x	-	-	PL
<i>S. obliquus</i> (Turpin) Kützing	-	-	x	x	PL
<i>Spirogryra</i> sp.	-	x	x	-	PE
<i>Staurastrum</i> sp.	x	-	-	-	PL
<i>Tamnochaete</i> sp.	x	x	-	-	PE
<i>Ulothrix</i> sp1	x	x	x	-	PE
<i>Ulothrix</i> sp2	x	-	x	-	PE
<i>Ulothrix</i> sp3	-	x	x	-	PE
Ulotrichal indeterminada	-	x	x	-	PE
<i>Zygnema</i> sp.	x	x	-	-	PE
<i>Zygonium</i> sp.	-	x	-	-	PE
Zygnematal indeterminada	-	-	x	x	PE

Taxa	REF	CUL1	CUL2	CUL3	Hábito de vida
Diatomeas					
<i>Achnanthes</i> sp.	-	x	-	-	PE
<i>A. coarctata</i> (Brébisson) Grunow	-	x	-	-	PE
<i>A. inflata</i> (Kützing) Grunow	-	x	-	-	PE
<i>Aulacoseira</i> sp.	-	-	x	-	PL
<i>Cocconeis</i> sp.	x	-	-	-	PE
<i>Cyclotella</i> sp.	-	-	x	-	PL
<i>C. meneghiniana</i> Kützing	-	-	x	-	PL
<i>Cymbella</i> sp.	-	x	-	-	PE
<i>C. affinis</i> Kützing	x	-	x	-	PE
<i>Eunotia</i> sp.	x	x	x	x	PE
<i>E. curvata</i> (Kützing) Lagerstedt	-	-	x	x	PE
<i>E. pectinalis</i> (Kützing) Rabenhorst	x	x	x	x	PE
<i>Gomphonema</i> sp1	-	x	-	-	PE
<i>Gomphonema</i> sp2	x	x	x	-	PE
<i>G. angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	-	x	-	-	PE
<i>G. gracile</i> Ehrenberg	x	-	x	x	PE
<i>G. intricatum</i> var. <i>vibrio</i> (Ehrenberg) Cleve	-	-	-	-	PE
<i>G. olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	x	x	x	-	PE
<i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing	x	x	x	x	PE
<i>G. truncatum</i> Ehrenberg	-	x	x	-	PE
<i>Gomphoneis herculeana</i>	-	x	x	-	PE
<i>Melosira</i> sp.	-	x	-	-	PE
<i>Melosira varians</i> C. Agardh	x	x	x	-	PE
<i>Navicula</i> sp.	x	x	x	-	PE
<i>N. cryptocephala</i> Kützing	x	x	x	-	PE
<i>N. notha</i> Wallace	x	x	x	-	PE
<i>N. peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing	-	x	x	-	PE
<i>Nitzschia</i> sp.	-	x	x	-	PE
<i>N. amphibia</i> Grunow	x	-	-	-	PE
<i>N. hungarica</i> Grunow	-	x	x	-	PE
<i>N. fruticosa</i> Hustedt	-	x	-	-	PE
<i>N. linearis</i> (C. Agardh) W. Smith	-	x	x	x	PE
<i>N. palea</i> (Kützing) W. Smith	x	-	x	-	PE
<i>N. sigma</i> (Kützing) W. Smith	x	-	x	-	PE
<i>N. Sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith	x	-	x	-	PE
<i>N. tryblionella</i> Hantzsch	-	-	x	-	PE
<i>Pinnularia</i> sp.	-	x	x	-	PE
<i>P. abaujensis</i> (Pantocsek) R. Ross	x	x	x	-	PE
<i>P. appendiculata</i> (C. Agardh) Cleve	-	x	x	-	PE
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kützing) Grunow	x	x	x	-	PE
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	-	-	x	-	PE
<i>S. ovalis</i> Brébisson	-	x	x	-	PE
<i>S. robusta</i> Ehrenberg	-	-	x	-	PE

Taxa	REF	CUL1	CUL2	CUL3	Hábito de vida
<i>Synedra</i> sp.	x	x	x	-	PE
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P. Compère	x	x	x	-	PE
Euglenophyta					
<i>Euglena acus</i> (O.F. Müller) Ehrenberg	x	-	-	-	PL
Dinophyta					
<i>Gymnodium</i> sp.	x	-	-	-	PL
<i>Ceratium</i> sp.	x	x	-	-	PL
<i>Peridinium</i> sp.	x	-	-	-	PL

bacterias, clorofitas y diatomeas se registró en *L. peplodes*. En las macrófitas emergentes las densidades promedio del fitoepifiton fueron menores respecto de las sumergidas. *S. bonariensis* presentó la mayor densidad promedio de cianobacterias mientras que las clorofitas y las diatomeas fueron más abundantes en *T. latifolia* (Tabla 4). En la colonización de las macrófitas por el fitoepifiton predominaron las especies perifíticas (>60%) respecto de las planctónicas. En *I. pseudacorus*, *S. bonariensis* y *S. ca-*

Tabla 3. Porcentajes de disimilitud entre pares de sitios (SIMPER) y las especies epifíticas que contribuyen a estas diferencias en los seis grupos diferenciados en el análisis (ANOSIM).

Grupos	Pares de sitios	Disimilitud %	Taxa (contribución hasta 25%)
1	CUL3 - CUL2	81,52	<i>Oedogonium</i> sp3 <i>Bulbochaete</i> sp. <i>Ulothrix</i> sp. 1 <i>Oedogonium</i> sp. 2
2	CUL3 - REF	79,49	<i>Oedogonium</i> sp3 <i>Ulothrix</i> sp1 <i>Bulbochaete</i> sp. <i>N. sigmoidea</i>
3	CUL2 - REF	81,70	<i>Oedogonium</i> sp2 <i>Anabaena variabilis</i> <i>Oedogonium</i> sp3 <i>G. olivaceum</i>
4	CUL3 - CUL1	75,32	<i>Oedogonium</i> sp3 <i>Ulothrix</i> sp. 1 <i>Oedogonium</i> sp2
5	CUL2 - CUL1	82,56	<i>Oedogonium</i> sp2 <i>N. sigmoidea</i> <i>C. binum</i> <i>Bulbochaete</i> sp.
6	REF - CUL1	81,27	<i>Oedogonium</i> sp2 <i>Cosmarium binum</i> <i>Anabaena variabilis</i> <i>Bulbochaete</i> sp.

lifornicus la proporción de algas perifíticas fue mayor al 80%, mientras que las de hábitos planctónicos tuvieron mayor representación en *L. peplodes*, *S. montevidensis* y *M. quitense* (Fig. 3a). Entre las formas de vida se hallaron formas filamentosas entre las clorofitas con diferentes adaptaciones para adherirse al sustrato como rizoides (*Oedogonium* spp. y *Spirogyra* sp.) y talos chatos (*Bulbochaete* sp., *Chaetophora* sp. y *Tamniochaete* sp.) Entre las formas no adnatas se hallaron células móviles (*Navicula* spp., *Nitzschia* spp.). Entre las adnatas se observaron, adnatas (*Eunotia* spp.), colonias arbusculares (*Cymbella affinis*, *R. curvata*), almohadillas mucilaginosas (*Ulnaria ulna*), pedúnculos gelatinosos (*Gomphonema* spp.) y colonias en cadenas (*Melosira varians*). Entre las formas de adhesión al sustrato las células móviles (CM) y las filamentosas (F) fueron las más relevantes dado que estuvieron en más del 30% en todas las macrófitas excepto en *T. latifolia*. En *S. bonariensis* el porcentaje de CM supera ampliamente al de las F (Fig. 3b). Las formas con pedúnculos gelatinosos (PG) siguen en importancia a las F, coparticipando en la misma proporción en *T. latifolia* (Fig. 3b).

El índice de Nygaard indica que los sitios CUL1, CUL3 y REF son ambientes mesotróficos, mientras que el sitio CUL2 es eutrófico (Tabla 1). En el diagrama de similitud de Jaccard se distinguen dos grupos, uno comprende el sitio CUL3 con menor riqueza y diversidad específica y el otro gru-

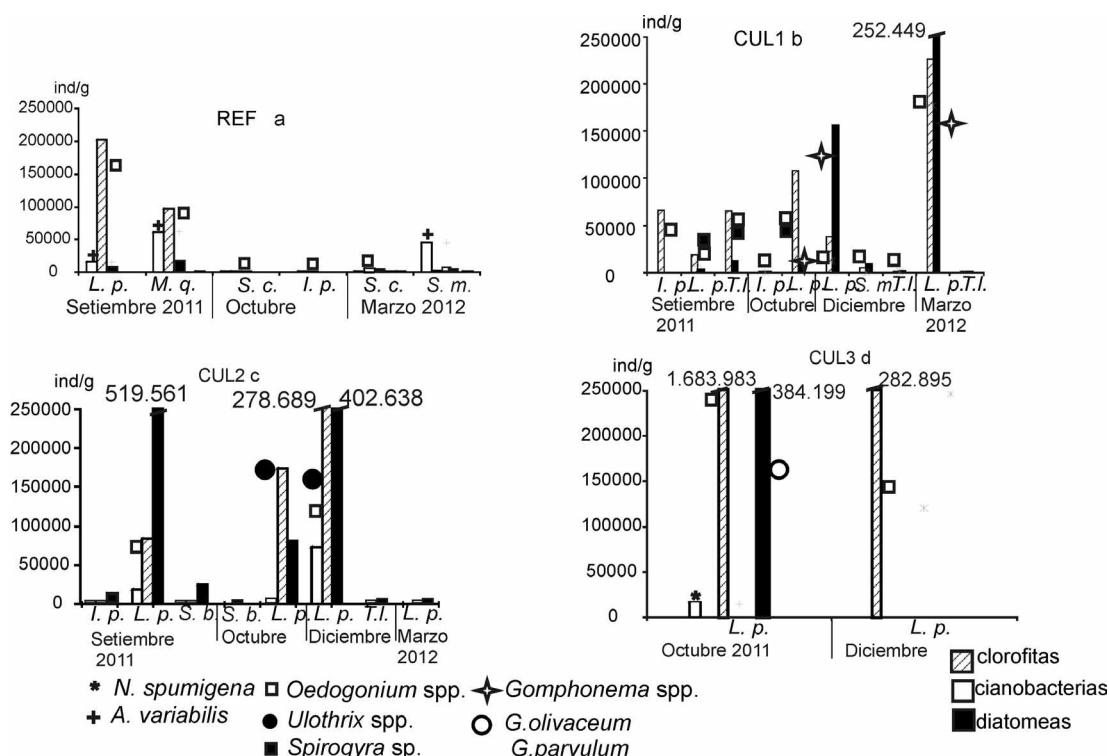


Tabla 4 Frecuencia de ocurrencia de las macrofitas en los sitios y atributos biológicos del epifiton en cada una de las macrofitas muestreadas.

Macrofita muestreada	<i>Ludwigia peploides</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Sagittaria montevidensis</i>	<i>Myriophyllum quitense</i>	<i>Senecio bonariensis</i>	<i>Schoenoplectus californicus</i>
Frecuencia de ocurrencia	11	4	3	3	1	2	2
Riqueza específica total	71	28	17	14	14	19	26
Riqueza específica promedio (máx.-mín.)	14 (25-7)	9 (20-3)	7 (9-4)	6 (10-0)		9 (17-1)	14 (21-7)
Diversidad específica promedio (máx.-mín.)	2,21 (3,36-1,56)	2 (2,72-1)	1,91 (2,73-1,05)	2 (3-0,95)	1,73	1,46 (2,92-0,05)	2,75 (3,20-2,29)
N° especies planctónicas total	23	5	4	5	5	2	3
N° especies epifíticas total	48	23	13	9	9	17	23
Densidad promedio fitoepifiton ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	566106 (3259740-6045)	19502 (66151-7)	2872 (77454-29)	4754 (14130-0)	176945	12900 (25679-121)	5007 (9175-838)
Densidad promedio Cianobacteria ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	10777 (73672-0)	128 (511-0)	0	38 (113-0)	62086	274 (548-0)	189 (308-70)
Densidad promedio Chlorophyta ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	282055 (1688312-2281)	16688 (66121-4)	22732 (65206-9)	1756 (5264-0)	97268	217 (313-120)	2817 (5075-559)
Densidad promedio Diatomeas ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	273247 (1567100-693)	2686 (10365-0)	5430 (12247-20)	2960 (8866-0)	17591	12409 (24818-0)	1976 (3742-210)
Densidad promedio Euglenophyta ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	0	0	0	0	0	0	13 (26-0)
Densidad promedio Dinophyta ind.ml ⁻¹ (máx.-mín.)	25 (276-0)	0	0	1 (1-0)	1035	0	13 (26-0)

po, formado por los sitios CUL1, CUL2 y REF, con mayor riqueza y diversidad específica (Fig. 4). Es importante destacar que el sitio CUL3 es el más cercano a los cultivos.

El análisis ANOSIM distingue seis grupos (ANOSIM, R Global=0,175; p= 0,002). El porcentaje de la comparación entre pares de sitios (SIMPER) fue cercano al 80% y

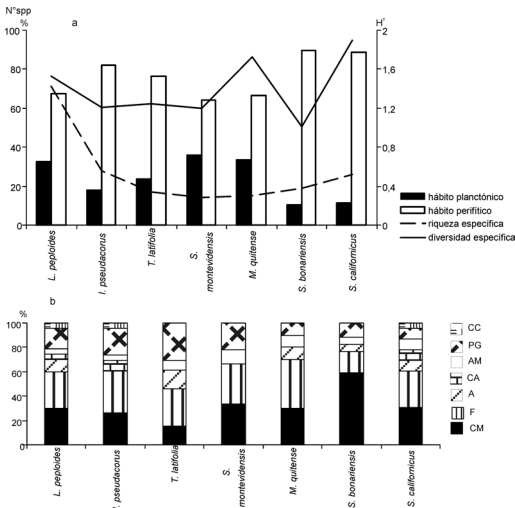


Figura 3 a. Porcentaje de los hábitos planctónico y perifítico de las algas epifitas en las macrófitas (barras), riqueza total de especies (línea quebrada) y diversidad específica promedio del epifiton en las macrófitas en todos los sitios (línea entera). **b.** Formas de vida (%) de las algas epifíticas en cada una de las macrófitas (CC: colonias en cadenas, PG: pedúnculos gelatinosos, AM: almohadillas mucilaginosas, CM: colonias arbusculares, A: adnatas, F: filamentosas y CM: células móviles).

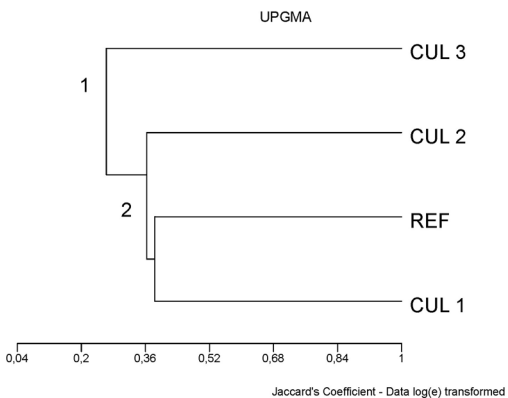


Figura 4. Diagrama de similitud de Jaccard entre los cuerpos de agua temporarios.

los grupos 1, 3, 5 y 6 fueron significativamente más disimiles (Tabla 3). Este porcentaje fue más marcado en el grupo 5, siendo *Oedogonium* sp2 (5,94%), *N. sigmoidea* (5,17%), *Cosmarium binum* (4,50%) y *Bulbochate* sp. (3,95%) las especies que más contribuyeron a esta disimilitud (Tabla 3). La conductividad entre los sitios dio diferencias altamente significativas (test de t, $p < 0,01$). En el diagrama de agrupamiento ("cluster") la conductividad fue el principal factor que separa dos grupos principales: el grupo A, con valores de conductividad mayores a $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y el grupo B con conductividad menor a $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Fig. 5). El grupo A incluye a todas las muestras del sitio CUL2, al sitio CUL1 (setiembre) y a REF, en los meses con valores de conductividad más elevados (setiembre y octubre). El grupo B incluye los sitios CUL1 (octubre, diciembre y marzo), REF (marzo) y CUL3 con valores de conductividad que no superaron los $266 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Fig. 5). En el grupo A se registraron diatomeas características de ambientes con elevada conductividad como *Cyclotella meneghiniana* (eurihalina), *Navicula cryptocephala*, *N. peregrina*, *Nitzschia sigmoidea*, *N. tryblionella*,

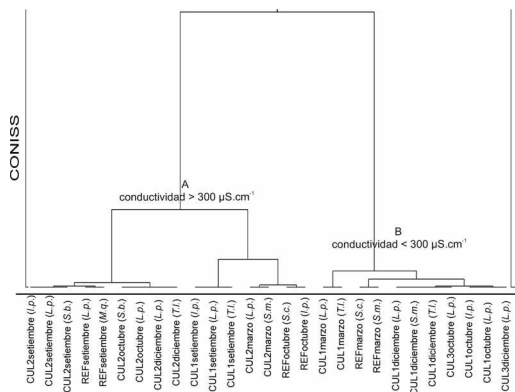


Figura 5. Agrupamiento de los sitios de acuerdo a los parámetros físico-químicos durante todo el periodo de muestreo (*I.p. Iris pseudacorus*, *L. p. Ludwigia peploides*, *M. q. Myriophyllum quitense*, *S. m. Sagittaria montevidensis*, *S. c. Scirpus californicus*, *S. b. Senecio bonariensis*, *T. l. Typha latifolia*.)

Rhoicosphenia curvata, *Surirella linearis* y *S. robusta*. Asimismo se destacó una cianobacteria típica de ambientes salobres, *Geitlerinema amphibium*, en el sitio CUL2 donde se registró la mayor conductividad. El grupo B se caracteriza por la dominancia de diatomeas de ambientes con bajo contenido mineral como *Eunotia pectinalis*, *Gomphonema angustatum* y *G. truncatum*.

DISCUSIÓN

En los agroecosistemas del cinturón hortícola platense se utilizan agroquímicos (pesticidas) que son la fuente de impacto más importante sobre los ambientes temporarios (Agostini, 2013). Estos agroquímicos aplicados individualmente o formando parte de "cocktels", aún en pequeñas concentraciones, pueden tener efectos directos e indirectos en comunidades acuáticas como el plancton, el perifiton, y en larvas de anfibios (Relyea, 2009). Si bien los cuerpos de agua temporarios estudiados se emplazan en agroecosistemas en los que se aplican agroquímicos (Agostini, 2013), se observó un buen desarrollo de la comunidad fitoepifítica. Relyea (2005) señala que la biomasa del perifiton en ambientes acuáticos no disminuye sino que se incrementa con la presencia de glifosato en el ambiente ya que elimina a los herbívoros depredadores, concluyendo que este herbicida tiene un efecto positivo indirecto sobre la comunidad perifítica. Sin embargo Relyea (2009) menciona, en un trabajo experimental, que una disminución en el perifiton ocurre con una mezcla de insecticidas pero esta reducción no es muy clara cuando se combinan insecticidas y herbicidas. Esto podría deberse a los efectos que tienen los plaguicidas sobre otras comunidades cuyos organismos interactúan a través de las relaciones tróficas (Relyea y Hovermann, 2008). Asimismo el ensamble de algas epifíticas tiene la capacidad de acumular sustancias contaminantes

como herbicidas y plaguicidas (Montoya y Aguirre, 2013). Si bien las cianobacterias se destacaron en las macrófitas sumergidas, nunca llegaron a ser dominantes en los cuerpos de agua temporarios analizados (Pérez *et al.*, 2007).

Los cuerpos de agua temporarios, aplicando el índice de eutrofia de Nygaard (1949), son meso a eutróficos, registrándose especies estenoicas indicadoras de eutrofización (*Gomphonema gracile* y *G. parvulum*) (Morales Velasco y Salazar Sánchez, 2012). Si bien las menores abundancias se registraron en las plantas emergentes, las especies no demostraron especificidad por las macrófitas como ocurre en los ambientes con cierto grado de eutrofia (Claps, 1991). En estos ambientes caracterizados por un importante desarrollo de macrófitas sumergidas, el fitoepifiton estuvo co-dominado por clorofitas y diatomeas (Sánchez *et al.*, 2013). La mayor densidad algal se observó en primavera y no en verano (Sand-Jensen *et al.*, 1989). Las variables que actúan afectando la comunidad del fitoepifiton en cada ambiente son diferentes ya que las densidades no responden únicamente a cambios estacionales como se observa en ambientes lóticos (Siver, 1978; Claps, 1991). Estos autores concluyen que la baja densidad en verano puede ser causada por la actividad depredadora de rotíferos perifíticos y de la fauna bentónica que alcanzan su mayor abundancia en esta estación. La complejidad de hábitat modifica las asociaciones perifiton-sustrato y la riqueza de especies (Hinojosa-Garro *et al.*, 2010). En el sitio de referencia (REF), durante el mes de marzo, el fitoepifiton tuvo baja densidad debido muy probablemente al efecto negativo del desarrollo de una densa cobertura de una macrófita flotante (*Azolla filiculoides* Lam.) que limitó la penetración de la luz afectando el crecimiento de las algas epifíticas (Giorgi *et al.*, 2005; Dos Santos *et al.*, 2008). Las

menores densidades del fitoepifiton se registraron en las macrófitas menos complejas como las plantas emergentes (*I. pseudacorus*, *S. montevidensis*, *S. californicus*, *S. bonariensis* y *T. latifolia*) y las mayores densidades en las de mayor complejidad como las plantas sumergidas (*L. peploides* y *M. quitense*) (Claps, 1984, 1991; Cano, 2008). Las macrófitas sumergidas, *M. quitense* y *L. peploides*, presentaron un buen desarrollo de algas epifíticas en los cuerpos de agua temporarios del cinturón hortícola platense ya que disponen de una mayor área colonizable que las emergentes (Montoya y Aguirre, 2013). Esto coincide con la hipótesis que propone que la complejidad de hábitat mantiene una diversidad alta de especies debido a que provee un alto número de nichos como también variedad de recursos para la explotación (Bazzaz, 1991). Esto no ocurrió en *S. californicus* que también mostró valores altos de riqueza y diversidad específicas. Diversos estudios han demostrado que el tipo de sustrato y sus características fenológicas pueden influenciar en la riqueza de la comunidad perifítica así como la complejidad estructural de las macrófitas acuáticas interfiere en la diversidad del perifiton (Montoya y Aguirre, 2013). La composición y abundancia de las algas epifíticas está influenciada por las características del sustrato colonizado (Taniwaki *et al.*, 2013). Las Zygnematales son ocasionales en los cuerpos de agua temporarios debido a la inestabilidad de los mismos que no favorece su desarrollo. Asimismo se adhieren débilmente al sustrato por carecer de estructuras especializadas de fijación (Murakami *et al.*, 2009). Las diatomeas son frecuentes y abundantes y se caracterizan por ser colonizadores muy eficientes ya que presentan estructuras especializadas para adherirse a diferentes sustratos, lo que les da una ventaja competitiva respecto de otros grupos algales (Murakami *et al.*, 2009). El género

Navicula es bidimensional debido a que la secreción inmoviliza el rafe y mantiene el alga adherida al sustrato y es considerado un pionero de bajo perfil en las primeras etapas de sucesión de la comunidad perifítica. Las especies de *Oedogonium* fueron dominantes gracias a sus grandes células de fijación que le permiten elevarse sobre el sustrato y competir por la luz y el espacio (Andramunio-Acero 2013). En el fitoepifiton de *S. californicus* dominaron las clorofitas y no las diatomeas como ocurre en ambientes lóticos de la provincia de Buenos Aires (Claps, 1984; Esquiús *et al.*, 2008). Contrariamente a lo mencionado por Gómez *et al.* (2003), *S. californicus* estuvo caracterizado por una alta proporción de algas perifíticas (90%) y escasos organismos planctónicos. De acuerdo a la clasificación de Rimet y Bouchez (2012), las formas de vida más frecuentes en *S. californicus* fueron las diatomeas móviles birafidales y las clorofitas filamentosas, en coincidencia con Gómez *et al.* (2003). En los cuerpos de agua poco profundos, como los humedales, hay una mayor interacción entre las comunidades y se hace difícil establecer los límites del hábitat para las algas. Sin embargo la presencia de macrófitas ofrece un excelente sustrato para las algas epifíticas (Goldsborough y Robinson, 1996) donde las macrófitas sumergidas disponen de una mayor área colonizable que las emergentes (Montoya y Aguirre, 2013). La contribución de los factores ambientales analizados en el desarrollo del fitoepifiton fue difícil de estimar ya que todos afectan la colonización en las diferentes macrófitas. Sin embargo la conductividad permitió diferenciar dos grupos, uno integrado por el sitio de referencia (REF) y el sitio (CUL2) con valores más elevados de conductividad y otro grupo formado por los sitios CUL1 y CUL3 con menores valores de conductividad. Ambos grupos estuvieron caracterizados por la presencia de dia-

tomeas indicadoras del contenido de sales en el agua (Patrick y Reimer, 1966, 1975).

AGRADECIMIENTOS

La Lic. M. Medina agradece al ILPLA por permitirle realizar las tareas de laboratorio y al grupo de investigación de la cuenca del Salado del Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" por acompañarla y alentarla en el desarrollo de este trabajo. Asimismo agradecemos la colaboración en los muestreos al Lic. Pablo Saibene, la Lic. Gisell Mangini y la Lic. Regina Draghi como así también a los productores de la zona. La investigación se desarrolló en el marco de una pasantía del Programa de Entrenamiento y Apoyo a la Investigación para alumnos de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Plata. El trabajo de campo fue subvencionado por el CREOi (Conservation Research and Education Opportunities International) y Neotropical Grassland Conservancy. Los autores agradecen a los revisores anónimos por las valiosas sugerencias al manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M.G. 2013. Ecotoxicología de anfibios en agroecosistemas del noreste de la región pampeana. Tesis doctoral Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Exactas, 135 pp.
- Andramunio-Acero, C.P. 2013. Dinámica sucesional y ecología trófica de la comunidad perifítica en dos ambientes del sistema lagunar de Yahuaraca (Amazonas, Colombia). Tesis doctoral. Universidad Nacional de Colombia - Sede Amazonia Leticia, Amazonas, Colombia.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 19th edn. APHA/AWWA/WPCF, Washington, DC.
- Barsky, M. 2009. La agricultura de "cercanías" a la ciudad y los ciclos del territorio periurbano. Reflexiones sobre el caso de la Región Metropolitana de Buenos Aires. En: Svetlitz de Nemirovsky, A. (coord.) Globalización y Agricultura Periurbana en la Argentina, Escenarios, Recorridos y Problemas, Serie Monografías, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales FLACSO, Buenos Aires: 15-30.
- Bazzaz, F.A. 1991. Habitat selection in plants. *The American Naturalist*, 137 supplement: 116-130.
- Bourrelly, P. 1968. Les algues d'eau douce. Tomo II: Les algues jeunes et brunes, Boubée & Cie, Paris, 438 pp.
- Bourrelly, P. 1970. Les algues d'eau douce Tomo III: Les algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Boubée & Cie, Paris, 512 pp.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce. Tomo I: Les algues vertes. Boubée & cie Paris, 572 pp.
- Cano, M.G. 2008. Fitoperifiton de un lago somero y su relación con los estados de bioequilibrio. Tesis doctoral de la Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias naturales, 334 pp.
- Cano, M.G., M.A. Casco, L.C. Solari, M.E. Mac Donagh, N.A. Gabellone y M.C. Claps. 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-a of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614: 33-45.
- Cappello, V. y N. Fortunato. 2008. Plaguicidas en la Provincia de Buenos Aires: información toxicológica, ecotoxicológica y aspectos ambientales. Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, Buenos Aires, 146 pp.

- Casco, M.A., M.E. Mac Donagh, M.G. Cano, L.C. Solari, M.C. Claps y N.A. Gabellone. 2009. Phytoplankton and epipelonal responses to clear and turbid phases in a seepage lake (Buenos Aires, Argentina). *International Review of Hydrobiology*, 94 (2): 153-168.
- Claps, M.C. 1984. Perifiton en *Scirpus californicus* (Meyer) Steud. (Marjal de Ajó- Bahía de Samborombón). *Revista Museo La Plata*, 13 (137): 139-149.
- Claps, M.C. 1991. Diatom communities on aquatic macrophytes of pampasic lotic environments (Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 33: 195-208.
- Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Edition. Primer-E Ltd, Plymouth, UK.
- Dahl, T. 2011. Status and Trends of Wetlands in the Conterminous United States 2004-2009. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington DC, 107 pp.
- Dos Santos, A., M.G. Cano y M.A. Casco. 2008. Contenido clorofílico del epifiton sobre *Scirpus californicus* en la laguna La Rosita (partido de Castelli). *Biología Acuática*, 24: 149-156.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2005. Algas no planctónicas: un experimento de colonización. *Biología Acuática*, 22: 103-110.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2008. Algas epífitas indicadoras de calidad del agua en arroyos vinculados a la Laguna de los Padres. *Biología Acuática*, 24: 95-102.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2010. Summer periphyton community in two streams of the Pampa Plain, Argentina. *Gestión y Ambiente*, 13: 87-96.
- Favari L., E. Lopez, L. Martinez-Tabche y E. Díaz-Pardo. 2002. Effect of insecticide on plankton and fish of Ignacio Ramirez reservoir (mejico): a biochemical and biomagnification study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 51: 177-186.
- Geitler, L. 1932. Cyanophyceae. *En: Raberhorst's L. Kryptogamen Flora von Deutschland, Oesterreich und der Schweizerland*, 14: 1-1196.
- Germain, H. 1981. Flore des diatomées. Diatomophycées. Société Nouvelle des éditions Boubée 11, Saint-Michel, Paris, 444 pp.
- Giorgi, A., C. Feijoó y G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1699-1718.
- Giorgi, A. y C. Feijoó. 2010. Variación temporal de la biomasa del perifiton de *Egeria densa* Planch. en un arroyo pampeano. *Limnetica*, 29 (2): 269-278.
- Goldsborough, L. y G. Robinson. 1996. Pattern in wetlands. *En: Stevenson, R. y M. Bothwell*, pp: 78-117.
- Gómez, N., M. Licursi y R.R. Hualde. 2003. Epiphytic algae on the bulrush (*Scirpus californicus* (MEY) STEUD) in the Río de la Plata (Argentina): structure and architecture. *Archiv fur Hydrobiologie, Supplements*.147/3-4: 231-247.
- Grimm, E. 2004. Tilia Software. Springfield, IL: Research and Collections Center, Illinois State Museum.
- Guarrera, S., S. M. Cabrera, F. López y G. Tell. 1968. Fitoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. I. Área de la pampa deprimida. *Revista Museo La Plata*, 10: 223-331.
- Hinojosa-Garro, D., C.F. Mason y G.J. Underwood. 2010. Influence of macrophyte spatial architecture on periphyton and macroinvertebrate community structure in shallow water bodies under contrasting land management. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv fur Hydrobiologie*, 177 (1): 19-37.

- Hurtado, M.A., J.E. Jiménez y M.G. Cabral. 2006. Análisis ambiental del partido de La Plata. Aportes al ordenamiento territorial. Instituto de Geomorfología y Suelos. Consejo Federal de Inversiones, 146 pp.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart, Germany, 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 1998. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. En: Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynigh y D. Mollenhauer (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1, Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Berlin, 548 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota, 2. Teil/2nd part: Oscillatoriales. En: Budel, B., L. Krienitz, G. Gartner y M. Schagerl (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2. Elsevier, München, 759 pp.
- Küppers, G.C., E.C. Lopretto y M.C. Claps. 2006. Morphological aspects and seasonal changes of some planktonic ciliates (Protozoa) from a temporary pond in Buenos Aires Province, Argentina. Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 1: 74-90.
- Küppers, G.C., M.C. Claps y E.C. Lopretto. 2009. Ciliados (Protozoa) de sedimentos secos de una charca temporaria de la Argentina. Revista Mexicana de Biodiversidad, 80: 581-592.
- Legendre, P. y L. Legendre. 1983. Numerical ecology. First English edition. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 839 pp.
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology a primer on methods and computing. John Wiley & Sons, New York, NY, 337 pp.
- Mitsch, W.J. y J.G. Gosselink. 2007. Wetlands. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken. New Jersey, 600 pp.
- Modenutti, B.E. y M.C. Claps. 1986. Ciliados dulceacuícolas de la Argentina, III. Ciliophora-Peritricha. Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 17: 71-78.
- Montoya Moreno, Y. y N.R. Aguirre. 2013. Estado del arte del conocimiento sobre perfiton en Colombia. Revista Gestión y Ambiente, 16 (3): 91-117.
- Morales Velasco, S. y M. Salazar Sánchez. 2012. Diatomeas perifíticas de lagos con diferente estado trófico en el departamento del Cauca (Colombia). Luna Azul, 35: 10-27.
- Murakami, E.A., D.C. Bicudo y L. Rodrigues. 2009. Periphytic algae of the Garças Lake, Upper Paraná River floodplain: comparing the years 1994 and 2004. Brazilian Journal of Biology, 69: 459-468.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II: The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kongelige Danske Videnskaberne Selskab, Biologiske Skrifter, 7: 1-293.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1966. The diatoms of United States. Vol. 1. Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Monograph 13, 688 pp.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1975. The diatoms of United States. Vol. 2. Part I. Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Monograph 13, 213 pp.
- Pérez, G.L., A. Torremorell, H. Mugni, P. Rodríguez, M. Solange Vera, M. do Nascimento, L. Allende, J. Bustingorry, R. Escaray, M. Ferraro, I. Izaguirre, H. Pizarro, C. Bonetto, D.P. Morris y H. Zagarese. 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study. Ecological Applications, 17(8): 2310-2322.

- Pizarro, H. 1999. Periphyton biomass on *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitch. of a lake of the Lower Paraná River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia*, 397: 227-239.
- Pizarro, H. & M.E. Alemanni. 2005. Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). *Ecología Austral*, 15: 73-88.
- Ramanathan, K.R. 1964. Ulothricales in New Delhi. Indian Council of Agricultural Research, 188 pp.
- Relyea, R.A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications*, 15: 618-627.
- Relyea, R.A. 2009. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecología*, 159: 363-376.
- Relyea, R.A. y J.T. Hovermann. 2008. Interactive effects of predators and a pesticides on aquatic communities. *Oikos*, 117: 1647-1658.
- Rimet, F. y A. Bouchez, 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406: 1-14.
- Sánchez, M.L., H. Pizarro, G. Tell y I. Izaguirre. 2010. Relative importance of periphyton and phytoplankton in turbid and clear vegetated shallow lakes from the Pampa Plain (Argentina): a comparative experimental study. *Hydrobiologia*, 646:271-280.
- Sánchez, M.L., G.L. Pérez, I. Izaguirre y H. Pizarro. 2013. Influence of underwater light climate on periphyton and phytoplankton communities in shallow lakes from the Pampa plain (Argentina) with contrasting steady states. *Journal of Limnology*, 72 (1): 62-78.
- Sand-Jensen K., D. Borg y E. Jeppesen. 1989. Biomass and oxygen dynamics of the epiphyte community in a Danish lowland stream. *Freshwater Biology*, 22: 431-443.
- Siver, P.A. 1978. Development of diatom communities on *Potamogeton robbinsii* Oakes (Wheelwright pond in Lee, New Hampshire). *Rhodora*, 80: 417-430.
- Taniwaki, R.H., T.C. Borghi, A.G. Emilio Magrin, M. do Carmo Calijuri, F. Bottino y V. Moschini-Carlos. 2013. Structure and dynamics of the community of periphytic algae in a subtropical reservoir (state of São Paulo, Brazil). *Acta Botanica Brasilica*, 27(3): 551-559.
- Tell, G. y V. Conforti. 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. J. Cramer. Berlín, Stuttgart. 301 pp.
- Vucetich, M.C. y A.H. Escalante. 1979. Peritricos lorizados de ambientes lenticos del área platense (Ciliata, Peritrichidae). *Neotropica*, 25 (74): 187-194.
- Wetzel, R.G. 1964. A comparative study of the primary productivity of higher aquatics plants, periphyton, and phytoplankton in a large shallow lake. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 49: 1-61.
- Wetzel, R.G. y G.E. Likens. 1991. *Limnological analyses* (2nd edn), Springer-Verlag, New York, 391pp.
- Williams, D.D. 1987. *The ecology of temporary waters*. Timber Press, Portland, Oregon, 205 pp.

LA COMUNIDAD ALGAL EPILÍTICA EN HÁBITAT DE RABIÓN EN UN ARROYO SERRANO

L. RODRÍGUEZ CATANZARO, E. LUQUE & N. GARI

Universidad Nacional de Río Cuarto. Dpto. Ciencias Naturales. Río Cuarto, Córdoba. C.P: 5800.
e-mail: rodriguezcatanzarolud@gmail.com

ABSTRACT. In flowing water habitats areas of turbulent erosion, oxygenated waters and heterogeneity can be distinguished, which are called riffles. The objective of this study was to determine the composition and structure of the epilithic algal community in riffle habitat of Arroyo Achiras (Córdoba, Argentina). Two sampling sites were selected along the longitudinal gradient, one in mountainous zone (A) and another one in piedmont (B). In 2005 and 2006 epilithic samples were collected during periods of low and high waters and physico-chemical and hydraulic variables were measured. At each site algal abundance and frequency were determined. Similarity index, taxonomic richness, species diversity (Shannon) and evenness were calculated. Differences between both zones were analyzed by two-way ANOVAs. A total of 175 taxa were determined. The greatest similarity (67%) was observed between high and low water hydrological periods at site B. Ochrophyta dominated over the other algal divisions. The highest algal density was recorded at site B during the period of low water. Significant differences between sites and hydrological periods were observed in all biological parameters, except for abundance.

Key words: stream; periphyton; epilithic algae; riffle.

Palabras clave: arroyo, perifiton; algas epilíticas; rabión.

INTRODUCCIÓN

Existe un creciente interés por conocer, proteger y estudiar los sistemas acuáticos continentales, conocer sus cambios en el tiempo y en el espacio, desarrollando para ello criterios físicos, químicos y biológicos que permitan estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas (Bustamante Toro *et al.*, 2008).

En los ambientes de aguas corrientes se pueden distinguir áreas de erosión turbulenta, oxigenadas y heterogéneas denominadas "rabiones", que alternan con zonas con baja velocidad de corriente, los "pozones"; ambos presentan un sustrato muy variado que permite el establecimiento de organismos y suelen presentar elevada abundancia y riqueza (Moya *et al.*, 2003).

El perifiton, por su pronta respuesta a los cambios en las condiciones ambienta-

les, tales como disturbios antropogénicos, enriquecimiento de nutrientes, prácticas de manejo forestal, etc., sirve como un buen indicador de la calidad de agua de éstos cursos fluviales (Weilhoefer y Pan, 2006). Por otro lado, esta comunidad se ve afectada por variables hidrológicas, químicas y biológicas determinadas por el clima, la geología y la vegetación de la cuenca (Allan y Castillo, 2007). Una variable de gran importancia ecológica para las algas en estos ambientes es la velocidad de la corriente, que produce complejos modelos espaciales y temporales en las algas perifíticas. En algunos casos, aumentos en la velocidad de corriente determinan aumento de biomasa algal y disminución de la diversidad (Wellnitz y Rader, 2003).

En ambientes de ríton la comunidad de algas adheridas a rocas o comunidad

epilítica, es la única fuente de materiales orgánicos y forma parte de un sistema eficiente en el ciclo de nutrientes a un nivel microambiental. De todos los grupos de algas adheridas, las diatomeas son valiosos indicadores ambientales porque responden rápidamente a factores tales como la temperatura, velocidad de corriente, conductividad, etc. Además constituyen el principal componente y contribuyen a gran parte de la abundancia total de esta comunidad (Esquiús *et al.*, 2008; Ramírez y Plata-Díaz, 2008; Segura García *et al.*, 2012).

En los últimos años, en la provincia de Córdoba se han realizado estudios sobre la composición y estructura del perifiton en mesohábitat de corredera en arroyos serranos (Gari, 2002; Gari y Corigliano, 2007; Amaidén y Gari, 2011; Cibils Martina *et al.*, 2014). El propósito de esta investigación fue determinar la composición y estructura de la comunidad algal epilítica en mesohábitat de rabión del Arroyo Achiras (Córdoba, Argentina). Estos estudios servirán como base para futuras investigaciones comparativas entre los mesohábitat.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de muestreo se encuentra al suroeste de la localidad de Río Cuarto, ubicada en un tramo de ritron del sistema endorreico Achiras-del Gato. El arroyo Achiras nace en la zona serrana, de la unión de los arroyos India Muerta y la Brava, y corre en dirección sur-este pasando por las inmediaciones de la Localidad de Achiras, alcanza un ancho de 10 a 12 metros en promedio y labra su lecho sobre rocas cristalinas. En la llanura cambia el nombre por el de arroyo del Gato, y luego de recorrer unos 100 km se derrama en los Bañados del Tigre Muerto (Caviglia, 2002). Es un curso de cuarto orden, situado entre 753 y 810 m snm. y entre los 33°09'19'' y 33°11'18'' S, y los

64°59'11'' y 64°56'54'' O, de carácter permanente dependiente del aporte freático, con variación de caudal debido a las precipitaciones y picos de creciente violentos pero de corta duración en la época estival (Fig. 1).

El régimen hídrico es de tipo pluvial; las lluvias generalmente comienzan en primavera tardía y se extienden hasta principios de otoño, y el caudal presenta dos períodos hidrológicos bien diferenciados, uno de aguas altas y otro de aguas bajas.

Muestreos y análisis de los datos

Durante los años 2005 y 2006 se seleccionaron dos sitios en el gradiente longitudinal del arroyo Achiras: Sitio A, en el área serrana natural, a unos 1800 metros río arriba y Sitio B, situado a unos 2000 metros río abajo en una zona agrícola-ganadera (Fig. 1). Se tomaron muestras en un mesohábitat de rabión, unas durante el período de aguas altas (diciembre) y otras en el período de aguas bajas (septiembre).

En cada sitio se tomaron tres muestras replicadas de perifiton de sustrato rocoso. Las muestras obtenidas, mediante el raspado de una superficie de 100 cm², se colocaron en un recipiente con agua libre de material biológico y posteriormente en el laboratorio, se fijaron con formaldehído al 4% (Whitton, 1991).

Se registraron las siguientes variables fisicoquímicas: temperatura del aire y del agua con termómetro digital HANNA HI98501, pH mediante el uso de P. Altronix M-20; conductividad con sensor Altronix CT2, y variables hidráulicas del canal: ancho seco y húmedo, utilizando cinta métrica; para medir la profundidad y velocidad de corriente, se utilizó correntómetro digital Global Flow Probe FP101- FP202.

Se fraccionaron alícuotas para la identificación de especies algales y cálculos de densidad. Para la identificación de las algas

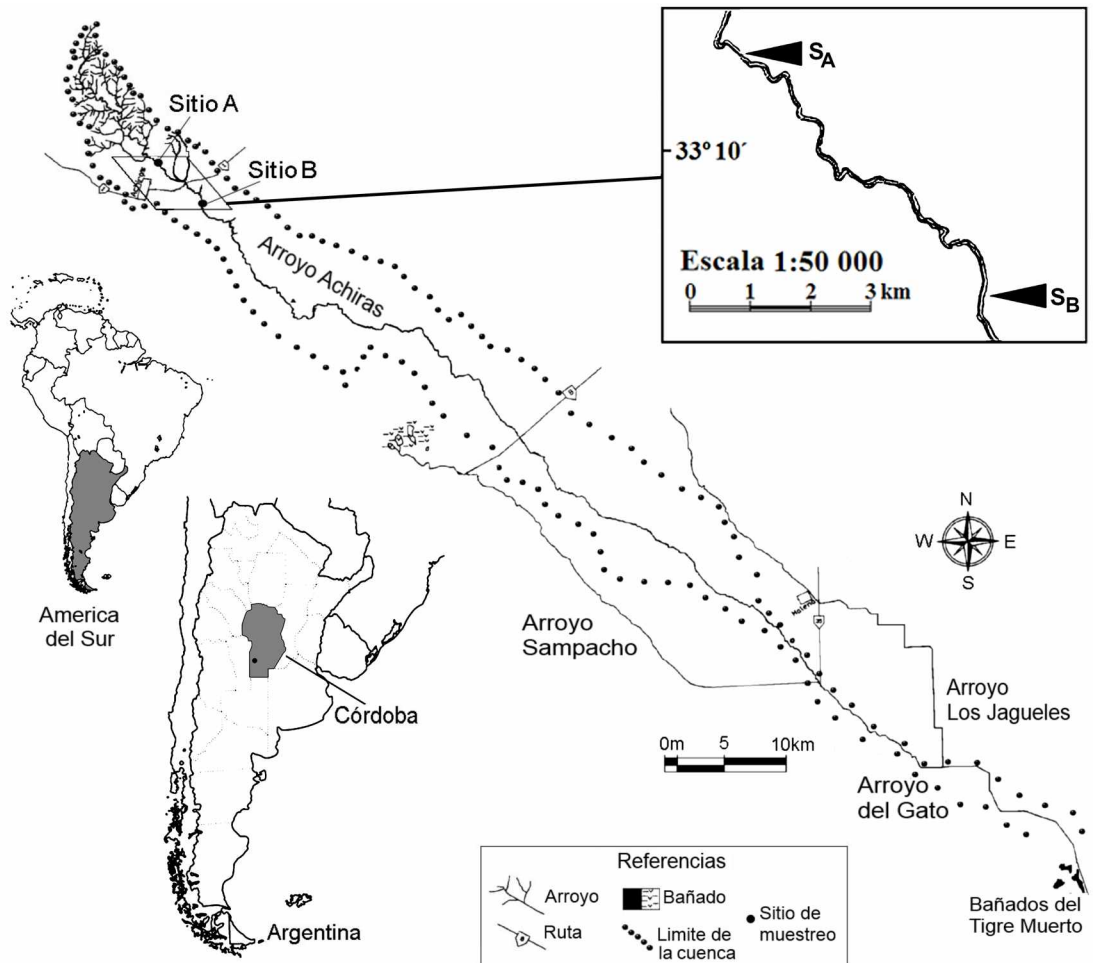


Figura 1. Cuenca del sistema Achiras-del Gato (Córdoba). Ubicación de los sitios de muestreo. Referencias: S.A: sitio A; S.B: sitio B.

se utilizó un microscopio Zeiss y bibliografía acorde para cada grupo taxonómico. Las diatomeas se trataron siguiendo el método de Battarbee (1986) para la eliminación de la materia orgánica y se realizaron preparados permanentes según técnicas recomendadas por Hasle (1978), utilizando ZRAX (1,7) ® como medio de montaje.

Para realizar identificaciones y conteos de diatomeas, se utilizaron preparados permanentes, considerando al menos 600 organismos a 1000 aumentos para obtener una abundancia relativa de las especies de este grupo. Se efectuaron los recuentos de todos

los grupos algales por métodos directos a 400 aumentos, siguiendo transectas a lo largo del cubreobjeto (Gómez *et al.*, 2009, Rimet y Bouchez, 2011). Para las algas filamentosas, una longitud de 10 µm fue contada como un organismo (Hill *et al.*, 2000). Para estimar la densidad algal se siguió a Villafañe y Reid (1995).

Se determinó el grado de similitud entre las muestras mediante la aplicación del Coeficiente de Asociación de Jaccard (CAJ). Se calculó riqueza de especies, índice de diversidad de Shannon-Wiener y equitatividad, utilizando el programa Biodi-

versity Professional versión 2 (Mc Aleece, 1997). Se compararon los atributos estructurales de la comunidad algal epilítica aplicando Análisis de la Varianza (ANOVA) de dos vías y test a posteriori SNK, comparando entre sitios, y períodos hidrológicos, mediante el uso de InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2011). Los valores de densidad fueron transformados aplicando raíz cuadrada para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

RESULTADOS

Parámetros físico-químicos e hidráulicos

El caudal varió entre 0,004 m³ seg⁻¹ y 0,28 m³ seg⁻¹. El máximo valor de velocidad de corriente fue aproximadamente de

3,76 m seg⁻¹ en el sitio A, en el período de aguas altas.

El pH varió entre circumneutral a ligeramente alcalino con un valor máximo de 8,79 en el sitio A, en el período de aguas bajas. La conductividad fue de 144,32 μS cm⁻¹ en el sitio A en el período de aguas altas.

La temperatura del agua alcanzó un máximo de 22,5 °C, en el sitio A en aguas altas (diciembre 2005) y un valor mínimo de 15,5 °C, para el mismo sitio en aguas bajas (septiembre 2006). Las profundidades promedios del canal fluvial oscilaron entre 10 cm, aguas bajas sitio B (septiembre 2006) y 21,33 cm, en el sitio A en el período de aguas altas (diciembre 2005). (Tabla 1).

Tabla 1. Variables físico-químicas e hidráulicas registradas en los sitios A y B, durante los períodos hidrológicos de aguas altas (AA) y bajas (AB) correspondientes al mesohábitat de rabión, años 2005- 2006 en el arroyo Achiras. Referencia: s/d= sin dato

Período Hidrológico	Sitio	Fecha	Conduct. μS cm ⁻¹	Temp °C		Prof (cm)	Velocidad de Cte (m seg ⁻¹)	pH	Ancho Húmedo (m.)
				Aire	Agua				
AA	A	2005	144,32	32,1	22,5	21,33	3,76	8,14	3,6
	B	2005	s/d	35,4	21	s/d	s/d	7,13	s/d
AB	A	2006	s/d	24,8	15,5	17,5	0,34	8,79	0,725
	B	2006	s/d	20	16	10	3,06	7,87	2,6

Composición y estructura de la comunidad algal epilítica

La comunidad algal epilítica estuvo dominada por las Ochrophyta (66%), seguida de Chlorophyta (17%), Cyanobacteria (10%), Charophyta (6%) y Euglenozoa (1%) en ambos períodos hidrológicos. Se determinaron en total 175 taxones (Fig. 2).

Se identificaron 115 especies de diatomeas distribuidas en 35 géneros. Las especies que alcanzaron 100% de frecuencia en todos los muestreos fueron: *Achnantheidium minutissimum*, *Amphora perpusilla*, *Cocconeis pediculus*, *Cocconeis placentula*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Diatoma*

vulgare, *Encyonema minutum*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria capucina*, *Fragilaria vau-*

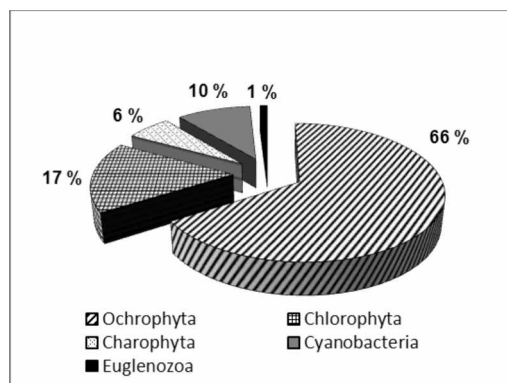


Figura 2. Frecuencia por divisiones algales en las muestras de perifiton del Arroyo Achiras, en los sitios A y B durante el período 2005-2006.

cheriae, *Gomphonema minutum*, *Geissleria decussis*, *Gomphonema parvulum*, *Karayevia clevei*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula menisculus*, *Navicula radiosa*, *Navicula*

tripunctata, *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia lacuum*, *Nitzschia sinuata* var. *tabellaria*, *Planothidium lanceolatum*, *Reimeria uniseriata*, *Ulnaria ulna*. (Tabla 2).

Tabla 2. Densidades de organismos, abundancias relativas y taxones con 100% de frecuencia en la comunidad algal epilítica del arroyo Achiras, durante el período 2005-2006.

	AGUAS ALTAS				AGUAS BAJAS				100% Fre- cuencia
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B		
	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	
OCHROPHYTA									
<i>Achnantheiopsis delicatula</i> (Kütz.) Lange-Bertalot					122,24		1276,30	0,03	
<i>Achnantheiopsis dubia</i> (Grunow) Lange-Bertalot	66,83	0,10	2952,89	0,20			1552,57	0,04	
<i>Achnantes affinis</i> Grunow	43,31	0,07	2212,18	0,15					
<i>Achnantes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i> (Oestrup) Lange-Bertalot					646,52	0,01			
<i>Achnantes lanceolata</i> var. <i>rostratiformis</i> Lange-Bertalot	129,93	0,20							
<i>Achnantes minutissima</i> var. <i>affinis</i> (Grunow) Lange-Bertalot					239,89	0,01			
<i>Achnantes ventralis</i> (Krasske) Lange-Bertalot					275,04	0,01			
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarmecki					166,75				
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarmecki	2463,00	3,83	50504,51	3,46	15229,57	0,33	110697,35	2,60	x
<i>Amphipleura lindheimeri</i> (Grunow)	165,29	0,26			3263,37	0,07	1185,71	0,03	
<i>Amphora perpusilla</i> (Grun.) Grunow	283,43	0,44	7271,01	0,50	2105,27	0,05	15920,45	0,37	x
<i>Amphora sabiniana</i> Reimer					323,26	0,01			
<i>Amphora</i> sp.			3672,90	0,25					
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen					1303,30	0,03			
<i>Cocconeis fluviatilis</i> J.H. Wallace					2199,95	0,05			
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	5120,90	7,97	4435,12	0,30	19639,86	0,43	21660,46	0,51	x
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	8994,24	14,00	18740,66	1,28	22244,33	0,48	39303,34	0,92	x
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehrenb.) Grunow	5571,73	8,67	18146,43	1,24	56696,01	1,23	20342,33	0,48	x
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenb.) Van Heurck	1876,49	2,92	10966,23	0,75	124727,92	2,70	21390,06	0,50	x
<i>Craticula buderi</i> (Hustedt.) Lange Bertalot			1960,10	0,13					
<i>Craticula cuspidata</i> (Kütz.) D.G. Mann					83,38				
<i>Craticula</i> sp.			1633,33	0,11					
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing			70341,99	4,82	392,68	0,01	517,52	0,01	
<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow					869,63	0,02			
<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson & Godey) W. Smith	4,97	0,01	792,18	0,05	30,56				
<i>Cymbella minuta</i> var. <i>silesiaca</i> (Bleisch ex Rabenh.) C.W. Reimer			3712,63	0,25					
<i>Cycocyrla striata</i> (Kützing) Grunow					239,89	0,01			
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb.) Van Heurck			544,44	0,04	1588,40	0,02	3756,57	0,09	
<i>Cymbella turgida</i> W. Gregory			217,78	0,01					
<i>Cymbella ventricosa</i> Kützing	16,71	0,03							
<i>Denticula</i> sp.			1415,55	0,10					
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	58,28	0,09	2274,49	0,16	1108,63	0,02	324795,70	7,62	x
<i>Diatoma vulgare</i> var. <i>breve</i> Grunow	16,71	0,03					378272,89		
<i>Diatoma vulgare</i> var. <i>linearis</i> Van Heurck							58712,70	1,38	
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse ex Rabenh.) D.G. Mann	488,29	0,76	10344,83	0,71	3077740,60	66,72	30557,11	0,72	x
<i>Epithemia adnata</i> (Kütz.) Brébisson	138,64	0,22			8833,36	0,19			
<i>Epithemia ocellata</i> (Ehrenb.) Kützing	16,71	0,03							

	AGUAS ALTAS				AGUAS BAJAS				100% Fre- cuencia
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B		
	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	3145,22	4,90	1991,47	0,14	441644,00	9,57	4048,09	0,09	
<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenb.) Kützing	25,06	0,04			1079,48	0,02			
<i>Epithemia</i> sp.	150,38	0,23							
<i>Fragilaria bidens</i> Heiberg			544,44	0,04	250,13	0,01	1185,71	0,03	
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow					488,96	0,01	592,86	0,01	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	131,82	0,21	12753,82	0,87	5074,68	0,11	19564,23	0,46	x
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>capitellata</i> (Grunow) Lange-Bertalot					545,48	0,01	56441,09	1,32	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i> Rabenhorst	83,54	0,13			2888,87	0,06	4381,43	0,10	
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>perminuta</i> (Grunow) Lange-Bertalot					239,89	0,01			
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton					1199,43	0,03			
<i>Fragilaria delicatissima</i> (W. Smith) Lange-Bertalot					91,68				
<i>Fragilaria parasitica</i> var. <i>constricta</i> Mayer			147,64	0,01					
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kütz.) J.B. Petersen	397,99	0,62	12977,91	0,89	5569,48	0,12	50855,60	1,19	x
<i>Fragilaria</i> sp.	739,59	1,15	865,25	0,06	9187,36	0,20			
<i>Frustulia vulgaris</i> (Twaite) De Toni	50,13	0,08			239,89	0,01			
<i>Geissleria decussis</i> (Østrup) Lange-Bert. & Metzeltin	33,42	0,05	1083,02	0,07	152,80		1535,81	0,04	x
<i>Gomphonema abbreviatum</i> Agardh			5789,44	0,40			14881,04	0,35	
<i>Gomphonema demersum</i> E. Reichardt	326,28	0,51	17037,20	1,17			15236,46	0,36	
<i>Gomphonema entelejum</i> Oestrup	805,09	1,25	6385,33	0,44			103665,05	2,43	
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh	4,97	0,01	692,09	0,05	9032,62	0,20	74172,45	1,74	x
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kützing	123,27	0,19	52621,13	3,60	528,88	0,01	40127,40	0,94	x
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot					239,89	0,01	11169,29	0,26	
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg					1685,73	0,04	592,86	0,01	
<i>Gomphonema</i> sp.	402,96	0,63	11079,57	0,76			3105,13	0,07	
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst			147,64	0,01	362,12	0,01			
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski			2273,52	0,16			4289,34	0,10	
<i>Karayevia clevei</i> (Grunow in Cleve & Grunow) Round & Bukhtiyarova	1138,35	1,77	38202,75	2,62	1108,63	0,02	29399,04	0,69	x
<i>Melosira varians</i> Agardh			241587,95	16,54	6495,99	0,14	311894,52	7,32	
<i>Navicula capitatoradiana</i> Germain			14781,53	1,01	510,33	0,01	2070,09	0,05	
<i>Navicula capitallata</i> Cleve-Euler			8735,94	0,60					
<i>Navicula cryptocephala</i> Lange-Bertalot	303,83	0,47	9301,56	0,64	4323,41	0,09	29451,23	0,69	x
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot			10714,79	0,73			10153,33	0,24	
<i>Navicula elegans</i> W. Smith			25946,68	1,78					
<i>Navicula laterostrata</i> Hustedt			7664,27	0,52					
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	467,84	0,73	47604,66	3,26	239,89	0,01	6067,91	0,14	x
<i>Navicula peregrinoides</i> ssp. <i>lagunarum</i> nov. ssp.					30,56				
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	247,81	0,39	12514,42	0,86	12335,91	0,27	1535,81	0,04	x
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	4,97	0,01	7197,26	0,49			18971,37	0,45	
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müll.) Bory	21,68	0,03	7516,62	0,51	479,77	0,01	274902,76	6,45	x
<i>Navicula upsaliensis</i> (Grunow) M. Peragallo			21253,87	1,46	4246,75	0,09	35573,77	0,83	
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Kützing					1000,17	0,02			
<i>Navicula viridula</i> var. <i>germainii</i> (J.H. Wallace) Lange-Bertalot			4242,93	0,29	916,79	0,02			
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow			1181,15	0,08			1185,71	0,03	
<i>Nitzschia calida</i> Grunow			644,54	0,04					
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst					301,00	0,01			
<i>Nitzschia denticula</i> Grunow	208,55	0,32	9454,61	0,65	333,51	0,01			
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grunow	673,37	1,05	30343,06	2,008	1858,85	0,04	1468516,90	34,45	x
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	251,96	0,39	4134,04	0,28	4919,94	0,11			

	AGUAS ALTAS				AGUAS BAJAS				100% Fre- cuencia
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B		
	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	353,45	0,55	5320,09	0,36	18822,00	0,41			
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow							592,86	0,01	
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot	9,94	0,02	1507,82	0,10	14968,47	0,32	592,86	0,01	x
<i>Nitzschia linearis</i> (C. Agardh) W. Smith	183,79	0,29			1679,20	0,04			
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith			56696,91	3,88	990,10	0,02	7772,64	0,18	
<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M. Peragallo			4028,88	0,28			7727,82	0,18	
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch					805,86	0,02			
<i>Nitzschia sinuata</i> var. <i>tabellaria</i> (Grunow) Grunow	38,39	0,06	10082,53	0,69	886,41	0,02	2220,75	0,05	x
<i>Nitzschia tabellaria</i> Grunow			7077,77	0,48					
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow			3477,26	0,24					
<i>Nitzschia</i> sp.	33,42	0,05	590,58	0,04					
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg					30,56				
<i>Planothidium delicatulum</i> (Kütz.) Round & Bukhtiyarova	4,97	0,01			122,24				
<i>Planothidium dubium</i> (Grunow) Round & Bukhtiyarova			108,89	0,01					
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Bréb.) Round & Bukhtiyarova	159,86	0,25	15807,15	1,08	5903,87	0,13	79604,70	1,87	x
<i>Planothidium robustius</i> Lange-Bertalot	66,83	0,10	939,83	0,06					
<i>Psammothidium abundans</i> fo. <i>Rosenstockii</i> (Lange-Bert.) Bukhtiyarova					563,15	0,01			
<i>Reimeria sinuata</i> (Gregory) Kociolek & Stoermer	720,16	1,12	738,22	0,05					
<i>Reimeria uniseriata</i> Sala, Guerrero & Ferrario	2619,42	4,08	2829,24	0,19	23423,80	0,51	10810,75	0,25	x
<i>Rhicosphenia curvata</i> Grunow	308,14	0,48	13447,32	0,92			259980,87	6,10	
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenb.) O. Müller	76,78	0,12			8887,61	0,19			
<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>parallela</i> (Grunow) Holmboe	50,13	0,08			3838,16	0,08			
<i>Rhopalodia gibba</i> var. <i>ventricosa</i> (Kützing) H. Peragallo y M. Peragallo	93,44	0,15	147,64	0,01					
<i>Rhopalodia giberula</i> (Ehrenb.) O. Müller			147,64	0,01					
<i>Rossithidium linearis</i> (W. Sm.) Round & Bukhtiyarova	9,94	0,02							
<i>Synedra acus</i> Kützing			1633,33	0,11	353,82	0,01	5123,46	0,12	
<i>Synedra oxyrhynchus</i> Kützing			10874,64	0,74			18639,93	0,44	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	2566,10	3,99	206137,04	14,11	57033,75	1,24	93780,09	2,20	x
CHLOROPHYTA									
<i>Akistrodesmus phalcatus</i> (Corda) Ralfs			220,84	0,02	2346,05	0,05			
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turner) Lemmermann					118,19				
Chlorococcales - colonia			50,65		53,19		2347,48	0,06	
Chlorophyceae - filamento			14435,93	0,99					
<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not					159,56				
<i>Cylindrocapsa conferta</i> W. West					20103,94	0,44			
<i>Cylindrocapsa</i> sp.					268407,08	5,82	12961,01	0,30	
<i>Cylindrocapsa</i> sp ₁					3309,29	0,07			
<i>Kirchneriella obesa</i> var. <i>major</i> (Bernard) G.M. Smith					106,37				
<i>Kirchneriella</i> sp.			105688,52	7,24	101287,92	2,20	2655,58	0,06	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák			654,48	0,05					
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová			405,22	0,03			522,31	0,01	
<i>Monoraphidium</i> sp.			11418,06	0,78	6435,39	0,14	7265,44	0,17	
<i>Monoraphidium</i> sp ₁					709,13	0,02	2934,35	0,07	
<i>Monoraphidium</i> sp ₂					1654,65	0,04			
<i>Oedogonium</i> sp.					6778,14	0,15	4283,17	0,10	
<i>Oedogonium</i> sp ₁					4845,75	0,11	220,08	0,01	
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	17627,00	27,44	42,55		354,57	0,01			
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenb.) Ralfs					239,33	0,01	170,19		
<i>Pediastrum tetras</i> var. <i>tetraodum</i> (Corda) Rabenhorst	30,70	0,05	42,55						
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lag.) Chodat			127,64	0,01	159,56				
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	213,05	0,33	660,51	0,05	2100,81	0,05	440,15	0,01	x

	AGUAS ALTAS				AGUAS BAJAS				100% Fre- cuencia
	Sitio A		Sitio B		Sitio A		Sitio B		
	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	org. cm ⁻²	Abun. Rel.	
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turp.) Kützing	126,94	0,20	2269,23	0,16	2080,13	0,05	430,37	0,01	x
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ralfs) Chodat			202,61	0,01	2351,96	0,05			
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing			1013,05	0,07			797,16	0,02	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	35,46	0,06			398,89	0,01			
<i>Scenedesmus sipinosus</i> Chodat			1126,51	0,08	1501,00	0,03	396,14	0,01	
<i>Scenedesmus</i> sp.			177,79	0,01					
<i>Stigeoclonium</i> sp.			1063,70	0,07	1772,83	0,04	794,23	0,02	
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg					150,69				
CHAROPHYTA									
<i>Closterium leibleinii</i> Kützing					118,19				
<i>Closterium maniliferum</i> (Bory) Ehrenberg			194,51	0,01					
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli	35,46	0,06			1249,85	0,03			
<i>Closterium</i> sp.					236,38	0,01			
<i>Cosmarium trilobulatum</i> Reinsch					159,56	0,00			
<i>Cosmarium</i> sp.			50,65		354,57	0,01			
<i>Mougeotia</i> sp.					2062,40	0,04			
<i>Spuriogyra</i> sp.			44,32		904,15	0,02	4469,01	0,10	
<i>Staurastrum muticum</i> Brébisson					230,47				
<i>Stauroidesmus dickiei</i> Ralfs					239,33	0,01			
Zygnematales					70,91				
CYANOBACTERIA									
Chroococcales - Células							1056,36	0,02	
Chroococcales - Colonia			850,96	0,06					
<i>Chroococcus</i> sp.			8211,77	0,56	1134,61	0,02	850,96	0,02	
Cyanobacteria - colonia					1063,70	0,02			
Cyanobacteria - filamento			2260,36	0,15	1063,70	0,02	25162,02	0,59	
<i>Homoethrix</i> sp.					69453,73	1,51	624,04	0,01	
<i>Lynghya</i> sp.					1116,89	0,02			
<i>Merismopedia elegans</i> A. Braun ex Kützing							1405,55	0,03	
<i>Nostoc</i> sp.	3692,41	5,75	4084,61	0,28	98764,59	2,14			
<i>Oscillatoria corallinae</i> (Küt.) Gomont					1223,26	0,03			
<i>Oscillatoria limosa</i> C. Agardh ex Gomont			595,67	0,04			6426,22	0,15	
<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle			2042,30	0,14	1772,83	0,04	40572,23	0,95	
<i>Oscillatoria</i> sp.							32407,90	0,76	
<i>Oscillatoria</i> sp ₁			1999,76	0,14	3782,05	0,08	1173,74	0,03	
<i>Oscillatoria</i> sp ₂			638,22	0,04	118,19	0,01			
<i>Oscillatoria</i> sp ₃			6860,87	0,47					
<i>Phormidium</i> sp.			108880,38	7,46					
<i>Rivularia mangini</i> Frey					2009,21	0,04			
EUGLENOPHYCEAE									
<i>Trachelomonas</i> sp.					53,19				

Referencias: org. cm⁻²: Organismos . cm⁻²; Abun. Rel: Abundancia Relativa.

La riqueza de las especies osciló entre 31 y 79 para el período de aguas altas (diciembre), y entre 53 y 84 en aguas bajas (septiembre); en este período se registró el mayor número de especies.

La mayor similitud se observó en el sitio B, entre los períodos hidrológicos de aguas altas y aguas bajas con un 67% (Fig. 3).

La mayor densidad se registró en el sitio A, con 1.536.929,05 org cm⁻² en aguas bajas, mientras que la menor correspondió al período de aguas altas con 21.416,6 org cm⁻² para el mismo sitio. La diversidad máxima fue de 1,45 bits cél⁻¹ en aguas altas sitio B y la mínima fue de 0,67 bits cél⁻¹ en el sitio A en el período de aguas bajas (Fig. 4).

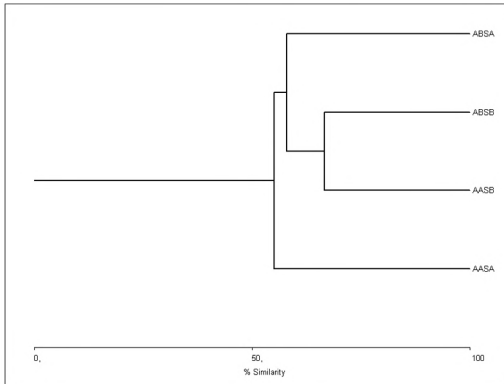


Figura 3. Dendrograma del Coeficiente de Asociación de Jaccard de las muestras. Referencias: SA: sitio A; SB: sitio B; AA: Aguas Altas; AB: Aguas Bajas.

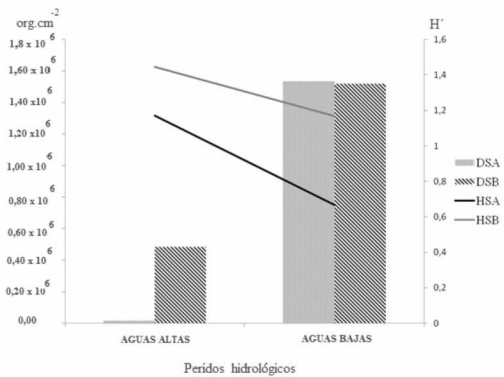


Figura 4. Densidad y diversidad de organismos presentes en el perifiton en dos sitios de muestreo en el arroyo Achiras, durante el período 2005-2006. Referencias: D: Densidad; H': índice de diversidad de Shannon-Wiener; SA: Sitio A; SB: Sitio B.

La especies más abundantes fueron: *C. placentula*, *C. placentula* var. *euglypta*, *E. minutum*, *E. sorex*, *Melosira varians*, *N. dissipata* y *U. ulna*. Estas especies varían en su proporción entre los sitios y períodos hidrológicos (Fig. 5).

En período de aguas altas, *C. placentula* fue la especie con mayor porcentaje de abundancia (21,17%) coincidiendo con el valor más elevado de velocidad de corriente para el sitio A. En el mismo sitio en aguas bajas se destacó *E. minutum* con 76,98%.

El ANOVA de dos vías realizado para evaluar la composición de la comunidad algal epilítica en relación a los sitios (A y

B) y períodos hidrológicos (aguas altas y aguas bajas) en el arroyo serrano, reveló diferencias significativas en la interacción período hidrológico por sitios para la riqueza, con un valor de $p: 0.0056$ y para sitio sobre la diversidad ($p: 0.0428$) y equitatividad ($p: 0.0278$), esta última fue significativa también para período hidrológico ($p: 0.0493$).

No se registraron diferencias estadísticamente significativas para sitio ni para período hidrológico sobre la abundancia. La mayor diversidad fue registrada en el sitio B en aguas altas con un valor de 1,347. La riqueza más alta se observó en el sitio B en aguas altas (79) y en el sitio A en aguas bajas (84). La mayor equitatividad se encontró en el sitio B (0,72) en el período hidrológico de aguas altas. El índice de diversidad de Shannon-Wiener fue mayor en el período de aguas altas en el sitio B, mientras que el menor valor se registró en el período de aguas bajas del sitio A (Tabla 3).

Tabla 3. ANOVAs de dos vías sobre los atributos estructurales de las algas epilíticas del Arroyo Achiras.

F.V.	gl	F	p-valor
DIVERSIDAD			
P. HIDRO	1	2,39	0,1607
Sitios	1	5,79	0,0428*
P.HIDRO* sitios	1	0,02	0,9003
ABUNDANCIA			
P. HIDRO	1	5,14	0,0530
Sitios	1	0,17	0,6899
P.HIDRO* sitios	1	0,11	0,7437
RIQUEZA			
P. HIDRO	1	1,80	0,2161
Sitios	1	1,96	0,1993
P.HIDRO* sitios	1	14,06	0,0056*
POT-EQUIDAD			
P. HIDRO	1	5,36	0,0493*
Sitios	1	7,20	0,0278*
P.HIDRO* sitios	1	0,03	0,8763

Referencia: * los valores de p significativos ($p \leq 0,05$). P. HIDRO: Período Hidrológico, F.V.: Fuente de variación; gl: grados de libertad.

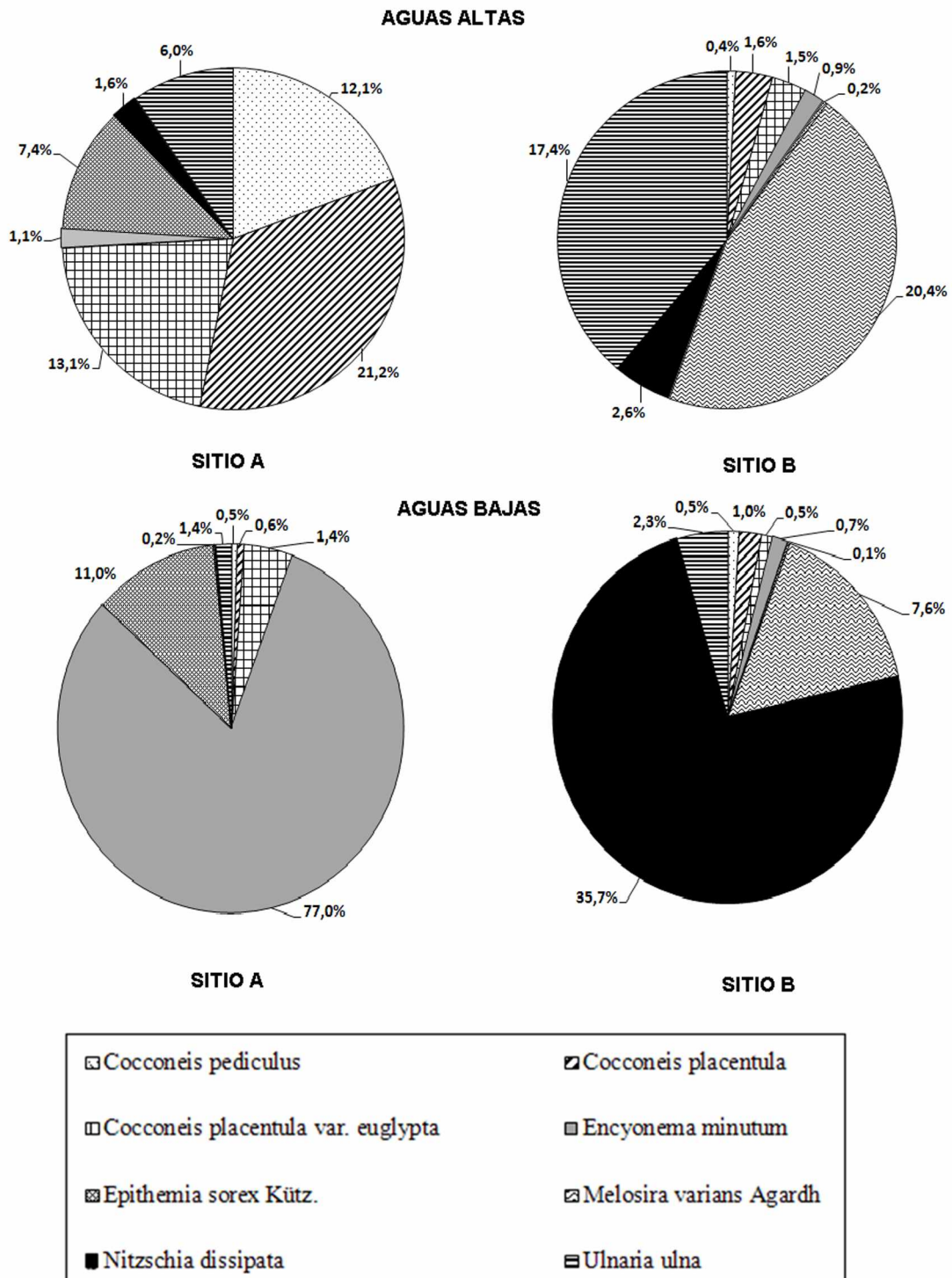


Figura 5. Ochrophyta con abundancias relativas mayores al 10% en los dos sitios de muestreos durante el período 2005-2006 en el arroyo Achiras.

DISCUSIÓN

Los sitios estudiados difieren con respecto a las variables fisicoquímicas e hidráulicas, alcanzando el sitio A valores más elevados de pH, temperatura, conductividad, velocidad de corriente, profundidad del cauce y ancho húmedo. Éstos resultados no concuerdan con los estudios previos realizados en el arroyo Achiras (Amaidén y Gari, 2011), donde se indica una evidente diferenciación del sitio B, con valores mayores de velocidad de corriente y profundidad. Estas variaciones suelen presentarse en ríos serranos de régimen pluvial, donde las precipitaciones juegan un papel preponderante (Zapata Anzola y Donato Rondon, 2005).

Las diatomeas predominaron en ambos períodos hidrológicos, al igual que lo observado por Gari (2002), Cibils Martina *et al.* (2014) y Amaidén y Gari (2011) para el perifiton en el mismo sitio de estudio, y en otras investigaciones realizadas en cursos lóticos de la provincia (Luque y Martínez de Fabricius, 2003; Gari y Corigliano, 2004; Martínez de Fabricius *et al.*, 2007) y en otras provincias (Esquiús *et al.*, 2008).

Cocconeis pediculus, *Cocconeis placentula*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Encyonema minutum*, *Epithemia sorex*, *Nitzschia dissipata* y *Ulnaria ulna* fueron las especies más frecuentes y abundantes en los dos sitios de muestreos; de las cuales *A. minutissimum* y *U. ulna* coinciden con los estudios de otros ríos serranos con igual régimen hidrológico y ubicados en un mismo piso altitudinal (Luque y Martínez de Fabricius, 2003; Gari y Corigliano, 2004; Martínez de Fabricius *et al.*, 2005). La menor densidad obtenida en el período de aguas altas puede ser consecuencia de disturbios físicos, químicos o bióticos recientes, coincidiendo con las afirmaciones de Esquiús *et al.* (2008).

El sitio B se caracterizó por una mayor diversidad, sin cambios en la composición

de las especies que determinen alteraciones en el río.

Las densidades de diatomeas predominaron en ambos períodos hidrológicos, destacándose *C. placentula* durante el período de aguas altas, donde la velocidad de corriente fue mayor, mientras que *E. minutum* lo hizo durante el período de aguas bajas, cuando se presentaron las menores velocidades de corriente.

La turbulencia provocada en áreas de rápidos es considerada uno de los mecanismos que produce el desprendimiento desde el sustrato de algas perifíticas y posterior ingreso en la deriva (Gari y Corigliano, 2004). No obstante *C. placentula* es una de las especies que crece en perifiton con hábito postrado, posee fuertes estructuras de adhesión que les permite persistir en el sustrato a pesar del fuerte estrés originado por la corriente. La deriva de esta especie parece estar relacionada, durante el ciclo anual, con factores abióticos como temperatura y caudales y en las diferentes horas de la fotofase, con el proceso de reproducción celular (Gari y Corigliano, 2007). Montoya Moreno *et al.* (2012) en sus estudios de diatomeas perifíticas manifiestan que este taxón se desarrolla bajo condiciones eurioicas.

Soininen (2004) plantea que la corriente es un factor importante en la estructuración de las diatomeas en ríos claros, donde se evidencia la necesidad de adaptaciones morfológicas para una mejor adherencia al sustrato. La velocidad de corriente podría constituir el factor de control determinante (Esquiús *et al.*, 2008). A pesar de que la corriente de un río, principalmente en rabinos, constituye un factor limitante para la presencia de una rica flora algal, el arroyo Achiras evidencia una alta diversidad florística, lo que puede estar relacionado con su ubicación geográfica y topografía (Montoya Moreno *et al.*, 2012).

El análisis de similitud separa los sitios A y B, lo que podría estar relacionado a que el sitio A presenta sedimentos de mayor tamaño y variaciones en la velocidad de corriente. La comunidad algal lótica está periódicamente sujeta a variaciones de la velocidad de corriente, que influye en su estructura y diversidad según su grado de desarrollo (Peterson y Stevenson, 1992; Soininen, 2004).

Estos resultados sobre la comunidad algal epilítica en mesohábitat de rabión, permitirán la realización de futuros estudios comparativos con otros mesohábitats.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia y Técnica de la UNRC (SECyT), por los subsidios otorgados para realizar esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Allan, J. D. y M.M. Castillo. 2007. Stream ecology. Structure and function of running waters. 2nd ed., XIV, 436 pp.
- Amaidén, M.A. y E.N. Gari. 2011. Perifiton en el mesohábitat de corredera de un arroyo serrano: dinámica estacional en relación a variables fisicoquímicas. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 46(3-4): 235-250.
- Battarbee, R.W. 1986. Diatom analysis. En: Berglund, B.E. (ed.) Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology, John Wiley & Sons, New York: 527-570.
- Bustamante Toro, C.A., C.A. Davila Mejía, S.L. Torres Cohecha y J.F. Ortíz Díaz. 2008. Composición y abundancia de la comunidad de fitoperifiton en el Río Quindío. Revista Universidad Del Quindío, 18: 15-21.
- Caviglia, M.L. 2002. Hidrología ambiental: Relación entre geología- calidad del agua superficial/ subterránea y grado de antropización de la Cuenca del arroyo Achiras- Del Gato, Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis de Licenciatura, Dpto. de Geología, UNRC, 139 pp.
- Cibils Martina, L., R. Principe y N. Gari. 2014. Effect of a dam on epilithic algal communities of a mountain stream: before-after dam construction comparison. Journal of Limnology, 72(1): 79-94.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. González, M. Tablada y C.W. Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo Info-Stat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Esquiús, K.S., A.H. Escalante y L.C. Solari. 2008. Algas epífitas indicadoras de calidad del agua en arroyos vinculados a la Laguna de los Padres. Biología Acuática, 24.
- Gari, E.N. 2002. Deriva algal en la confluencia de arroyos serranos. Tesis Doctoral, UNRC, 133 pp.
- Gari, E.N. y M.C. Corigliano. 2004. La estructura del perifiton y de la deriva algal en arroyos serranos. Limnética, 23(1-2): 11-24.
- Gari, E.N. y M.C. Corigliano. 2007. Spatial and temporal variations of *Cocconeis placentula* var. *euglypta* (Ehrenb.) 1854 Grunow, 1884 in drift and periphyton. Brazilian Journal of Biology, 67(4): 587-595.
- Gómez, N., J.C. Donato, A. Giorgi, H. Guasch, P. Mateo y S. Sabater. 2009. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. En: Elosegí, A. y S. Sabater (eds.) Conceptos y técnicas en ecología fluvial, Fundación BBVA: 219-242.
- Hasle, G.R. 1978. Some specific preparations: Diatoms. En: Sournia, A. (ed.) Phytoplankton manual, UNESCO: 136-142.
- Hill, B.H., A.T. Herlihy, P.R. Kaufmann, R.J. Stevenson, F.H. McCormick y C.B. Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic

- integrity. *Journal of North American Benthological Society*, 19(1): 50-67.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2003. Distribución temporal del fitoplancton y el epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Limnética*, 22(3-4): 19-34.
- Martínez de Fabricius, A.L., M.E. Luque y M. Boccolini. 2005. Diatomeas planctónicas de cursos de agua serranos. *Cuenca del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 40(3-4): 183-198.
- Martínez de Fabricius, A.L., M.E. Luque, D. Lombardo y E. Bruno. 2007. Potamoplankton en la cuenca media del río Cuarto (Córdoba, Argentina). *Limnética*, 26(1): 25-38.
- McAleece, N. 1997. Biodiversity professional. Versión 2.0. The Natural History Museum and the Scottish Association for Marine Science. Web link: <http://www.sams.ac.uk/research/software>.
- Montoya-Moreno, Y., S.E. Sala, A.A. Vouilloud y N. Aguirre. 2012. Diatomeas (Bacillariophyta) perifíticas del Complejo Cenagoso de Ayapel, Colombia. *I. Caldasia*, 34(2): 457-474.
- Moya, N., E. Goitia y M. Sile. 2003. Tipología de ríos de la región del piedemonte andino en Cochabamba. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*, 13: 95-115.
- Peterson, C.G. y R.J. Stevenson. 1992. Resistance and resilience of lotic algal communities: importance of disturbance timing and current. *Ecology*, 73(4): 1445-1461.
- Ramírez, C.A.M. e Y. Plata-Díaz. 2008. Diatomeas perifíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta Biológica Colombiana*, 13(1): 199-216.
- Rimet, F. y A. Bouchez. 2011. Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: Lotic mesocosm approaches. *Ecological Indicators*, 11: 489-499.
- Segura García, V., E.A. Cantoral-Uriza, I. Israde y N. Maidana. 2012. Epilithic diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water quality in the Upper Lerma River, Mexico. *Hidrobiológica*, 22(1): 16-27.
- Soininen, J. 2004. Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic Ecology*, 38(4): 495-501.
- Villafañe, V.E. y F.M.H. Reid. 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K., M.E. Ferrario, E.C. Oliveira y E. Sar (eds) *Manual de Métodos Ficológicos*, Universidad de Concepción, Chile: 169-185.
- Weilhoefer, C.L. e Y. Pan. 2006. Diatom assemblages and their associations with environmental variables in Oregon Coast Range streams, USA. *Hydrobiologia*, 561: 207-219.
- Wellnitz, T. y R. Rader. 2003. Mechanisms influencing community composition and succession in mountain stream periphyton: interactions between scouring history, grazing, and irradiance. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 528-544.
- Whitton, B.A. 1991. Aims of monitoring. En: Whitton, B.A, E. Rott y G. Friedrich (eds.) *Use of algae for the monitoring rivers*, STUDIA Studentenforderungs-Ges.m.b.H, Austria: 5-7.
- Zapata Anzola, A.M. y J.C. Donato Rondon. 2005. Cambios diarios de las algas perifíticas y su relación con la velocidad de corriente en un río tropical de montaña (río Tota - Colombia). *Limnética*, 24(3-4): 327-338.

ESTUDIO LIMNOLÓGICO DE LAGUNA BLANCA CHICA (OLAVARRÍA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES) DURANTE UN PERÍODO DE SEQUÍA

P. SANZANO^{1,3}, F. GROSMAN^{1,3} & V. COLASURDO^{2,3}

¹ Fac. Cs. Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
Pinto 399 (7000) Tandil, Argentina.

² Fac. de Ingeniería, UNCPBA.

³ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable.
e-mail: psanzano@vet.unicen.edu.ar

ABSTRACT. The aquatic ecosystems of the Pampean plains usually have highly variable dynamics which affects the abundance of fish resources. We analyzed Blanca Chica shallow lake located in the central region of the province of Buenos Aires. It has neither tributaries nor effluents. It hosts sport fishing, water sports without engine, and its surroundings are used for recreation. Here we report the effects of drought in the structure and functioning of the shallow lake, with emphasis on the fish community. Limnological and ichthyologic analyses were carried out in 2007, 2008, 2011 (year characterized by extreme regional dry period) and 2014. In 2007 the phytoplankton was dominated by *Botryococcus braunii*. Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) was dominant in the fish samples, but showing an important decrease in numbers and biomass. Catch per unit effort (CPUE) was low and showed poor fish quality with high taeniasis. In 2008, zooplankton improved both in quality and quantity and became the basis of pejerrey's diet, which effectively increased its abundance and its biomass, with fish in the 1- and 2-year class. In 2011 the conductivity, chlorophyll-a, chlorides, sodium, ammonium and sulfates were one order of magnitude above historical values. The extreme limnological conditions and notorious area reduction triggered a total absence of fish. The 2014 campaign showed that the shallow lake level had increased from 1,5 to 2 m. However, no fish were detected; the absence may be explained by the lake's isolation and natural massive mortality occurred.

Key words: interannual variation; pampasic shallow lakes; pejerrey; extreme conditions.

Palabras clave: variación interanual; laguna pampeana; pejerrey; condiciones extremas.

INTRODUCCIÓN

Las lagunas son elementos distintivos del paisaje regional pampeano, y están muy asociadas a las economías locales a través de su explotación como recursos turísticos, recreativos y pesqueros (López *et al.*, 2001; Mancini y Grosman, 2008). Algunas son permanentes, mientras que otras tienen carácter temporario. En general, se caracterizan por un alto grado trófico natural, agravado por impactos antrópicos, tales como cambios en el uso de suelos, desarrollo urbano (recepción de efluentes industriales y

domiciliarios) y obras de regulación (canales, compuertas) (Chornomáz *et al.*, 2002; Maizels *et al.*, 2003; Rennella y Quirós, 2006). Ello hace referencia a una situación de cambios constantes de condiciones de entorno que inciden en forma directa sobre los ecosistemas acuáticos, a los cuales la biota se halla adaptada. Incluso pueden alternar, en términos generales entre aguas claras con vegetación sumergida abundante y aguas turbias caracterizado por un abundante desarrollo del fitoplancton (Scheffer, 1998; Scheffer y Jeppesen, 2007), presen-

tando condiciones de paisaje totalmente contrastantes. Tanto las lagunas permanentes como temporarias, presentan cambios relacionados estrechamente con las precipitaciones regionales y época del año, por lo que varían sus condiciones naturales en el tiempo y en el espacio (Fuschini Mejía, 1994). Esta condición es una característica del paisaje pampeano en función del régimen alterno de precipitaciones ya enunciado por Ameghino (1984), Durán (1982 y 1985), Sierra *et al.*, (1994), entre otros.

Los efectos de estos procesos pueden tener diversas consecuencias momentáneas drásticas para algunas comunidades bióticas, de acuerdo a la magnitud de los impactos. Las condiciones climáticas e hidrológicas son responsables, en parte del estado de estos ambientes (Quirós *et al.*, 2002; Torremorell *et al.*, 2007). Debido a la resiliencia ecológica mantienen un estado de equilibrio dinámico. El cambio de nivel de agua, por exceso y por déficit, conforma un detonante sobre la dinámica y funcionamiento de las lagunas, especialmente aquellos casos de ambientes cerrados, sin afluentes ni efluentes donde la seca modifica la estructura del paisaje hasta condiciones extremas. Rosso (2008) analizó el comportamiento de 4 lagunas del Oeste bonaerense bajo condiciones ambientales e hidrológicas contrastantes y concluye que la variación hidrológica fue determinante en la regulación de muchas variables que directamente afectan la ecología de los peces.

El objetivo del trabajo es estudiar los cambios limnológicos observados en la estructura y funcionamiento de la laguna Blanca Chica (Olavarría, provincia de Buenos Aires), con énfasis en la comunidad de peces, entre 2007 y 2014. La hipótesis de trabajo es que los cambios externos y extremos ocurridos en el sitio en el periodo bajo estudio, impactaron drásticamente sobre el ambiente.

La laguna Blanca Chica, está ubicada a 20 km de la ciudad de Olavarría, en la región del centro de la provincia de Buenos Aires (36° 50' 00,9'' Lat. S; 60° 28' 00,9'' Long O); en la década de 1990 se realizaban diferentes actividades en torno a la laguna, que incluían la pesca deportiva, náutica sin motor y en el perillago diferentes usos complementarios con oferta de servicios (sombra, fogones, limpieza y corte de pasto, etc.). El junco (*Schoenoplectus californicus*) se dispone sólo en un único sector de la laguna; en el resto del sistema no se observaron macrófitas emergentes ni sumergidas.

Existen escasos antecedentes limnológicos presentados como informes por pedido de los propietarios linderos al lugar (García Romero, 2001; 2006). Este autor manifiesta la presencia de numerosos ejemplares de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) con sexo indefinido, lo cual fue en parte determinante para la realización de siguientes muestreos, y sugirió realizar análisis de concentración de pesticidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos limno-ictiológicos en 4 años diferentes: 2007, 2008, 2011 y 2014. Si bien son escasos e irregulares en el tiempo, lo cual dificulta su comparación, son los únicos datos existentes y de los reducidos casos registrados de lagunas de la región pampeana con información básica disponible bajo condiciones limnológicas tan contrastantes; la información extraída de cada año posibilita reconstruir la dinámica de la laguna. En 2007, se incluyó un análisis de pesticidas organoclorados tanto en agua como en sedimento. En todos los casos se establecieron estaciones (costa e interior de laguna) registrando las coordenadas, donde se relevaron variables en forma diferencial, a través de toma de datos de campo, maniobras de pesca, calado de redes u obtención de muestras de agua,

sedimentos o plancton. Se presenta un mapa del lugar (Fig. 1) con imágenes de la laguna en 2 años diferentes donde se ubicaron las estaciones de muestreo utilizadas registradas con GPS.

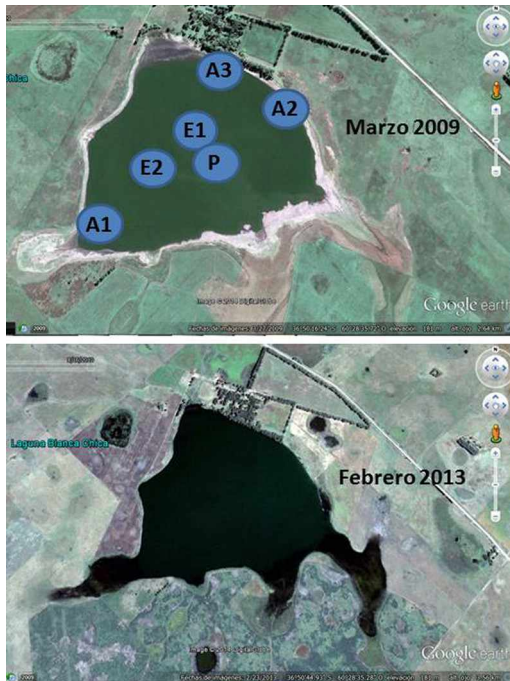


Figura 1. Imagen del Google Earth de la laguna Blanca Chica en 2 años diferentes. Arriba: Ubicación de las estaciones de muestreo ictiológicas. A1, A2 y A3= arrastre 1, 2 y 3; E1 y E2 = enmalle 1 y 2. P= punto de registro de profundidad.

Se determinó *in situ* el valor del pH, temperatura (T°) y conductividad eléctrica (CE) mediante un equipo multiparamétrico. La concentración de oxígeno disuelto (OD) en la columna de agua se midió con un oxímetro de campo. La turbidez se determinó empleando el disco de Secchi (DS). Se extrajo, conservó y trasladó en condiciones de refrigeración en una botella de PVC una muestra de agua subsuperficial la cual fue analizada en el área de Química de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (UNCPBA). Se evaluó la concentración de los siguientes iones, expresados en

partes por millón (ppm): Calcio (Ca^{2+}); Magnesio (Mg^{2+}); Sodio (Na^{+}); Potasio (K^{+}); Cloruros (Cl^{-}); Nitratos (NO_3^{-}); Sulfatos ($SO_4^{=}$); Carbonato ($CO_3^{=}$); Bicarbonato ($HCO_3^{=}$); Fluor (F^{-}); Nitrito (NO_2^{-}) y Amonio (NH_4^{+}). Asimismo se determinaron Fósforo Total (PT), Sólidos Totales (ST), Sólidos Fijos (SF), Sólidos Disueltos (SD) y Sólidos Volátiles (SV) (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

Con el objeto de cuantificar la posible presencia de pesticidas, se extrajeron (muestreo 2007) 2 muestras de agua y sedimentos de la laguna. Las mismas cumplieron con la normativa vigente y protocolo para la validación de este tipo de análisis. Fueron remitidas al laboratorio "C y D", de la ciudad de La Plata habilitado por la ex Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires, donde aplicaron la metodología EPA SW 846 M 8081 A-CG-ECD.

Para obtener las muestras de sedimentos se utilizaron barrenos modificados adaptados para el muestreo acuático; las muestras obtenidas fueron enviadas al Laboratorio de Suelos de la Fac. de Agronomía de la UNCPBA donde se cuantificó Fósforo Total en sedimento (PTs), Materia Orgánica (MO) y pH de sedimento.

El fitoplancton fue muestreado en forma cualitativa utilizando una red de 18 micras de tamaño de poro realizando barridos en diferentes sectores de la laguna; la cuantificación se realizó determinando la concentración de clorofila-a, expresada como mg/m^3 , aplicando metodología estándar (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

El estado trófico se obtuvo aplicando el índice TSI de Carlson (1977) que utiliza como variables la lectura DS, concentración de Cl-a y PT en agua; este indicador distingue los ambientes en oligotrófico (menos de 40) mesotrófico (40 - 60) y eutrófico (mayor a 60) a partir del uso de ecuaciones estandarizadas (Aizaki *et al.*, 1981).

Se realizó un muestreo cuantitativo del macrozooplancton (ind/m^3) empleando red de 42 micras de tamaño de poro, en 2 sitios. Se aplicó la metodología sugerida en Paggi y Paggi (1995); para ello se filtraron 20 L de agua tomados de a 10 L, fijando las muestras con formol al 4%. En laboratorio se tomaron alícuotas identificando y contabilizando los organismos. Para determinar el rendimiento calórico (R_c) de esta comunidad en función del pejerrey se aplicó la técnica sugerida por Ringuelet *et al.*, (1980).

Los artes de pesca empleados fueron (Fig. 1): a) red de arrastre a la costa de 20 m de longitud, tirada con sogas de 50 m. Este arte fue utilizado en diferentes estaciones. b) batería de redes de enmalle diseñadas especialmente para pesca experimental conformadas por paños de 15, 19, 21, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de distancia entre nudos, totalizando aproximadamente 70 m de longitud de relinga. Fue calado más de 12 horas nocturnas, registrando la captura por unidad de esfuerzo (cpue) como indicadora de la numerosidad y biomasa ictícola relativa (Sparre y Venema, 1992). A fines comparativos, se estandarizó el esfuerzo a 20 h de tendido.

La totalidad de las capturas fueron identificadas sistemáticamente; se midió la longitud estándar (Lstd) con precisión de 1 mm y el peso (P) con precisión de 0,1 g. Se aplicó el índice de diversidad de Shannon (H). En el caso de pejerrey la distribución de frecuencias de tallas de capturas se obtuvo de acuerdo a Csirke (1980). En esta especie se aplicó el índice de Fulton: $k = (P/Lstd^3)^{10^5}$ (Ricker, 1975), la relación largo-peso: $P = aLstd^b$, donde a y b son constantes de ajuste, y el peso relativo (Wege y Anderson, 1978), desarrollado para pejerrey por Colautti *et al.*, (2006): $Pr = P/4,9 \times 10^{-6} Lstd^{3,1797}$. Se obtuvo el Índice Proporcional de Stock: $(PSD = \text{peces} > 250 \text{ mm Lstd} / \text{total captura enmalle} \times 100)$ acorde a Baigún y Anderson

(1993). La intención de aplicar diferentes índices es lograr una mejor caracterización de la condición de la población. Se extrajeron escamas de la zona posterior a la aleta pectoral izquierda. Los ejemplares fueron sexados y pesadas sus gónadas (PG). Con este valor se aplicó el índice gonadosomático ($IGS = (PG/P)100$).

Las escamas de pejerrey recolectadas y colocadas en sobres individuales rotulados, fueron limpiadas con detergente enzimático y montadas sobre portaobjetos; utilizando lupa binocular se estimó la edad de los ejemplares (Aguayo, 1974; Grosman, 1993, Campana, 2001).

Con el objeto de establecer las relaciones tróficas de los principales componentes de la comunidad de peces se colectaron los tractos digestivos de las especies obtenidas en las capturas, los cuales fueron conservados en formol al 10%. En el laboratorio, los contenidos gastrointestinales fueron colocados en cápsulas de Petri y observados bajo lupa binocular y/o microscopio óptico. Para realizar el análisis de los tractos digestivos de pejerrey, fueron diferenciados 3 tamaños de talla: menores a 120 mm Lstd, de 120 a 250 mm Lstd y mayores a dicha talla; en 2008, además se diferenciaron los ejemplares de talla intermedia entre procedentes de la costa vs. interior de la laguna.

Se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos, que permite la ubicación de la presa con una comunidad dada. Se estableció la siguiente escala de abundancia relativa (A): muy abundante, abundante, común, escasa, muy escasa y ausente, cuantificando de 5 a 0 respectivamente para el posterior tratamiento estadístico (Grosman *et al.*, 1996). Se halló la frecuencia absoluta de aparición (F) de cada ítem alimenticio como el porcentaje de tractos digestivos en que se halla un determinado componente; la diversidad de la dieta se obtuvo mediante

el índice de diversidad (H), aplicado sobre la variable "abundancia relativa" (A). Con estos tres parámetros se estableció el Índice de Categorización de Ítems (ICI): $((AxF)/H)^{0.5}$, el cual diferencia en la dieta los componentes primarios ($P = ICI > 10$), secundarios ($S = 5 > ICI < 10$), terciarios ($T = 1 > ICI < 5$) y ocasionales o accidentales ($A = ICI < 1$) (Grosman, 1995).

Con la intención de conocer el posible grado de competencia entre diferentes dietas de las especies de peces capturadas, se aplicó el índice de Morisita modificado por Horn (1966), el cual considera el solapamiento de los ítems alimenticios utilizados. El mismo varía de 0 (nula) a 1 (máxima superposición), considerándose valores superiores a 0,6 como solapados y consecuentemente las diferentes especies compiten entre sí (Atencio-García *et al.*, 2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La profundidad máxima medida en 2007 fue de 215 cm; para 2008 = 135 cm; 25 cm para 2011 y 225 cm en 2014. La laguna estuvo prácticamente seca en el 3er muestreo, con un charco de agua de reducida superficie. Ello se asocia a que en el año 2008 se registraron 541,5 mm de lluvia, muy inferior al promedio de décadas anteriores. En el periodo 1991 - 2000 alcanzaba los 918,4 mm. En la última década (periodo 2001-2010) disminuyó a 695,8 mm.

Se presentan los valores de parámetros físico-químicos obtenidos (Tabla 1). Se desprende de la lectura el cambio abrupto mencionado de condiciones en el muestreo 2011 en todas las variables consideradas, resaltando DS, CE, Cl-a; la tabla presenta el cambio de valores en el año 2014; incluso el TSI, si bien siempre resultó eutrófico, en 2011 superó el valor de 100. En los sedimentos también se observaron modificaciones de valores, pero menos extremos. Los datos de 2007, 2008 y 2014 son considera-

dos dentro de los valores usualmente obtenidos en lagunas pampeanas (Díaz y Colasurdo, 2008).

Tabla 1. Parámetros físico químicos en diferentes años de muestreo.

Fecha	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻
Agosto 2007	19	29	178,6	13,3	47
Mayo 2008	12,4	47,8	274,8	28,6	97
Marzo 2011	26	2,3	2458,3	19,6	1149,5
Marzo 2014	25,5	18,3	121	3	20
	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	F ⁻
Agosto 2007	0	14	56,7	435,5	3,4
Mayo 2008	3	15,6	40,3	773	1,5
Marzo 2011	0	617	1134	2370	6,5
Marzo 2014	0	33,8	41,8	340,2	0,68
	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	DS	pH	SD
Agosto 2007	0,00	0,4	32 cm	8,7	594
Mayo 2008	0,00	0,85	29 cm	8,2	1030
Marzo 2011	0,07	12,1	2,5 cm	9,8	8430
Marzo 2014	0	0,79	22	8,41	472
	ST	SF	SV	CE	Cl a
Agosto 2007	664	488	176	1239	91,6
Mayo 2008	1088	777	305	1627	103,5
Marzo 2011	9213	7017	2196	9290	562
Marzo 2014	546	232	314	702	113,8
	PT	PTs	pHs	MO	TSI
Agosto 2007	0,389	13,55	8,74	2,46	78,15
Mayo 2008	0,331	27,1	8,91	8,31	80,62
Marzo 2011	1,23	35,5	8,5	10,43	104,17
Marzo 2014	0,289	s/d	s/d	s/d	81,56

Todas las variables en ppm, excepto DS (cm), pH, CE (µS/cm), Cl-a (mg/m³) MO (%); s/d = sin dato.

En 2011, la seca extrema dejó prácticamente todo el lecho al descubierto. Con la laguna reducida y muy baja profundidad, el OD varió considerablemente acorde a la hora de toma de la muestra (rango de 0,2 ppm a sobresaturado) más que a cambios de altura en la acotada y reducida columna de agua. La elevada concentración de sales se vincula a la reducción en volumen de la laguna; el valor de conductividad superior a 9000 uS/cm marca la concentración iónica dada por diferentes especies; la densidad algal resultó elevada.

El análisis de pesticidas realizado sólo en 2007 en 2 muestras de agua reveló la presencia de diferentes isómeros de HCH (Hexaclorociclohexano) entre los cuales se halla el lindano, en concentraciones de 1,8 ng/L, DDT (16,6 y 5,2 ng/L en la ori-

lla y aguas interiores) así como endosulfán sulfato (3,3 ng/L), pero en todos los casos en concentraciones por debajo de los valores máximos permitidos para aguas con fines recreativos (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). En sedimentos en la muestra más cercana a la orilla aparece también endosulfán sulfato y en el centro del ambiente Hexaclorobenceno (BHC) en concentración de 0,690 ng/g. La presencia de estos elementos se asocia a la actividad agropecuaria de la región.

En 2007 y 2008 la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada por *Botryococcus braunii* en tanto en 2011 diferentes géneros de cianofitas conformaban la comunidad algal, sin predominio neto de ninguna. Entre las presentes se destacaron por abundancia relativa los géneros *Anabaena*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Spirulina*, *Microcystis* y *Euglena* (Euglenofita).

El zooplancton de la laguna Blanca Chica resultó en 2007 un valor normal en cuanto a numerosidad (200645 ind/m³) pero de reducido tamaño de sus ejemplares componentes, incluso con abundantes rotíferos. El Rc = 103,8 x 10⁻³ cal./100 L. En 2008 la numerosidad estimada se redujo (168810 ind/m³), en tanto el Rc se incrementó (134,62 x 10⁻³ cal./100 L).

En 2007 se capturaron 5 especies de peces, en 2008 = 9 (tabla 2); en 2011 y 2014 ningún ejemplar. En 2011, los ribereños informaron acerca de mortandades masivas de peces ocurridas en veranos previos en momentos de altas temperaturas, coincidente con la situación de la laguna con aguas bajas a muy bajas. La red de arrastre y el enmalle (igualmente calado pese a la baja profundidad) no obtuvieron capturas, incluso pese a que el primer arte de pesca fue empleado en 6 oportunidades, con el objeto de incrementar el esfuerzo y aumentar las posibilidades de pesca. De los resultados se deduce que la mortandad de peces ocurrida

y observada por los linderos fue total. Es indudable que las condiciones ambientales resultaron críticas e incompatibles con la vida de los peces.

Tabla 2. Capturas obtenidas en 2007 (parte superior) y 2008 (inferior) discriminadas por arte de pesca y estación y diversidad.

2007	A1	A2	A3	E1	E2	Total
Pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)	10	26	25	19	6	86
Dientudo (<i>Oligosarcus jenynsi</i>)	3	4	4	8	2	21
Mojarra (<i>Bryconamericus iheringi</i>)		2	1			3
Sabalito (<i>Cyphocharax voga</i>)				2		2
Bagre (<i>Rhamdia sapo</i>)					1	1
TOTAL	13	32	30	29	9	113
Diversidad (H)						1,053
2008	A1	A2	E1	Total		
Pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)	73	84	184	341		
Dientudo (<i>Oligosarcus jenynsi</i>)	86	42	4	132		
Mojarra (<i>Bryconamericus iheringi</i>)	5	2		7		
Sabalito (<i>Cyphocharax voga</i>)	7	13	5	25		
Bagre (<i>Rhamdia sapo</i>)		2		2		
Madrecita (<i>Jenynsia multidentata</i>)	4			4		
Tachuela (<i>Corydoras paleatus</i>)	4	6		10		
Mojarra (<i>Astyanax</i> spp)	10	10		20		
Mojarrita (<i>Cheirodon interruptus</i>)	343	79		422		
TOTAL	532	238	193	963		
H diversidad	1,6	2,2	0,3	1,9		

A = arrastre; E = enmalle. 2011 y 2014 no se registraron capturas.

En cuanto a las variaciones en la composición de la ictiofauna entre los muestreos 07 y 08, pueden deberse a efectos antrópicos. La diversidad total se incrementó. Las 4 especies que se agregan a la riqueza del lugar, fueron capturadas en la orilla con red de arrastre. La carpa (*Cyprinus carpio*) había sido registrado por García Romero (2001) pero ni en 2007 ni en 2008 se lograron capturas de esta especie.

A partir de los datos del muestreo de 2008 es posible establecer una distribución diferencial entre la costa y aguas interiores. En términos de numerosidad, *Cheirodon interruptus* es la dominante en las orillas y el pejerrey (*O. bonariensis*) en el centro del ambiente; en cuanto a ictiomasa, el pejerrey es dominante en todo el cuerpo de agua. La presencia y abundancia relativa lograda en 2008 por *Ch. interruptus* podría adjudicarse a liberaciones por parte de pescadores deportivos, por ser la especie de mayor empleo como pez cebo en la región.

En cuanto a la longitud de captura obtenida de pejerrey para cada arte de pesca, existe un corrimiento de las modas entre 2007 y 2008 (Fig. 2). La cpue en 2007 fue = 2,426 kg/20hs y en 2008 = 30,073 kg/20hs. Es indudable que hubo una mejora de condiciones ambientales manifestada por un mayor éxito reproductivo y mayor supervivencia en las edades menores y el crecimiento en largo y peso del pejerrey presente en 2008, observable al estandarizar las capturas (Fig. 3), con edades asignadas y determinadas a partir de la lectura de escamas.

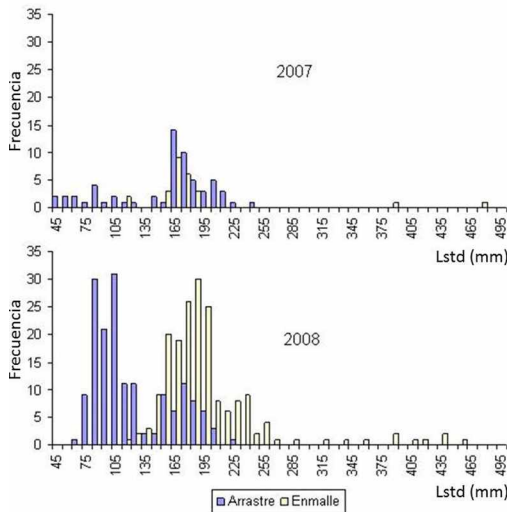


Figura 2. Distribución de frecuencias de tallas de capturas de pejerrey en 2007 (agosto) y 2008 (mayo) considerando arrastre y enmalle en forma diferenciada.

Si bien pueden existir aspectos vinculados a errores propios de muestreo, en 2007 sólo se capturaron ejemplares de pejerrey 0+, 1+ y 2+; en 2008 fue posible seguir a partir de los resultados, cada una de estas cohortes, existiendo una nueva generación 0+ producto del desove de primavera 07.

Al contrastar la distribución de los índices de condición entre 07 y 08, el factor k manifiesta cambios positivos. En 2008 to-

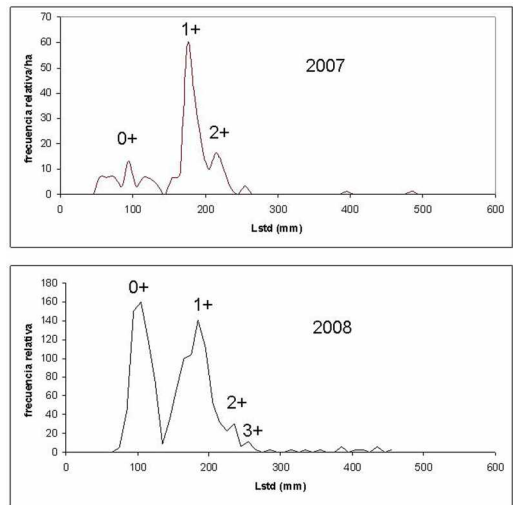


Figura 3. Distribución de edades por tallas de pejerreyes capturados en agosto de 2007 y mayo de 2008, asignadas por lectura de escamas.

dos los ejemplares se situaron dentro de los límites de normalidad. Situación similar se obtuvo con el peso relativo (Fig. 4) que presentó en 2008 un promedio de 89,66 (rango = 75,58 – 106,83; DS = 6,1; n = 88). La relación largo - peso hallada (2008) fue $P = 7,18 \times 10^{-6} \text{ Lstd}^{3,0868} (r^2 = 0,997)$. El valor del PSD que determina la calidad de la pesquería también se incrementó de 8 (2007) a 14,7 (2008), con presencia de ejemplares de tamaño memorable.

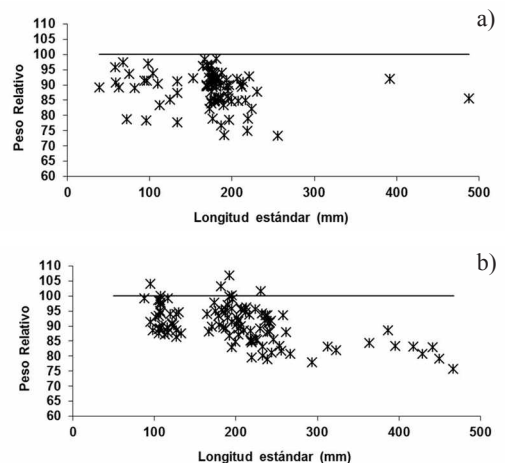


Figura 4. Distribución del peso relativo en función de la longitud en 2007 (arriba) y 2008 (abajo).

En cuanto a los valores del índice gonadosomático para hembras en 2007 fue IGS = 1,45; (rango = 0,76 – 2,17); en 2008 resultó IGS = 1,20; (rango = 0,82 – 2,84; n = 38). Pese a la diferente época de muestreo, variable de fuerte incidencia en el valor del IGS, ambos resultados son coincidentes al indicar que el mayor porcentaje de hembras se hallaba en estado inactivo. Además muestra que el incremento en peso de las capturas y los valores de los indicadores de condición no se halla influenciado por el desarrollo gonadal.

Del resultado del análisis de los tractos digestivos de pejerrey de 2007 (Tabla 3), surge que los ejemplares de menor talla (hasta 120 mm Lstd) poseían dieta zooplanctófaga, con incursiones a “dípteros adultos” como ítem complementario; usaban por lo tanto el plancton y el neuston. Los ejemplares de talla intermedia eran también zooplanctófagos pero con incursiones al bentos dado por los otros ítems de relevancia. En los 2 casos, *Botryococcus* se hallaba presente en alta proporción

Tabla 3. Ítems predados por las diferentes tallas de pejerrey en 2007.

Ítems/talla	< 120 mm Lstd	120-250 mm Lstd	> 250 mm Lstd
Cladóceros	S	S	
Copépodos	P	S	
Botryococcus	S	P	
R. vegetales		S	
Clorofitas filamentosas		S	
Escamas		A	
R. insectos	T	A	
Ostrácodos		S	
Dípteros adultos	S		
Larvas dípteros		T	
Diatomeas		A	
Harpacticoideos		A	
Anfípodos		A	
Hemípteros		A	
Palemónidos		S	
R. peces			P
Diversidad (H)	2,238	2,352	

P = primarios; S = secundarios; T = terciarios y A = accidentales. H = diversidad de la dieta.

y aparecía como ítem secundario y principal respectivamente, pero se desconoce su grado de asimilación, ya que las colonias se observaban enteras y completas incluso en el final del tracto digestivo. Los pejerreyes de mayor talla resultaron ictiófagos en forma exclusiva, incluso es posible acotarlos como caníbales al identificar las presas como juveniles de su propia especie.

En el caso de 2008 (Tabla 4) es factible rotular la dieta del pejerrey como zooplanctófaga (principalmente basado en cladóceros), excepto los de mayor talla. Para los ejemplares capturados en la orilla, los ostrácodos conformaron el ítem principal, en forma secundaria elementos del fito y zooplancton, y complementaron con larvas de dípteros y restos vegetales. Los pejerreyes capturados en aguas interiores, poseían una amplia diversidad en la dieta y el plancton fue la comunidad dominante en su alimentación (cladóceros, copépodos y *Botryococcus*). Los pejerreyes de mayor talla resul-

Tabla 4. Diferentes ítems alimenticios hallados en pejerrey, discriminados por su relevancia en la dieta en base al ICI, diferenciados por talla y sitio de captura.

Ítems/talla o sitio	< 120 mm Lstd	Pejerrey costa	Pejerrey interior	> 250 mm Lstd
Cladóceros	P	S	S	T
Copépodos	S	S	S	T
Botryococcus	S	T	S	T
R. vegetales	T	S	T	T
Clorofitas filamentosas	T	S	T	
Escamas		A		
R. insectos	T	T	T	
Ostrácodos	S	P	T	
Dípteros adultos	T	A	A	
L. dípteros	S	S	T	
Harpacticoideos	T		T	
Palemónidos			A	T
R. peces		T	T	P
Quistes ameba	A	T	T	
Insectos terrestres	T	T		
Cianofitas	A	T		
Conchostracos		A		
Diversidad (H)	3,02	3,27	3,23	1,29

P = primario; S = secundario; T = terciario y A = accidental

taron exclusivamente ictiófagos y caníbales al igual que en 2007. De la comparación de resultados entre 2007 y 2008, existe una semejanza en la dieta de los pejerreyes.

En cuanto a otras especies en que se analizó la dieta, en 2007 en la mojarra *B. iheringi*, surge que su principal ítem alimenticio lo constituyeron larvas de dípteros y restos de insectos. En el caso de los dientudos, los camarones palemónidos conformaban su dieta primaria. El sabalito basaba su alimentación en los detritos. Para el caso de las especies capturadas en 2008 (Tabla 5), surge que el sabalito empleaba el bentos como fuente de alimento (detritos y cladóceros quidóridos); el dientudo juvenil predaba sobre insectos, en tanto los adultos son ictiófagos; la mojarra *Astyanax* spp. fue netamente vegetariana, a diferencia de *Ch. interruptus* que acudía al fondo de la laguna para capturar quidóridos. Las madrecitas y la mojarra *B. iheringi* se alimentaban en forma primaria sobre larvas de dípteros presentes en el bentos y *C. paleatus* comple-

mentaba ese ítem con quidóridos. El índice de diversidad (H) manifiesta que el dientudo juvenil y el sabalito eran los que poseen mayor espectro trófico, en tanto los dientudos adultos restringieron su dieta a escasos ítems alimentarios. Con excepción de cladóceros quidóridos y larvas de dípteros, quienes pertenecen a la comunidad bentónica, los demás ítems predados no fueron compartidos como alimento primario. Esto manifiesta una segregación de nichos tróficos que reducía la competencia o solapamiento (Tabla 6). Del resultado del índice de Morisita, surge que el pejerrey poseía una alimentación semejante (más allá de algunas incursiones por diferentes ítems) en torno al plancton, hasta que logra mayor tamaño en que se comportaba como ictiófago.

La competencia existía entre el dientudo adulto y el pejerrey de mayor talla (IM = 0,93) ya que poseían dietas semejantes; el resto de las tallas de pejerrey no poseía competidores en su búsqueda de alimento. Llamativamente las mojarras *Ch. interruptus*

Tabla 5. Ítems predados por diferentes especies de peces (2008).

Ítems/especies	Sabalito	Dientudo adulto	Dientudo juvenil	<i>Astyanax</i>	<i>Cheirodon</i>	<i>Jenynsia</i>	<i>B. iheringi</i>	<i>Corydora</i>
Cladóceros plancton		T	T	T			T	
Cladóceros bentos	P				P			P
Copépodos	T		T	T				T
Botryococcus	T		T	S	T		S	
R. vegetales	T		T	P	S		S	
Clorofitas filamentosas	T			S				
Detrito	P							
R. insectos			P			T		
Ostrácodos	S				S			
Dípteros adultos			T					
L. dípteros	T		T		T	P	P	P
Harpacticoides	S				S			
Palemónidos			S					
R. peces		P						
Quistes ameba	T		T		T			
L. coleópteros						T		
Anfípodos			T			S		
n	5	3	5	5	5	3	3	3
Diversidad (H)	2,65	0,54	2,81	1,73	2,36	1,06	1,42	1,22

P = primarios; S = secundarios; T = terciarios y A = accidentales. H = diversidad de la dieta.

Tabla 6. Valores del índice de solapamiento de dietas de Morisita. En negrita los casos de solapamiento (> 0,60).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1. Pejerrey interior	1											
2. Pejerrey > 250 mm	0,32	1										
3. Pejerrey costa	0,73	0,13	1									
4. Pejerrey < 120 mm	0,86	0,08	0,81	1								
5. Sabalito	0,16	0,01	0,29	0,19	1							
6. Dientudo grande	0,26	0,93	0,1	0,06	0	1						
7. Dientudo chico	0,32	0,07	0,34	0,32	0,03	0,03	1					
8. <i>Astyanax</i> spp.	0,41	0,05	0,43	0,32	0,14	0,01	0,2	1				
9. <i>Ch. interruptus</i>	0,24	0,01	0,36	0,25	0,7	0	0,06	0,19	1			
10. <i>J. multidentata</i>	0,12	0	0,27	0,31	0,05	0	0,22	0	0,06	1		
11. <i>B. iheringi</i>	0,27	0,02	0,38	0,42	0,1	0	0,22	0,29	0,14	0,93	1	
12. <i>C. paleatus</i>	0,08	0,01	0,15	0,18	0,41	0	0,1	0,01	0,66	0,49	0,47	1

solaparon su dieta con el sabalito, en tanto los otros casos de competencia observados refieren a especies de menor relevancia en la estructura de la ictiocenosis y que se distribuían en las orillas de la laguna (por ejemplo *Ch. interruptus* vs. *C. paleatus*, o *B. iheringi* vs. *J. multidentata*).

Las relaciones trofodinámicas mayoritarias y principales para establecer la estructura y funcionamiento de la laguna Blanca Chica en 2007, son presentadas (Fig. 5). Se han representado los diferentes niveles de la estructura del ecosistema: Productores donde domina el fitoplancton en el cual predominaban la clorofitas, (especialmente *Botryococcus* que logra alta abundancia); el zooplancton y los insectos que se posaban en la superficie eran predados por pejerreyes de menor talla; los organismos bentónicos (palemónidos, ostrácodos, larvas de insectos) presas de los pejerreyes de medida intermedia (entre 120 y 250 mm Lstd). Al mismo nivel los dientudos (que no actuaban como ictiófagos al menos en el momento del muestreo 2007); el pejerrey mayor a 250 mm Lstd actuaba como piscívoro en tanto los sabalitos como detritívoros. Resultó llamativo en los muestreos la presencia de grandes bandadas de gaviotas (*Larus maculipennis*) (que emplean a la laguna como

dormidero) y pato sirirí (*Dendrocygna viduata*), que aportarían nutrientes al sistema, razón por la cual fueron incorporados al gráfico.

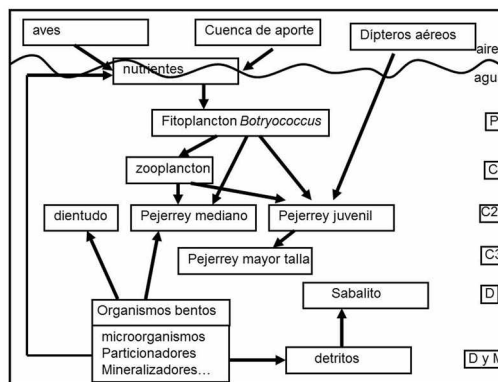


Figura 5. Cuadro de relaciones trofodinámicas considerando las principales especies presentes en la laguna Blanca Chica considerando el año 2007. P = productor; C1, C2 y C3 = consumidores primarios, secundarios y terciarios; D = detritívoro; D y M = descomponedores y mineralizadores.

En cuanto a los resultados obtenidos del muestreo de 2008 y a partir de inferir que el pejerrey era la especie dominante en ictiomasa en la laguna Blanca Chica, el análisis se basa en esta especie. El juvenil menor a 120 mm Lstd y el de mayor talla (120 - 250 mm Lstd) capturado en la costa empleaban tanto elementos propios del bentos (ostrá-

codos, larvas de dípteros, restos vegetales y algas filamentosas) como del zooplancton; en aguas interiores, los de talla intermedia predaban sobre el zooplancton y consumían a *Botryococcus*. Los pejerreyes de mayor talla se trasladaban hacia la orilla a alimentarse tanto de pejerrey juvenil como mojarras en general.

Uno de los factores condicionantes que escapa al manejo humano es la superficie y profundidad que poseen las lagunas pampeanas; la calidad de agua ha resultado buena a lo largo de los diferentes años de estudios, hasta 2011 en que una bajante extrema, debida a un periodo de bajas precipitaciones ya insinuado en el 2008, alteró las relaciones funcionales y estructura del ecosistema y fue desencadenante de procesos internos a la laguna. Estos cambios drásticos habrían provocado mortandades masivas de peces y explicarían la ausencia total de capturas en 2011 y en 2014 debido en este caso al aislamiento superficial del ambiente.

La situación cambiante en los diferentes momentos de muestreo, primero en forma positiva para el pejerrey (comparando 2007 y 2008) y en 2011 con la desaparición total de los componentes de la ictiofauna, no hace más que confirmar la elevada dinámica de este tipo de ecosistemas.

Por otra parte, la dependencia con las precipitaciones es clave, y en momentos de seca se afecta en forma drástica llevando a la casi desaparición del sitio como cuerpo de agua. El incremento de precipitaciones y la capacidad de resiliencia seguramente permitirán que en un futuro mediano la laguna retome la condición de tal, situación observada en 2014.

Por otro lado, lo sucedido en la laguna Blanca Chica amerita una consideración acerca del verdadero uso sustentable o responsable de los recursos pesqueros. Ante el advenimiento de una mortandad masiva de

peces, como era preanunciado ante el cambio de condiciones provocado por la seca regional, ¿la mejor decisión era realizar redadas intensas tendientes al aprovechamiento total de los peces del lugar, o esperar un cambio drástico positivo hacia otra situación de entorno que mejore y recupere la población de pejerrey? En el caso analizado, las condiciones extremas dadas por la sequía provocaron la desaparición completa de la comunidad de peces sin que se logre su aprovechamiento.

CONCLUSIONES

Agosto 2007

La composición química mayoritaria fue normal para este tipo de ambientes; el sistema es eutrófico, condición establecida a partir del TSI. No se detectaron pesticidas en concentraciones que pudieran generar patologías ambientales. El fitoplancton estaba dominado por *Botryococcus braunii*, una clorofita que se halló presente en volumen y numerosidad elevada en tractos de pejerrey, pero con dudas acerca de su digestión y asimilación.

El zooplancton mejoró en calidad y cantidad respecto datos de los informes elaborados por García Romero (2001 y 2006); estos microorganismos eran empleados como base de la dieta del pejerrey presente en el lugar, excepto los ejemplares de mayor porte.

La comunidad de peces estaba dominada por el pejerrey, pero su biomasa era reducida y su calidad pesquero-deportiva baja, en base a la cpue y PSD, respectivamente. Las capturas se limitaron mayoritariamente a ejemplares menores a 250 mm Lstd, y muy escasos ejemplares de mayor longitud.

La dieta del pejerrey se basaba en el zooplancton; como complemento, los juveniles empleaban insectos posados en el agua y en el caso de las tallas intermedias (120 a 250 mm Lstd) a la comunidad bentónica. Los

mayores a 250 mm Lstd eran ictiófagos. No existía competencia con otras especies por el alimento.

Mayo 2008

El ambiente continúa con su condición de eutrofia. Se incrementó levemente la concentración iónica debido a la retracción del área del ambiente respecto el muestreo anterior. El fitoplancton continúa dominado por *Botryococcus braunii*.

El zooplancton ha mejorado en calidad respecto el muestreo 2007. Es la base de la dieta del pejerrey hasta estadios de mayor talla.

La comunidad de peces es dominada por el pejerrey, especie que ha incrementado en forma notable su biomasa respecto 2007 manifestado a través de todos los indicadores empleados. Ello es debido al reacomodamiento de la estructura de edades de esta especie. La cpue varió de 2,4 (2007) a 30 kg/tren enmalle; la calidad pesquero-deportiva (PSD) aumentó de 8 (2007) a 14,7.

Los índices de condición empleados denotaron una leve mejora. El peso relativo varió levemente pero con presencia de varios ejemplares que superaron el valor de 100.

Se capturó la cohorte 3+ de pejerrey, claramente identificada, lo cual fue un indicio que la estructura de tallas tendió a normalizarse, conformando una población con representantes de todas las edades, al sumarse una nueva generación 0+.

La dieta del pejerrey se basó en el zooplancton, con incursiones al bentos en juveniles y ejemplares capturados en la costa del ambiente. Los pejerreyes más grandes eran ictiófagos, condición compartida con los dientudos adultos. El pejerrey no presentó competencia con otras especies, salvo lo comentado respecto a la ictiofagia. Las gónadas se hallaron en estado inactivo.

La tendencia observada es la búsqueda de un equilibrio en la estructura de tallas, conformándose las diferentes clases de

edad netamente diferenciadas. La principal ictiomasa de pejerrey la conformaba los ejemplares de 1+ y 2+.

La laguna había mejorado sus condiciones de entorno para el pejerrey y esta especie respondió en forma positiva a esos cambios.

Marzo 2011

La situación encontrada fue una disminución considerable en el nivel de agua y de la superficie de la laguna, quedando reducida a un charco de 25 cm de profundidad máxima, provocado por las bajas precipitaciones de los últimos años. En este escenario no se lograron capturas de peces y se estimó que la mortandad de esta comunidad había sido total.

Marzo 2014

El incremento del régimen de precipitaciones posibilitó que el paisaje lagunar haya retornado en cuanto a superficie y profundidad. Si bien los muestreos ictiológicos resultaron negativos en cuanto a capturas, la situación de contexto es totalmente diferente a 2011; y con ello la potencialidad de realizar siembras de especies de interés en pos de su aprovechamiento como recurso.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo, M. 1974. Estudio de la edad y el crecimiento de la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, Lönnberg 1907). Serie Investigación Pesquera. Instituto de Fomento Pesquero, Chile 19: 1-43.
- Aizaki, M., O. Otsuki, M. Fukushima, M. Hosomi y K. Muraoka. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 21: 675-681.

- Ameghino, F. 1984. Las secas y las inundaciones en la provincia de Buenos Aires. Obras de retención y no obras de desagüe. 5ta reimpresión. Ministerio Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires. 62p.
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ediciones Díaz de Santos. S. A. Madrid. España.
- Atencio García, V.J., E. Kerguelen-Durango, E. Cura Dorado, R. Rosado Carcamo, A. Vallejo y M. Valderrama. 2005. Régimen alimentario de siete especies ícticas en el embalse de la hidroeléctrica Urrá (Córdoba, Colombia). Revista MVZ Córdoba, 10(2): 614-622.
- Baigún, C. y R.O. Anderson. 1993. The use of structural indices for the management of Pejerrey (*Odonthestes bonariensis*, Atherinidae) in argentine lakes. Journal of North American Fisheries Management, 13: 600-608.
- Campana, S. 2001. Review Paper: Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. Journal of Fish Biology 59: 197-242.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, 22: 361-369.
- Chornomáz, E.M., M.E. Etchepare, R.V. Escaray, J.F. Bustingorry y V.H. Conzonno. 2002. Efectos de la inundación ocurrida durante el año 2001 sobre la laguna de Chascomús (Provincia de Buenos Aires). En: Fernández Cirelli, A. y G. Chalar Marquisá (eds.). El agua en Iberoamérica. De la limnología a la gestión en Sudamérica. CYTED XVII - CETA. Buenos Aires: 53-59.
- Colautti D., M. Remes Lenicov y G. Berasain. 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Biocell 30: 131-135.
- Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO Documento Técnico de Pesca 192: 1-82.
- Díaz, O. y V. Colasurdo. 2008. El agua revela sus secretos. Química de las lagunas pampeanas. En: Grosman, F. (comp.) Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Ed. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil: 47-65.
- Durán, D. 1982. La alternancia de sequías e inundaciones (Un problema clave de la Pampa Deprimida). Contribuciones 0-012. Ed. Oikos, Buenos Aires, 117 p.
- Durán, D. 1985. Las inundaciones en la Provincia de Buenos Aires. Ed. Oikos, Buenos Aires, 192 p.
- Fuschini Mejía, M.C. 1994. El agua en las llanuras. UNESCO/ORCYT. Montevideo, Uruguay, 54p.
- García Romero, N. 2001. Informe técnico laguna Blanca Chica. 4 pp.
- García Romero, N. 2006. Informe técnico la laguna Blanca Chica. 7 pp.
- Grosman, F. 1993. Comparación de diferentes metodologías para la estimación del crecimiento del pejerrey patagónico. Ecología Austral 3:33-41.
- Grosman, F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 26(1): 9-18.
- Grosman, F., J.R. González Castelain y E.J. Usunoff. 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. Water SA, 22(4): 345-350.
- Horn, H. 1966. Measurement of overlap in comparative ecological studies. American Naturalist, 100: 420-424.
- López, H.L., C. Baigún, J.M. Iwaszkiw, R. Delfino y O.H. Padín. 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Serie Ambiente y

- Desarrollo, Editorial Univ. Nac. de La Plata (UNLP), La Plata, 60 pp.
- Maizels, P., E. Etchepare, E. Chornomáz, J. Bustingorry, R. Escaray, y V.H. Conzonno. 2003. Parámetros abióticos y biomasa planctónica en la Laguna Chascomús (Provincia de Buenos Aires). Período de inundación 2002. *Biología Acuática*, 20: 6-11.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Ed. Universidad Nacional de Río Cuarto – Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. 446 p.
- Paggi, J. de y J. Paggi. 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: Lopretto, E. y G. Tell (Eds.). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata: 315-323.
- Quirós, R., A.M. Rennella, M.B. Boveri, J.J. Rosso y A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Rennella, A.M. y R. Quirós. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556(1): 181-191.
- Ricker, W.E., 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board Canada*. 191: 1-382.
- Ringuelet, R.A., R. Iriart y A.H. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en laguna de Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiología* 1 (10): 447-460.
- Rosso, J. 2008. Relación entre la abundancia y estructura de la comunidad de peces y el régimen hidrológico, en lagunas de la alta cuenca del río Salado. Tesis Doctoral, UBA. 97 p.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Ed. Chapman & Hall. Londres, 357 pp.
- Scheffer, M. y E. Jeppesen. 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems*, 10(1): 1-3.
- Sierra, E.M., M.E. Fernández Long y C. Bustos. 1994. Cronología de inundaciones y sequías en el noreste de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Facultad de Agronomía*, 14(3): 241-249.
- Sparre, P. y S. Venema. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment. *FAO Fish. Tech. Paper* 306 (1): 1-376.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. Niveles guía nacionales para calidad de agua ambiente. [acceso 2008 sept 5]. Disponible en: URL <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.html>
- Torremorell, A., J. Bustigorry, R. Escaray y H. Zagarese. 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: the role of light limitation and other physical variables. *Limnologia*, 37(1): 100-108.
- Wege, G.J. y R.O. Anderson. 1978. Relative weight (Wr): a new index of condition for largemouth bass. En: Novinger, G. y J. Dillard. (eds.). *New approaches to the management of small impoundments*. American Fisheries Soc., North Central Division, Special Publ. Maryland: 79-91.

ECOLOGÍA TRÓFICA DEL PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*) EN LA LAGUNA DEL VENADO Y ALSINA, DOS AMBIENTES DEL SISTEMA ENCADENADAS DEL OESTE, PROV. DE BUENOS AIRES

M.G. SCHWERDT¹ & A.C. LOPEZ CAZORLA²

¹ Dirección de Medio Ambiente, Municipalidad de Guaminí.

² Dto. de Biología, Bioqca. y Fcia., Universidad Nacional del Sur - CONICET. Gregorio García Pereira s/n, (CP6435) Guaminí, Buenos Aires.
e-mail: marceloschwerdt@yahoo.com.ar

ABSTRACT. The aim of the present study was to analyze the feeding of the silverside *Odontesthes bonariensis* in the Venado and Alsina lake, which are part of the Encadenadas del Oeste lake system. The stomach content of 206 individuals was analyzed. Total length ranged from 93 to 585 mm. The vacuity index (VI) and repletion index (RI) were estimated by season and site. Index of Relative Importance (IRI) for each food category and the trophic level (TL) of pejerrey were calculated by site. The diet of the silverside was composed of 68 prey items, most of which were occasional preys. Copepods and cladocerans were the main prey items in the diet in both lagoons. Copepods were the most important item in Venado lagoon and cladocerans were so in Alsina lagoon. The micro crustaceans were the main prey item for both size classes, however their %IRI decreased in the larger fish (95% IRI for the 93-299 mm TL size class and 63% IRI for the 300-585 mm TL size class). Silverside TL estimated for each lagoon (TL= 3) characterizes it as secondary consumer.

Key words: Trophic ecology; silverside; lagoons.

Palabras clave: Ecología trófica; pejerrey; lagunas.

INTRODUCCIÓN

El pejerrey *Odontesthes bonariensis* es un Atherínido nativo de las cuencas de los ríos de La Plata, Uruguay, Paraná y Salado (Ringuelet *et al.*, 1967; Ringuelet, 1975). Es una especie de gran valor nutricional y deportivo, y su notorio interés se traduce en innumerables publicaciones que abordan diferentes aspectos biológicos, muchas de ellas reseñadas por López *et al.* (1991) y en la producción de cinco obras dedicadas exclusivamente a ella (Ringuelet, 1943; Marrero Galíndez, 1950; Grosman, 1995a, 2001; Mancini y Grosman, 2008).

La alimentación de una especie se ha reconocido como el principal factor que regula el crecimiento, desarrollo, reproducción, abundancia y patrones de migración

en peces (Caddy y Sharp, 1988; Grosman *et al.*, 2002; Medina y Arancibia, 2002; Nyunja *et al.*, 2002), limitando la expansión de una población (Ringuelet *et al.*, 1980). Los estudios de ecología trófica se han transformado en una práctica estándar para conocer la dinámica de los ecosistemas acuáticos, proporcionando información acerca de las relaciones entre las diferentes comunidades (Hynes, 1950; Hyslop, 1980; Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 2001).

En general, el pejerrey se describe como un pez planctófago, particularmente zooplanctófago, con los microcrustáceos (cladóceros y copépodos) como ítems principales de la dieta (Ringuelet, 1942 y 1975; Ringuelet *et al.*, 1967 y 1980; Escalante, 1985; Sagretti y Bistoni, 2001; Silva Cassemiro

y Segatti Hahn, 2003; Silva Cassemiro *et al.*, 2003). Si bien toma las presas del ambiente por filtración, la presencia de placas faríngeas dentadas le permite realizar un cambio de dieta y comportarse como una especie eurífaga, en respuesta a una deficitaria oferta alimentaria del ambiente (Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985; Grosman y Rudzik, 1990; Sagretti y Bistoni, 2001). Se han reportado variaciones estacionales del estado de repleción del tubo digestivo (Ringuelet *et al.*, 1980; Grosman y Rudzik, 1990; Grosman, 1995b; Grosman *et al.*, 1996; Sagretti y Bistoni, 2001) y variación de la dieta de acuerdo al estado ontogenético de los peces, con desarrollo de un régimen carnívoro con tendencia hacia el canibalismo, especialmente en los individuos de mayor tamaño (Loubens y Osorio, 1988; Sverlij y Mestre Arceredillo, 1991).

El sistema de las lagunas Encadenadas del Oeste presenta una particularidad muy atractiva para estudiar la diversidad ambiental y su relación con la fauna que habita cada laguna. Tiene un gradiente de conductividad creciente y muy marcado en sentido NE-SO, ochenta veces superior en el SO (Epecuén) respecto al NE (Alsina) (Peinemann *et al.*, 1997; González Uriarte, 1998; Schwerdt y Lopez Cazorla, 2009 y 2010). Entre las lagunas habitadas por peces, el gradiente de conductividad llega a ser diez a veinte veces mayor en laguna del Venado (ambiente más austral) respecto al extremo NE, dependiendo de la situación hídrica del sistema.

Debido a estas características limnológicas particulares se decidió realizar un análisis de la alimentación de la principal especie del sistema, el pejerrey *Odontesthes bonariensis*, en los extremos de la cadena de ambientes lagunares, con el objetivo de evaluar sus posibles cambios ontogenéticos, estacionales y entre ambientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

En las campañas de muestreo se registraron los siguientes parámetros físico-químicos del agua: temperatura, pH, transparencia, sólidos disueltos totales (TDS), salinidad y conductividad. Las lagunas se clasificaron de acuerdo a la salinidad, empleando los valores límites de cada categoría de mayor aceptación: hipohalinos (<0,5 g/L), oligohalinas (0,5-5,0 g/L), mesohalinos (5-16 g/L), hiperhalinas (>40 g/L) (Díaz y Colasurdo, 2008).

Las capturas de peces se efectuaron con frecuencia trimestral, entre abril de 2007 y marzo de 2008, en tres sitios de muestreo de las lagunas del Venado y Alsina, pertenecientes al sistema de las lagunas Encadenadas del Oeste (Fig. 1). El arte de captura empleado fue una batería de redes de enmalle, compuesta por los siguientes tamaños de malla: 15; 19; 21; 25; 28; 32; 36; 40; 52,5 y 70 mm de distancia entre nudos.

Los ejemplares de pejerrey capturados fueron pesados con precisión de 0,1 g y medidos en su largo estándar (Ls) y total (Lt), con precisión de 1 mm. La sub muestra estuvo constituida por los primeros cinco ejemplares de cada clase de talla, de 1 cm de amplitud, a los que se extrajo el tracto digestivo para su posterior análisis en laboratorio. Los tubos digestivos fueron fijados y conservados en formol al 4%.

Los ejemplares se agruparon en cuatro clases de tallas (I: < 200; II: 200 a 249; III: 250 a 299 y IV > 299 mm Lt), con el fin de evidenciar diferencias en la dieta entre tallas, estaciones y lagunas. El índice de vacuidad (I_v) se calculó como el número de tractos digestivos vacíos dividido el número total de tractos examinados, por cien (Moliner y Flos, 1992). Para el posterior análisis no se consideraron los tractos vacíos.

Se determinó el índice de repleción, calculado como el volumen de contenido estomacal dividido el peso húmedo de cada

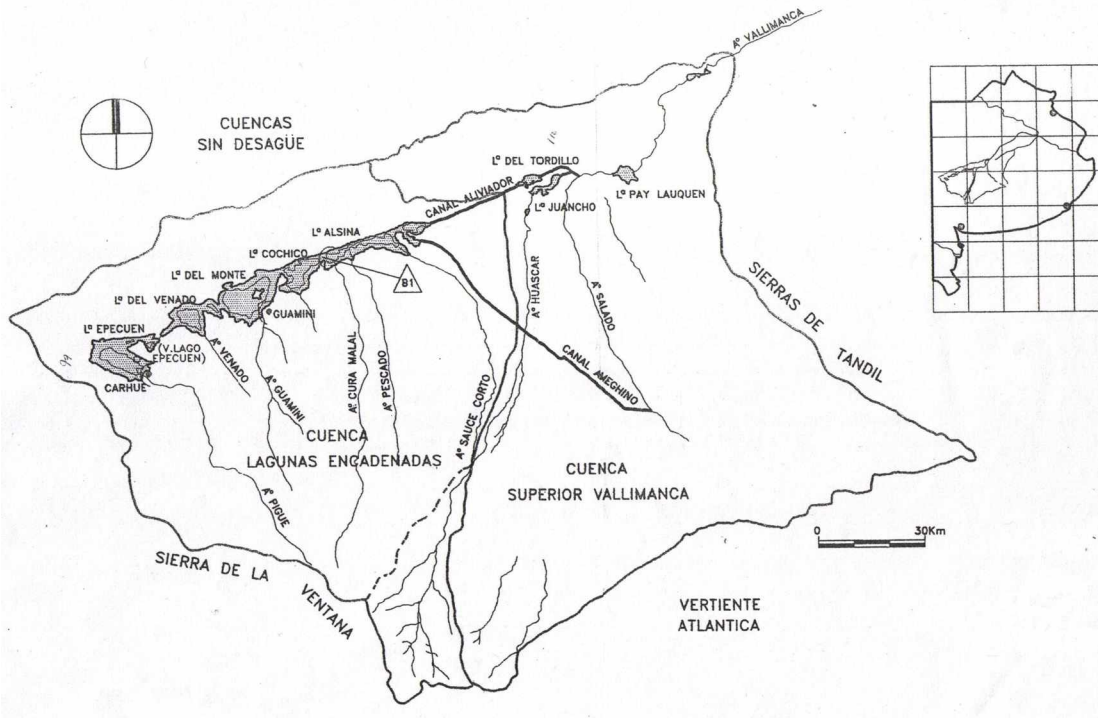


Figura 1. Sistema de Lagunas Encadenadas del Oeste. La laguna Alsina, situada en el extremo N-E y laguna del Venado ambiente, con comunidad íctica, más austral del sistema.

pez ($IR = V_{ce}/Pt$). Los valores medios de IR por clase de talla, estación y laguna se compararon a través de ANOVA doble sin réplica. Cuando se detectaron diferencias se efectuó la comparación de medias mediante el análisis de diferencias mínimas significativas de Fisher (DMS).

La identificación de los ítems presa fue realizada hasta la menor categoría taxonómica posible en base a Ringuelet *et al.* (1967), Lopretto y Tell (1995a y b) y Domínguez y Fernández (2009).

La determinación del volumen de los ítems alimenticios mayores (peces y macroinvertebrados) se realizó mediante el método de agua desplazada en probetas graduadas de diferentes capacidades, con precisión de 0,1 ml (Ferriz, 1998), mientras que para los ítems pequeños a microscópicos se utilizó placa milimetrada, según lo descripto por Hellowell y Abel (1971) y Ca-

pitoli (1992). Para los ítems que aparecieron parcialmente digeridos, la estimación del volumen se efectuó por comparación con el volumen medido en individuos bien conservados, de la misma categoría y aparente talla (Chará *et al.*, 2006). Esta estimación fue particularmente realizada para larvas de Chironomidae, cuyos cuerpos son rápidamente digeridos pero sus cabezas persisten en los contenidos estomacales y eventualmente, para estimar el volumen de algunos ítems presas de origen zooplanctónico.

La diversidad trófica, por estación y laguna, se estimó a través del índice de diversidad de Shannon-Weaver: $H' = - (\sum F_i \cdot \log_2 F_i)$, donde F_i es la frecuencia de la presa i (Zar, 1999).

La dieta fue analizada mediante tres métodos de cuantificación: Frecuencia de ocurrencia (%O), es el número de veces que una determinada categoría alimentaria

ocurre en los estómagos, en función del total de estómagos con contenido analizados, por cien; abundancia en número (%N), como la suma del número de individuos de una determinada categoría alimentaria dividida por la suma de todas las presas, expresada en porcentaje y; abundancia en volumen (%V), que es el volumen de una determinada categoría alimentaria dividido por la suma del volumen total de todas las presas, expresada en porcentaje (Hyslop, 1980). Estos tres métodos de cuantificación (%O; %N y %V) se emplearon para calcular el índice de importancia relativa ($IRI = \%O (\%N + \%V)$) (Pinkas *et al.*, 1971), el cual resume de forma balanceada la información obtenida (Molina y Lopez Cazorla, 2011). Los valores de IRI, se estandarizaron al 100% para determinar el porcentaje de IRI total que representa cada ítem presa (%IRI), que establece valores desde 0 (presa ausente en la dieta) hasta 100 (única presa consumida) (Cortés, 1997).

Debido a la imposibilidad práctica de contar de forma discreta las distintas especies del fitoplancton (algas clorófitas, diatomeas y cianofíceas), los restos vegetales (fragmentos vegetales de origen acuático y terrestre) y los componentes detriticos consumidos, la importancia de estas fracciones en la dieta sólo pudo ser evaluada a partir de la %O y %V que ocuparon en los tractos digestivos. Estos ítems no se tuvieron en cuenta para establecer los valores de IRI de los demás componentes de la dieta.

La dieta del pejerrey en cada laguna, se describió a través del método gráfico de Costello (1990) para diferenciar, de modo simple, entre dietas correspondientes a predadores generalistas o especialistas, discriminar entre presas dominantes y raras y observar el grado de homogeneidad de la alimentación (Cortés, 1997).

Para testear posibles variaciones en la dieta entre las clases de talla de pejerrey, los ítems presa se agruparon de la siguiente

manera: Microcrustáceos; Peces; Insectos y Otros (incluye ítems alimentarios cuyos valores de IRI fueron inferiores a 1%).

Por último se calculó el nivel trófico del pejerrey ($NT_{(pej)} = 1 + \sum P_i NT_i$) por laguna, donde, $NT_{(pej)}$ = nivel trófico del pejerrey; P_i = proporción de la presa *i* en la dieta del pejerrey y NT_i = nivel trófico de la presa *i* (Cortés, 1999). Los valores de nivel trófico correspondientes a las distintas categorías de presa se obtuvieron de Cortés (1999), Pauly *et al.* (2000) y Ebert y Bizarro (2007).

RESULTADOS

Las lagunas del Venado y Alsina presentaron aguas alcalinas, de baja transparencia y con comportamiento térmico similar (amplitud térmica, entre estación fría y cálida, aproximadamente de 20° C). La Conductividad, salinidad y TDS, variables estrechamente relacionadas, fueron 13 a 15 veces superiores en laguna del Venado respecto a los valores registrados en laguna Alsina (Tabla 1). Según la salinidad, laguna del Venado se clasifica como mesohalina y laguna Alsina como oligohalina.

Se analizaron los contenidos estomacales de 206 ejemplares de pejerrey capturados en las lagunas del Venado y Alsina entre abril de 2007 y marzo de 2008. Los peces examinados cubrieron el rango de tallas entre 93 y 585 mm Lt.

El índice de vacuidad anual de pejerrey fue menor a 17% (Tabla 2). El índice de vacuidad por clase de talla y estación evidenció un sensible incremento durante el verano en la laguna del Venado, principalmente en las clases II y III que alcanzaron valores de 80% y 40%, respectivamente (Tabla 3).

Estacionalmente, el índice de repleción de los ejemplares de pejerrey presentó diferencias en ambas lagunas ($p < 0,01$), pero no entre las clases de tallas ($ns > 0,05$) (Tabla 4). El índice de repleción medio por laguna no presentó diferencias significativas

Tabla 1. Características fisicoquímicas de las lagunas del Venado y Alsina, para cada estación del año.

	Laguna del Venado				Laguna Alsina			
	Ot 07	Inv 07	Prim 07	Ver 08	Ot 07	Inv 07	Prim 07	Ver 08
Temperatura	17,2	6,7	20,0	26,2	10,4	6,0	18,0	26,0
pH	10,2	10,2	10,5	9,9	9,9	9,8	9,9	9,5
Transparencia (m)	0,32	0,37	0,36	0,30	0,30	0,28	0,23	0,35
Conductividad (mS/cm)	15,64	15,41	13,60	16,50	1,13	1,00	1,07	1,05
Salinidad (g/L)	7,75	7,75	7,61	8,20	0,56	0,50	0,53	0,52
TDS (g/L)	10,89	10,79	9,52	11,55	0,79	0,65	0,75	0,73

Tabla 2. Número total de digestivos analizados (N), rango de tallas (Lt en mm) y porcentaje de tractos digestivos vacíos (I_v), con alimento identificable (% AI) y con alimento digerido (% D) para pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna del Venado y Alsina del sistema Encadenadas del Oeste.

Lagunas	N	Rango de tallas	Iv	%AI	%D
del Venado	134	93-420	16,4	73,9	9,7
Alsina	72	140-585	4,2	95,8	0,0
Total	206	93-585	10,3	84,9	4,9

Tabla 3. Índice de vacuidad de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) por clase de talla y estación, en la laguna del Venado y Alsina del sistema Encadenadas del Oeste.

Lagunas	Clase de talla	Estaciones			
		Otoño 07	Invierno 07	Primavera 07	Verano 08
del Venado	< 200	20,0	0,0	13,6	28,6
	200 a 249	20,0	0,0	0,0	80,0
	250 a 299	0,0	0,0	26,7	40,0
	>299	0,0	0,0	20,0	25,0
Media Estacional		10,0	0,0	15,1	43,4
Alsina	< 200	20,0	0,0	0,0	16,7
	200 a 249	0,0	0,0	0,0	0,0
	250 a 299	0,0	0,0	0,0	0,0
	>299	0,0	-	20,0	0,0
Media Estacional		5,0	0,0	5,0	4,2

entre lagunas ($ns > 0,07$) aunque generalmente en la laguna Alsina los valores de IR fueron mayor (Tabla 4).

Las categorías que más ítems aportaron a la dieta de pejerrey fueron Insectos y Microcrustáceos (cladóceros, copépodos y ostrácodos), con 45 y 14 ítems presas, respectivamente (Tabla 5 y 6). Los ítems que se registraron en todas las estaciones del año en los contenidos estomacales de pejerrey fueron escasos, siete en laguna del Venado (el cladóceros *Moina* sp., los copépodos Cyclopoida, Calanoidea y Harpacticoida, larvas de dípteros de las Familias Culicidae y Chironomidae y restos vegetales) y sólo cinco en la laguna Alsina (el cladóceros

Bosmina sp., los copépodos Cyclopoida y Calanoidea, el decápodo *Palaemonetes argentinus* y restos vegetales).

Los microcrustáceos, especialmente copépodos y cladóceros constituyeron el principal tipo de alimento del pejerrey de las lagunas Encadenadas del Oeste. Los copépodos, particularmente del Orden Calanoidea, fueron el componente principal de la dieta del pejerrey en las lagunas del Venado, sumando el 84,2% del IRI anual (Tabla 5); mientras que los cladóceros totales (72,2% del IRI anual), pero mayormente del género *Bosmina* (47,8% del IRI anual), fueron el alimento dominante en la laguna Alsina (Tabla 6).

Tabla 4. Índice de repleción medio para pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), por clase de talla, estación y laguna.

Lagunas	Clase de talla	Estaciones				Anual	
		Ot 07	Inv 07	Prim 07	Ver 08	Media por CT	General
del Venado	< 200	0,3	1,9	1,2	0,1	0,8 ^a	1,5 ^a
	200 a 249	0,3	3,3	1,7	0,3	1,4 ^a	
	250 a 299	1,1	3,0	2,4	0,1	1,7 ^a	
	>299	3,7	2,8	1,7	0,4	2,2 ^a	
Media Estacional		1,4 ^{ab}	2,7 ^c	1,8 ^{bc}	0,2 ^a		
Alsina	< 200	1,5	1,5	4,6	0,5	2,0 ^a	3,3 ^a
	200 a 249	2,6	3,4	4,4	3,6	3,5 ^a	
	250 a 299	3,6	2,9	5,1	3,7	3,8 ^a	
	>299	6,2		4,4	1,1	3,9 ^a	
Media Estacional		3,5 ^{ab}	2,6 ^a	4,6 ^b	2,2 ^a		

Los superíndices a, b y c señalan diferencias entre el IR de cada clase de talla (filas) y estación (columnas), por laguna y entre los valores medios de cada ambiente.

Los principales grupos de ítems presas prácticamente no presentaron variación estacional, salvo la reducción de los cladóceros observada en la dieta invernal en la laguna del Venado (Fig. 2 y Tablas 5 y 6).

La diversidad trófica de esta especie en laguna Alsina presentó máximos valores en las estaciones cálidas (primavera y verano) y el valor medio anual ($H' = 2,31$) fue superior al estimado para la laguna del Venado ($H' = 1,50$), ambiente cuya mayor diversidad trófica se presentó en las estaciones intermedias (otoño y primavera) (Tablas 5 y 6).

La relevancia de los microcrustáceos en la dieta de pejerrey, tanto en número como en volumen, ratificado por el método gráfico de Costello (Fig. 3), permitió vincular a la gran mayoría de los ítems restantes como alimento ocasional o de complemento. Este comportamiento de alimentación fue más acentuado en la laguna Alsina, ambiente que presentó prácticamente el doble de ítems presas a lo largo del año respecto a los registrados en la laguna del Venado (Tablas 5 y 6).

La representación de la abundancia en volumen de las presas, permitió visualizar la relevancia de los ítems de origen vegetal (algas y restos de plantas) y permitió corregir la sobreestimación de la importancia de las presas más pequeñas, consumidas en grandes cantidades (Fig. 3).

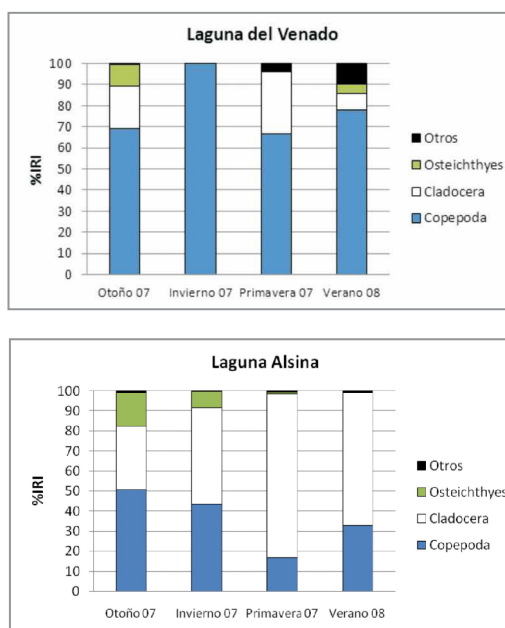


Figura 2. Índice de importancia relativa porcentual (%IRI) de los principales componentes de la dieta de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) por estación, en la laguna del Venado y Alsina, pertenecientes al sistema de las Encadenadas del Oeste.

Las estrategias de alimentación del pejerrey, se pudieron describir como las de un predador especializado en la fracción zooplanctónica, que consume particularmente copépodos en la laguna del Venado y cladóceros y en menor magnitud copépodos en la laguna Alsina (Fig. 2 y 3).

Tabla 5. Ítems presa que integraron la dieta de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de la laguna del Venado.

Ítems	OTOÑO 2007				INVIERNO 2007				PRIMAVERA 2007				VERANO 2008				TOTAL			
	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI
Cladocera	50,0	30,8	1,5	20,3	5,9	0,1	0,0	0,0	63,5	50,1	8,3	29,1	50,0	9,8	0,3	7,9	49,5	33,4	4,2	12,9
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	10,0	5,3	0,2	1,0					1,9	0,0	0,0	0,0					3,0	0,5	0,1	0,0
<i>Moina sp.</i>	20,0	4,9	0,2	1,9	5,9	0,1	0,0	0,0	61,5	50,1	8,3	31,9	50,0	9,8	0,3	7,9	42,4	30,9	3,9	14,7
<i>Sida sp.</i>	20,0	20,6	1,0	8,2													4,0	2,0	0,3	0,1
Copepoda	65,0	68,9	15,7	69,1	100	99,5	98,4	99,8	88,5	48,9	47,2	66,7	50,0	87,6	11,8	77,7	82,8	68,9	51,1	84,2
<i>Cyclopoida</i>	45,0	21,5	3,4	21,1	23,5	1,0	0,6	0,2	67,3	5,9	3,6	5,7	10,0	3,9	0,3	0,7	49,5	5,9	2,7	4,3
<i>Harpacticoida</i>	15,0	3,1	0,1	0,9	5,9	0,0	0,0	0,0	30,8	1,1	0,2	0,4	10,0	3,3	0,1	0,5	21,2	1,0	0,1	0,2
<i>Calanoida</i>	55,0	44,4	12,2	58,8	100	98,5	97,9	99,6	78,8	41,9	43,4	59,8	50,0	80,4	11,4	75,6	74,7	59,0	48,2	79,6
Ostracoda					17,6	0,2	0,1	0,0	3,8	0,3	0,3	0,0					5,1	0,3	0,2	0,0
<i>Cyprideis sp.</i>					17,6	0,2	0,1	0,0	3,8	0,3	0,3	0,0					5,1	0,3	0,2	0,0
Amphipoda	5,0	0,0	0,0	0,0	29,4	0,0	0,3	0,1	5,8	0,0	0,1	0,0					9,1	0,0	0,2	0,0
<i>Hyaella sp.</i>	5,0	0,0	0,0	0,0	29,4	0,0	0,3	0,1	5,8	0,0	0,1	0,0					9,1	0,0	0,2	0,0
Osteichthyes	10,0	0,0	82,2	10,3					1,9	0,0	0,2	0,0	10,0	0,7	29,3	4,7	4,0	0,0	23,1	0,8
<i>O. bonariensis</i>	5,0	0,0	82,2	7,8													1,0	0,0	22,8	0,2
Peces no id.	5,0	0,0	0,0	0,0					1,9	0,0	0,2	0,0	10,0	0,7	29,3	4,7	3,0	0,0	0,3	0,0
Psocoptera					5,9	0,0	0,0	0,0									1,0	0,0	0,0	0,0
Coleoptera	5,0	0,0	0,0	0,0					9,6	0,0	23,6	1,8	10,0	0,7	58,0	9,1	10,1	0,0	11,4	1,0
<i>Scarabaeidae</i>									1,9	0,0	19,7	0,3					1,0	0,0	9,1	0,1
<i>Dytiscidae</i>									1,9	0,0	0,1	0,0	10,0	0,7	58,0	9,1	2,0	0,0	0,5	0,0
<i>Hydrophilidae</i>									1,9	0,0	3,7	0,1					1,0	0,0	1,7	0,0
Coleópteros no id.	5,0	0,0	0,0	0,0	17,6	0,0	0,2	0,0	5,8	0,0	0,1	0,0					7,1	0,0	0,1	0,0
Diptera	5,0	0,0	0,2	0,0	23,5	0,0	0,2	0,0	15,4	0,0	0,9	0,1					13,1	0,0	0,5	0,1
<i>Muscidae</i>					17,6	0,0	0,1	0,0	5,8	0,0	0,2	0,0					6,1	0,0	0,1	0,0
<i>Culicidae</i>	5,0	0,0	0,2	0,0	17,6	0,0	0,1	0,0	11,5	0,0	0,7	0,1					10,1	0,0	0,4	0,0
Hymenoptera									5,8	0,1	16,3	0,7					3,0	0,1	7,5	0,2
<i>Formicidae</i>									5,8	0,1	11,3	0,6					3,0	0,1	5,2	0,2
<i>Apidae</i>					17,6	0,0	0,4	0,0									1,0	0,0	0,0	0,0
Homoptera																	1,0	0,0	0,0	0,0
<i>Aphididae</i>					17,6	0,0	0,4	0,0									1,0	0,0	0,0	0,0
Odonata					5,9	0,0	0,1	0,0									1,0	0,0	0,0	0,0
Trichoptera									1,9	0,0	0,0	0,0					1,0	0,0	0,0	0,0
Larvas de Diptera	35,0	0,2	0,4	0,3	52,9	0,1	0,2	0,1	55,8	0,5	3,1	1,6	20,0	1,3	0,8	0,6	47,5	0,3	1,6	0,8
<i>L. Culicidae</i>	10,0	0,0	0,3	0,1	17,6	0,0	0,0	0,0	13,5	0,0	0,1	0,0	10,0	0,7	0,5	0,2	13,1	0,0	0,2	0,0
<i>L. Ceratopogonidae</i>									1,9	0,0	0,0	0,0					1,0	0,0	0,0	0,0
<i>L. Tabanidae</i>									1,9	0,0	1,2	0,0					1,0	0,0	0,5	0,0
<i>L. Chironomidae</i>	25,0	0,1	0,1	0,1	47,1	0,0	0,1	0,0	50,0	0,5	1,8	1,0	10,0	0,7	0,2	0,1	40,4	0,3	0,9	0,5
Rotifera									1,9	0,0	0,0	0,0					1,0	0,0	0,0	0,0
Semillas	5,0	0,0	0,0	0,0													1,0	0,0	0,0	0,0
R. Plantas	10,0		0,0		47,1		4,8		25,0		0,4		10,0		0,0		24,2		1,5	
Algas verdes	10,0		0,0										20,0		11,9		4,0		0,1	
Algas Filamentosas	25,0		0,0		35,3		1,3		9,6		0,5						16,2		0,6	
Detritos									3,8		0,0						2,0		0,0	
Nº Items	17				17				25				10				32			
Div. trófica (H')	2,8				0,14				1,43				1,12				1,50			

Se presentan los valores de porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%O), abundancia en número (%N), en volumen (%V), índice de importancia relativa porcentual (%IRI) para cada ítems, el número de presas consumidas y la diversidad trófica, por estación y total.

Tabla 6. Ítems alimenticios que integraron la dieta de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna Alsina.

Items	OTOÑO 2007				INVIERNO 2007				PRIMAVERA 2007				VERANO 2008				TOTAL			
	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI
Cladocera	76,5	40,0	0,3	31,7	100	61,7	11,3	48,1	95,0	87,9	48,4	81,5	94,7	79,1	40,7	66,0	91,3	81,6	18,6	72,2
<i>Ceriodaphnia sp.</i>					38,5	1,2	2,2	1,0	80,0	5,0	1,7	3,5	89,5	35,8	15,5	29,2	55,1	12,0	2,1	8,0
<i>Moina sp.</i>									95,0	23,8	8,0	19,8	42,1	9,0	3,4	3,3	39,1	17,5	2,6	8,1
<i>Bosmina sp.</i>	76,5	40,0	0,3	33,1	100	58,4	8,4	48,8	95,0	50,1	14,3	40,2	94,7	30,2	9,6	24,0	91,3	45,1	5,6	47,8
<i>Alonella sp.</i>					23,1	2,0	0,6	0,4									4,4	0,1	0,0	0,0
<i>Daphnia sp.</i>					23,1	0,1	0,1	0,0	95,0	9,1	24,4	20,9	73,7	4,1	12,3	7,7	52,2	6,8	8,2	8,1
Copepoda	76,5	58,3	5,9	50,6	92,3	37,8	33,4	43,3	95,0	12,0	16,3	16,9	78,9	20,8	50,9	33,0	85,5	18,3	14,8	22,3
<i>Cyclopoida</i>	41,2	6,0	0,3	2,8	92,3	7,5	4,4	8,0	90,0	6,7	8,5	9,0	47,4	2,1	3,1	1,6	66,7	5,6	3,2	6,0
<i>Harpacticoida</i>					76,9	3,9	0,6	2,5	30,0	2,4	1,2	0,7	31,6	0,8	0,3	0,2	31,9	2,0	0,4	0,8
<i>Calanoida</i>	76,5	52,3	5,6	47,7	84,6	26,4	28,4	33,9	75,0	3,0	6,5	4,6	78,9	17,9	47,5	32,9	78,3	10,7	11,2	17,7
Ostracoda	5,9	0,0	0,0	0,0	23,1	0,2	0,1	0,1					5,3	0,0	0,0	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0
<i>Cyprideis sp.</i>	5,9	0,0	0,0	0,0	23,1	0,2	0,1	0,1					5,3	0,0	0,0	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0
Decapoda	35,3	0,0	0,1	0,1	7,7	0,0	0,6	0,0	5,0	0,0	0,8	0,0	21,1	0,0	8,1	1,0	17,4	0,0	1,1	0,2
<i>P. argentinus</i>	35,3	0,0	0,1	0,1	7,7	0,0	0,6	0,0	5,0	0,0	0,8	0,0	21,1	0,0	8,1	1,1	17,4	0,0	1,1	0,2
Osteichthyes	17,6	0,0	92,5	16,8	23,1	0,0	53,8	8,2	5,0	0,0	29,0	1,0					10,1	0,0	63,2	5,1
<i>O. bonariensis</i>					15,4	0,0	34,8	3,9	5,0	0,0	29,0	1,0					4,4	0,0	10,2	0,5
Mojarras	11,8	0,0	29,3	3,7													2,9	0,0	16,5	0,5
<i>P. valenciennis</i>	17,6	0,0	63,1	12,0	7,7	0,0	19,0	1,1									5,8	0,0	36,5	2,2
Hemiptera	23,5	0,0	0,2	0,1					15,0	0,0	0,3	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	11,6	0,0	0,2	0,0
<i>Reduviidae</i>	23,5	0,0	0,2	0,1													5,8	0,0	0,1	0,0
<i>Notonectidae</i>									5,0	0,0	0,0	0,0					1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Belostomatidae</i>									10,0	0,0	0,3	0,0					2,9	0,0	0,1	0,0
<i>Corixidae</i>													5,3	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0
Coleoptera	35,3	0,1	0,0	0,0					25,0	0,0	3,3	0,5					15,9	0,0	1,0	0,1
<i>Elateridae</i>									5,0	0,0	0,7	0,0					1,5	0,0	0,2	0,0
<i>Meloidae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0													2,9	0,0	0,0	0,0
<i>Hydrochidae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0													2,9	0,0	0,0	0,0
<i>Lampyridae</i>									5,0	0,0	0,0	0,0					1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Scarabaeidae</i>									5,0	0,0	0,7	0,0					1,5	0,0	0,2	0,0
<i>Carabidae</i>									5,0	0,0	0,1	0,0					1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Tenebrionidae</i>									5,0	0,0	0,4	0,0					1,5	0,0	0,1	0,0
<i>Cerambycidae</i>									5,0	0,0	0,3	0,0					1,5	0,0	0,1	0,0
<i>Buprestidae</i>									5,0	0,0	0,0	0,0					1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Dytiscidae</i>									5,0	0,0	0,2	0,0					1,5	0,0	0,1	0,0
<i>Hydrophilidae</i>									5,0	0,0	0,3	0,0					1,5	0,0	0,1	0,0
<i>Staphylinidae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0					15,0	0,0	0,0	0,0					7,3	0,0	0,0	0,0
Coleópteros no id.	5,9	0,0	0,0	0,0					5,0	0,0	0,6	0,0					2,9	0,0	0,2	0,0
Diptera	35,3	0,6	0,3	0,3	7,7	0,0	0,0	0,0	15,0	0,0	0,1	0,0					14,5	0,0	0,2	0,0
<i>Muscidae</i>	23,5	0,1	0,1	0,0													5,8	0,0	0,0	0,0
<i>Syrphidae</i>	5,9	0,0	0,0	0,0													1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Strtiomyiidae</i>	17,6	0,1	0,1	0,0													4,4	0,0	0,0	0,0
<i>Tabanidae</i>	5,9	0,0	0,0	0,0													1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Simuliidae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0													2,9	0,0	0,0	0,0

Items	OTOÑO 2007				INVIERNO 2007				PRIMAVERA2007				VERANO 2008				TOTAL			
	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI	%O	%N	%V	%IRI
<i>Ephydridae</i>	17,6	0,1	0,0	0,0													4,4	0,0	0,0	0,0
<i>Callphoridae</i>	5,9	0,0	0,0	0,0					5,0	0,0	0,0	0,0					2,9	0,0	0,0	0,0
<i>Culicidae</i>	35,3	0,3	0,1	0,2					10,0	0,0	0,1	0,0					11,6	0,0	0,1	0,0
Dípteros no id.					7,7	0,0	0,0	0,0									1,5	0,0	0,0	0,0
Hymenoptera	5,9	0,0	0,0	0,0					10,0	0,0	0,3	0,0					4,4	0,0	0,1	0,0
<i>Pompilidae</i>	5,9	0,0	0,0	0,0													1,5	0,0	0,0	0,0
<i>Vespidae</i>									10,0	0,0	0,3	0,0					2,9	0,0	0,1	0,0
Homoptera	47,1	0,1	0,2	0,1	7,7	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	1,3	0,0					14,5	0,0	0,5	0,1
<i>Jassidae</i>	35,3	0,1	0,1	0,1													8,7	0,0	0,1	0,0
<i>Cicadidae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0													2,9	0,0	0,0	0,0
<i>Membracidae</i>									5,0	0,0	1,3	0,0					1,5	0,0	0,4	0,0
<i>Aphididae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0									4,4	0,0	0,0	0,0
Lepidoptera	5,9	0,0	0,0	0,0									5,3	0,0	0,1	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0
Odonata	5,9	0,0	0,0	0,0					15,0	0,0	0,1	0,0					5,8	0,0	0,0	0,0
Ephemeroptera									5,0	0,0	0,1	0,0					1,5	0,0	0,0	0,0
Trichoptera									5,0	0,0	0,1	0,0					1,5	0,0	0,0	0,0
Larvas de Díptera	52,9	0,3	0,1	0,2	38,5	0,3	0,8	0,3	5,0	0,0	0,0	0,0	10,5	0,0	0,0	0,0	23,2	0,0	0,1	0,0
<i>L. Culicidae</i>	23,5	0,1	0,0	0,0					5,0	0,0	0,0	0,0					7,3	0,0	0,0	0,0
<i>L. Muscidae</i>	5,9	0,0	0,0	0,0									5,3	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0
<i>L. Tabanidae</i>	11,8	0,0	0,0	0,0													2,9	0,0	0,0	0,0
<i>L. Chironomidae</i>	29,4	0,1	0,0	0,1	38,5	0,3	0,8	0,3					5,3	0,0	0,0	0,0	15,9	0,0	0,1	0,0
<i>L. Simulidae</i>	5,9	0,0	0,0	0,0													1,5	0,0	0,0	0,0
Araneae	23,5	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,1	0,0					8,7	0,0	0,0	0,0
Semillas	11,8	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0
Restos de Insectos	11,8	0,5	0,3	0,1													2,9		0,2	
Restos de Plantas	58,8		1,9		76,9		6,8		60,0		0,3		42,1		0,0		58,0			2,1
Algas verdes													84,2		5,2		23,2			1,8
Algas Filamentosas	29,4		0,0		23,1		0,6		5,0		0,1						1,5			0,5
Detritos	5,9		1,0														1,5			0,5
N° Items		36				18				34				16				61		
Div. trófica (H')		1,43				1,67				2,07				2,18				2,31		

Se presentan los valores de porcentaje de frecuencia de ocurrencia (%O), abundancia en número (%N), en volumen (%V), índice de importancia relativa porcentual (%IRI) para cada ítem, el número de presas consumidas y la diversidad trófica, por estación y total.

Una pequeña fracción de los peces de mayor porte, presentaron una estrategia característica de un predador especializado en una dieta carnívora, particularmente ictiófaga, complementada en algunas oportunidades por insectos de diversas familias. En las dos poblaciones de pejerrey, el grupo Microcrustáceos representó siempre más del 93% del IRI en las tres clases de tallas menores y entre

el 69% y el 84% en la clase de talla IV (Fig. 4). El ítem peces significó cerca del 30% del IRI en la laguna Alsina y valores menores al 10% en la laguna del Venado (Fig. 3).

Las estimaciones del nivel trófico para pejerrey en ambos ambientes fue de 3,00, permitiendo caracterizar a la especie como un consumidor secundario (NT < 4).

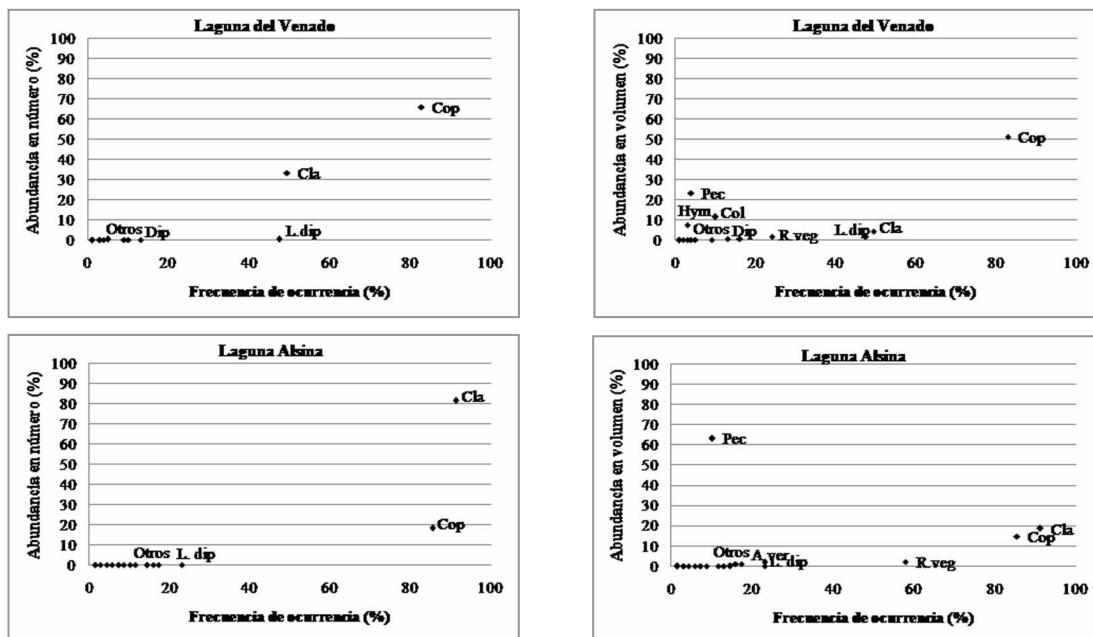


Figura 3. Distribución de los ítems alimenticios componentes de la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en la laguna del Venado y Alsina, pertenecientes al sistema de las Encadenadas del Oeste. Los ejes refieren a la abundancia en número (izquierda) y en volumen (derecha) en función de la frecuencia de ocurrencia de las presas. Referencias: Cla = cladóceros; Cop = copépodos; Dip = dípteros; L.dip = larvas de dípteros; Pec = peces; Col = coleópteros; Hym = Himenópteros; Sem = semillas; R.veg = restos vegetales; A.fil = algas filamentosas; A.ver = algas verdes.

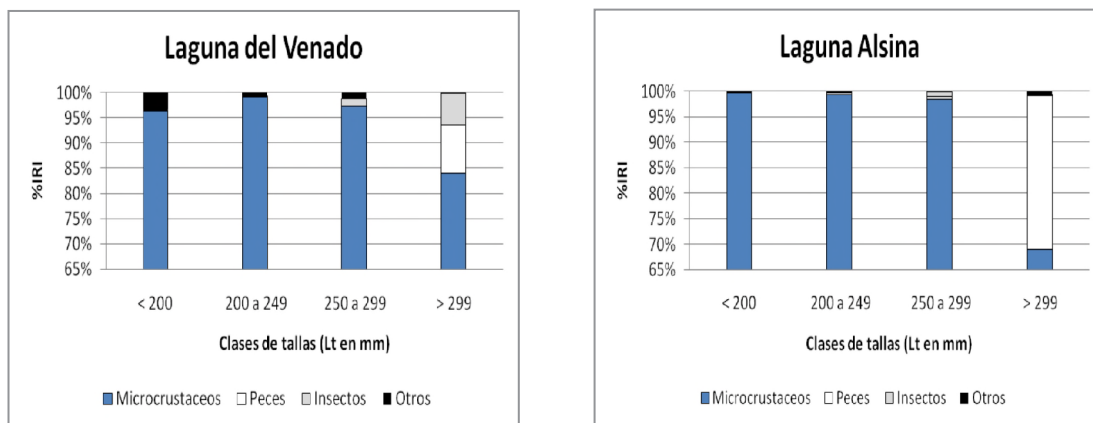


Figura 4. Composición de la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), por clase de talla, en la laguna del Venado y Alsina pertenecientes al sistema de las Encadenadas del Oeste. La escala de %IRI se representa a partir de 65%, para permitir una mejor percepción de las fracciones correspondientes a las categorías Peces, Insectos y Otros.

DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos se pueden realizar algunas generalizaciones sobre los componentes de la dieta del pejerrey, en los dos ambientes situados en los extremos de las lagunas Encadenadas del

Oeste. Los microcrustáceos, copépodos en la laguna del Venado y cladóceros en la laguna Alsina, constituyeron el recurso trófico más importante. Teniendo en cuenta los componentes principales de la dieta y su ubicación en el ambiente se puede afirmar

que el pejerrey se alimentó básicamente de la comunidad zooplanctónica. Este tipo de dieta, se ha descrito para el pejerrey en diversos ambientes de Argentina, por Ringuelet *et al.* (1980), Aquino (1991), Grosman (1995b) y Grosman *et al.* (1996 y 2002), entre otros y se la relaciona con ambientes que presentan una alta disponibilidad de alimento.

Las dos poblaciones de pejerrey no presentaron restricciones alimenticias evidentes entre otoño y primavera de 2007, con índices de vacuidad generalmente inferiores a 25% para todas las clases de tallas. La mayor cantidad de tractos digestivos vacíos durante el verano de 2008, especialmente en la laguna del Venado, podría deberse a una aceleración de la digestión por aumento de la actividad fisiológica de los peces, en respuesta a la temperatura elevada (Schmidt-Nielsen, 1976), efecto potenciado por la gran digestibilidad de los componentes dietarios de origen zooplanctónico (Boldt y Haldorson, 2003) y/o a una disminución del alimento disponible en el ambiente, relacionada con las condiciones limnológicas de cada laguna (Tabla 1) (Grosman *et al.*, 2002; Berasain y Argemi, 2007). En el mismo sentido, el índice de repleción por clase de talla, estación y laguna, permitió ratificar que durante el verano de 2008, los pejerreyes de la laguna del Venado atravesaron una estación desfavorable, en el que los peces consumieron menor volumen de alimento y presentaron menor repleción estomacal, independientemente de la clase de talla. Esta situación particular, podría estar relacionado con una menor disponibilidad de alimento durante la estación estival (Grosman *et al.*, 2002) o una menor actividad de los peces como consecuencia del creciente estrés ambiental que presentan las lagunas pampeanas (Quirós *et al.*, 2002). Por el contrario, en la laguna Alsina el índice de repleción se mantuvo relativamente alto durante

todo el año, lo que según Grosman *et al.* (2002) está relacionado con elevada disponibilidad de zooplancton y condiciones de entorno favorables.

Los principales ítems que integraron la dieta del pejerrey de las lagunas Encadenadas del Oeste, prácticamente no presentaron variación estacional, excepto por la marcada reducción de los cladóceros observada en la dieta invernal en la laguna del Venado (Fig. 2 y Tabla 5). Esto coincide con los resultados de Berasain y Argemi (2006 y 2007), quienes cuantificaron los distintos grupos de zooplancton presentes en las lagunas Encadenadas del Oeste durante la temporada invernal, registrando un número de cladóceros muy bajo en laguna Alsina y ausencia total de cladóceros en laguna del Venado.

El pejerrey de las dos lagunas evaluadas presentó una estrategia de alimentación que permitió definirlo como un predador especialista en la fracción zooplanctónica. En base a la frecuencia de ocurrencia, abundancia en número y en volumen, la mayoría de los ítems presa se clasificaron como alimento ocasional o de complemento (Fig. 3). La gran cantidad de ítems presas registrados en la dieta de pejerrey y consecuente alta diversidad trófica hallada para la especie, se explica en gran parte por la versatilidad anatómica del pejerrey que le permite ingerir una amplia gama de alimentos y adoptar un hábito eurífago (Ringuelet *et al.*, 1980; Grosman, 1995b; Escalante, 2001). Grosman (1995b), en un ambiente lagunar de la provincia de Buenos Aires, registró un aumento del espectro trófico en el pejerrey durante el invierno, infiriendo que esta estación sería más desfavorable. Al, respecto, en las dos lagunas estudiadas, los espectros tróficos más amplios correspondieron a las estaciones intermedias.

Una pequeña fracción de los ejemplares de mayor porte, cambió la estrategia hacia

la de un predador especializado en una dieta particularmente ictiófaga, complementada en algunas oportunidades por insectos de diversas familias. El cambio de hábito alimenticio hacia una dieta ictiófaga se ha relacionado con una baja oferta de elementos planctónicos, asociado a altas densidades poblacionales del predador (Escalante, 2001).

Los resultados de este estudio confirman que el pejerrey es un importante predador de la comunidad zooplanctónica, pero la presencia de insectos terrestres, larvas de dípteros, anfípodos, camarones y ostrácos, entre los principales ítems complementarios, vinculan a la especie con otras comunidades. La incorporación de elementos dietarios de comunidades no planctónicas ha sido reportada en varias oportunidades (Ringuelet, 1942; Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985; Aquino, 1991; Grosman, 1995b; Colautti y Remes Lenicov, 2001). El nivel trófico estimado para pejerrey de las lagunas Encadenadas del oeste (NT = 3,0) caracteriza a esta especie como un consumidor secundario, rol ecológico ya asignado para el pejerrey por Grosman *et al.* (2002) en otro ambiente léntico del centro de la provincia de Buenos Aires.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue subsidiado por la SGCyT PGI 24B/143 y contó con el apoyo de la Municipalidad de Guaminí.

BIBLIOGRAFÍA

- Aquino, A. 1991. Alimentación de *Odontesthes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835) (*Osteichthyes*, *Atherinidae*) en el Embalse El Cadillal (Tucumán, Argentina). *Biología Acuática*, 15 (2): 176-177.
- Berasain, G. y F. Argemi. 2006. Lagunas del Venado, del Monte y Alsina, Partido de Guaminí. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N° 85. Dirección de Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, Ministerio de Asuntos Agrarios, 22 pp.
- Berasain, G. y F. Argemi, 2007. Laguna Cochicó, Partido de Guaminí. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe Técnico N° 101. Dirección de Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, Ministerio de Asuntos Agrarios, 19 pp.
- Boldt, J. y L. Haldorson. 2003. Seasonal and geographic variation in juvenile pink salmon diets in the Northern Gulf of Alaska and Prince William Sound. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132 (6): 1035-1052.
- Caddy, J. y G. Sharp, 1988. Un marco ecológico para la investigación pesquera. *FAO Documento Técnico Pesca*, 283: 1-155.
- Capitoli, R. 1992. Método para estimar volúmenes de contenido alimentar de peixes e macroinvertebrados. *Atlantica*, Río Grande, 4: 117-120.
- Chará, J., D. Baird, T. Telfer y E. Rubio. 2006. Feeding ecology and habitat preferences of the catfish genus *Trichomycterus* in low-order streams of the Colombian Andes. *Journal of Fish Biology*, 68:1026-1040.
- Colautti, D. y M. Remes Lenicov. 2001. Primeros resultados sobre cría de pejerreyes en jaula: crecimiento, supervivencia, producción y alimentación. En: *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*, pp. 91-98. Grosman, F. (ed.), Astyanax, 206 pp.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 726-738.

- Cortés, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels in sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 707-717.
- Costello, M. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*, 36: 261-263.
- Díaz, O. y V. Colasurdo. 2008. El agua revela sus secretos. Química de las lagunas pampeanas. En: Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana, pp. 47-66. Grosman, F. (ed.). 1ra ed. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil, 174 pp.
- Domínguez, E. y H. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fund. Miguel Lillo, 654 pp.
- Ebert, D. y J. Bizarro. 2007. Standardized diet composition and trophic levels of skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). *Environmental Biology of Fishes*, 80: 221-237.
- Escalante, A. 1985. Alimentación del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Osteichthyes, Atherinidae) del embalse Río Tercero, prov. de Córdoba. *Neotrópica*, 31 (85): 22-26.
- Escalante, A. 2001. Alimentación natural del pejerrey. En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Cap. IX pp. 67-75. Grosman, F. (ed.), Astyanax, 206 pp.
- Ferriz, R. 1998. Alimentación de *Trichomycterus corduvense* Weyenbergh, 1879 (Teleostei: Trichomycteridae) en dos ríos serranos de San Luis, Argentina. *Hidrobiología*, 8(5): 43-49.
- González Uriarte, M. 1998. Descripción regional. En: Carta Geoambiental del Partido de Guaminí (Provincia de Buenos Aires), pp. 27-54. González Uriarte, M. y G. Orioli (eds.). Editorial de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 243 pp.
- Grosman, F. 1995a. El pejerrey. Ecología, cultivo, pesca y explotación. Ed. Astyanax. Azul, Argentina. 132 pp.
- Grosman, F. 1995b. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Revista Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 26 (1): 9-18.
- Grosman, F., 2001. Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Astyanax, 206 pp.
- Grosman, F. y G. Rudzik. 1990. Análisis de la dieta del "pejerrey patagónico" *Patagonina hatcheri* Eigenmann, 1909, Atherinidae, de la laguna Terraplén, Chubut, Argentina. *Biota* 6: 71-88, Osorno, Chile.
- Grosman, F., J. González Castelain y E. Usunoff. 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water SA*, 22(4): 345-350.
- Grosman, F., G. González, P. Sanzano y D. Agüeria. 2002. Alimentación, nichos tróficos y competencia interespecífica de peces de la laguna de Monte, Argentina. *CIVA 2002*: 129-140. www.civa2002.org
- Hellawell, J. y R. Abel. 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3: 29-37.
- Hynes, H. 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* y *Pygosteus pungitius*) with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19: 35-58.
- Hyslop, E. 1980. Stomach content analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- López, H., M. García y C. Togo. 1991. Bibliografía de los pejerreyes argentinos de agua dulce. En: Situación ambiental de la Provincia de Buenos Aires. A.

- Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental. CIC I, (6): 1-72.
- Lopretto, E. y G. Tell. 1995a. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Tomo II. Ed. Sur, 895 pp.
- Lopretto, E. y G. Tell. 1995b. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Tomo III. Ed. Sur, 1401 pp.
- Loubens, G. y F. Osorio. 1988. Observations sur les poissons de la partie bolivienn du lac Titicaca. III. *Basilichthys bonariensis* (Valenciennes, 1835) (*Pisces*, *Atherinidae*). Revue Hydrobiologie Tropicale, 21:153-177.
- Mancini, M. y F. Grosman. 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Ed. Univ. Nac. de Río Cuarto y Univ. Nac. del Centro de la Prov. de Buenos Aires, 446 pp.
- Marrero Galíndez, A. 1950. Flechas de plata. Atherinidos argentinos. Pejerreyes y laterinos. Ed. Breitman, Buenos Aires, 157 pp.
- Medina, M. y H. Arancibia. 2002. Dinámica trófica del jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*) en el norte de Chile. Investigaciones Marinas, Valparaíso, 30(1): 45-55.
- Molina J. y A. Lopez Cazorla. 2011. Trophic ecology of *Mustelus schmitti* (Springer, 1939) in a nursery area of northern Patagonia. Journal of Sea Research, 65: 381-389.
- Nyunja, J., K. Mavuti y E. Wakwabi. 2002. Trophic ecology of *Sardinella gibbosa* (*Pisces*: Clupeidae) and *Atherinomorus lacunosus* (*Pisces*: Atherinidae) in Mtwapa Creek and Wasini Channel, Kenya Western Indian Ocean. Journal of Marine Science, 2: 181-189.
- Pauly, D., V. Christensen, R. Froese y M. Palomares. 2000. Industrial fishing over the past half-century has noticeably depleted the topmost links in aquatic food chains. Fishing down aquatic food webs. American Scientist, 88: 46-51.
- Peinemann, N., P. Zalba y M.B. Villamil. 1997. Procesos de salinización en Guaminí. Dpto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, 80 pp.
- Pinkas, L., M. Oliphant y K. Iverson. 1971. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California water. California Fish and Game, 152: 1-105.
- Quirós, R., J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri. 2002. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). Interciencia, Caracas, Venezuela, 27 (11): 584-591.
- Ringuelet, R. 1942. Ecología alimenticia del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) con notas limnológicas sobre la laguna de Chascomús. Revista Museo La Plata (n.s.) Sección Zoología, 2(17): 427-461.
- Ringuelet, R. 1943. Piscicultura del pejerrey o atherinicultura, Vol. 6. Ed. Suelo Argentino, 150 pp.
- Ringuelet, R. 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 (3): 122 pp.
- Ringuelet, R., R. Aramburu y A. Alonso de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científicas, Provincia de Buenos Aires, 602 pp.
- Ringuelet, R., R. Iriart y A. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, *Atherinidae*) en laguna Chascomus (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. Limnobiología, 1 (10): 447-460.
- Sagretti, L. y M. Bistoni. 2001. Alimentación de *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes 1835) (*Atheriniformes*, *Atherinidae*) en la laguna salada de Mar

- Chiquita (Córdoba, Argentina). Gayana (Concepcion, Chile), 65(1): 37-42.
- Schmidt-Nielsen, K. 1976. Fisiología Animal. Ed. Omega, Barcelona, 499 pp.
- Schwerdt, M. y A. Lopez Cazorla. 2009. Dinámica estacional de la ictiofauna de la laguna del Venado, provincia de Buenos Aires, Argentina. X Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral y II Reunión Argentina de Ciencias Naturales. Universidad Nacional del Litoral. CD Rom.
- Schwerdt, M. y A. Lopez Cazorla. 2010. Dinámica estacional de la ictiofauna de laguna Alsina, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática*, 26: 209-215.
- Silva Cassemiro, F. y N. Segatti Hahn. 2003. Ecomorfología trófica do pexerei, *Odontesthes bonariensis*, em relacao a planctivoria no reservatório de Salto Caxias, rio Iguaçú, Paraná, Brasil. VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza. Funcionamiento de Ecosistemas, 522-523.
- Silva Cassemiro, F., N. Segatti Hahn y T. Lopes Valle de Britto Rangel. 2003. Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes bonariensis*, of the Salto Caxias reservoir, rio Iguaçú, Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 1(2):127-131.
- Sverlij, S. y J. Mestre Arceredillo. 1991. Crecimiento del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atheriniforme) en el embalse La Florida, San Luis, Argentina. *Revue Hydrobiologie Tropicale*, 24(3): 183-195.
- Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. Four edition. Prentice Hall, 663 pp.

EVALUACIÓN DE MODELOS DE CRECIMIENTO EN DIFERENTES CONDICIONES DE CULTIVO DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*)

P.J. SOLIMANO¹, J. GARCIA DE SOUZA², T. MAIZTEGUI², J.L. BAZZANI¹, C.R.M. BAIGÚN³ & D.C. COLAUTTI²

¹ Universidad Nacional de Río Negro. Sede Atlántica. Escuela de producción, tecnología y medio ambiente. Av. Don Bosco y Leloir s/n. Viedma CP: .8500. Autor de referencia

² Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) (CONICET - UNLP). Boulevard 120 y 62, CP: 1900 - CC: 712, La Plata, Bs. As., Argentina.

³ Instituto de Investigaciones Biotecnológicas-Instituto Tecnológico de Chascomús, (CONICET-UNSAM). Intendente Marino km. 8,200 (7130), Chascomús, Buenos Aires, ARGENTINA.

e-mail: patriciosolimano@yahoo.com.ar

ABSTRACT. The pejerrey is one of the most important temperate native freshwater species of Argentina. Its culture is mainly done intensively and in recent years is being developed in floating cages in several Pampean lakes under semi-intensive and extensive conditions. To evaluate the growth of fish under different culture methodologies several models are used, most of which are based on the specific growth rate (SGR). The objective of this study is to compare how the SGR of pejerrey responds under different culture methods and generate a theoretical model to predict the growth that the species can reach. To carry out the models a data base was made with the available data of intensive, extensive and semi-intensive culture, to which an exponential and polynomial models were adjusted by the method of least squares and then the expected growth was simulated using the model that better fits. From the results it was observed that the polynomial model presented the best fit to different methods of culture. In all cases the models reflected the seasonality in the growth rates exhibited by the species, where SGR was lowest in winter and highest in spring. The growth simulation models also show that the semi-intensive culture could produce greater weight than other methods. Under these conditions, fish obtain zooplankton from the environment incorporating essential elements from its natural food source. This suggests that it is possible to improve the sizes of fish by using techniques that also incorporate natural food or its equivalent in the composition of the artificial diets.

Key words: Intensive culture; semi-intensive culture; extensive culture; growth rate; polynomial growth model.

Palabras clave: Cultivos intensivos, semi-intensivo y extensivos; tasa de crecimiento; modelo de crecimiento polinomial.

INTRODUCCIÓN

El pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, es la especie nativa de mayor importancia socioeconómica que habita las aguas continentales de la Argentina (Thorton *et al.*, 1982; Bonetto y Castello, 1985; Reartes, 1995; Grosman y Sergueña, 1996; López y García, 2001; Somoza *et al.*, 2008). Su

reconocida importancia histórica como recurso pesquero comercial y deportivo, básicamente en la región pampeana (Baigún y Delfino, 2002; 2003), ha promovido el desarrollo de la piscicultura de poblamiento y repoblamiento de esta especie, fundamentalmente orientada a mantener el rendimiento de estas pesquerías.

Si bien se han probado diferentes métodos para el cultivo de la especie, en la actualidad se lleva a cabo principalmente mediante dos metodologías. La más utilizada es la acuicultura intensiva en tanques, con el fin de mantener reproductores y producir huevos y larvas que luego son sembrados en diferentes cuerpos de agua. La otra metodología es el cultivo en jaulas de manera extensiva y semi-intensiva (Colautti y Remes Lenicov, 2001; Colautti *et al.*, 2010; Garcia de Souza *et al.*, 2013), la cual aún se encuentra en etapa de desarrollo experimental y se perfila como una alternativa productiva a utilizar en lagunas pampásicas (Colautti *et al.*, 2010). En este trabajo, se define al cultivo extensivo cuando los peces dentro de la jaula se alimentan del zooplancton disponible en la laguna que ingresa libremente por la red de la jaula, mientras que en el cultivo semi-intensivo en jaulas, se define como aquel donde además del zooplancton a los peces se les suministra alimento balanceado. Esta práctica experimental presenta pocos estudios, donde la cantidad a otorgar de alimento y la densidad de siembra óptima puede encontrarse en Solimano (2013). Por último, la cría intensiva se realiza principalmente en tanques con agua salobre y con alimentación *ad-libitum* (Berasain *et al.*, 2000; Berasain *et al.*, 2001; Miranda *et al.*, 2006; Velasco *et al.*, 2008).

En el caso de que los peces se cultiven bajo diferentes métodos, el crecimiento puede ser comparado mediante el cálculo de tasas y la aplicación de modelos. Una de las tasas más utilizadas para estos fines es la tasa de crecimiento específica (TCE) que se expresa como:

$$\frac{(\ln \text{ peso final} - \ln \text{ peso inicial}) / (\text{tiempo final} - \text{tiempo inicial}) * 100}{\text{Ricker, 1979}}$$

Esta ecuación asume que el peso de los individuos aumenta de manera exponen-

cial. Sin embargo, esta premisa es válida solamente para peces de pequeño tamaño criados durante períodos cortos de tiempo (Hopkins, 1992). Más aun, mientras un organismo crece en tamaño, la tasa de su actividad metabólica disminuye (Brett, 1979; Brett y Groves, 1979; Jobling, 1994) y como resultado su tasa de crecimiento relativo disminuye. Los peces son animales ectotérmicos y por ende, la temperatura del agua afecta la tasa metabólica de los mismos. Así, mientras la temperatura aumenta también lo hace la tasa de crecimiento específico para una talla determinada, hasta llegar a una temperatura óptima para cada especie a partir de la cual, un incremento en la temperatura genera una disminución en la tasa de crecimiento (Brett, 1979; Jobling, 1994; Wootton, 1998).

Por esta razón, se han desarrollado diferentes modelos para evaluar el crecimiento de los peces. Uno de los modelos más utilizados para realizar esta comparación, cuando se trata de peces de diferente tamaño o bajo sistemas de cultivo diferentes, es el propuesto por Brett *et al.* (1969) y Elliot (1975), para salmónidos, y que Jobling (1983), generalizó para el resto de los peces, y responde al siguiente modelo:

$$\ln TCE_{(p)} = a + b * \ln \text{Peso}$$

Que puede simplificarse cancelando el \ln en ambos términos y plantearse como:

$$TCE_{(p)} = a * \text{Peso}^b$$

Donde “b” es el exponente del peso y “a” es el logaritmo de la tasa de crecimiento de un pez de peso (p).

Para la mayoría de los peces el parámetro “b” parece mantenerse constante en torno de -0,4 (Jobling, 1983). Este valor, por un lado, expresa la desaceleración que presenta la TCE con respecto al aumento en peso, este descenso se mantiene constante si el crecimiento es cercano al máximo po-

sible para cada peso, por lo tanto las condiciones de cultivo tienen que ser las óptimas. Por medio de esta ecuación, Jobling (1983) plantea que se pueden comparar los valores de "a" para prácticas donde los peces no presenten pesos iniciales iguales, o para metodologías de cultivo diferentes. De este modo es posible sortear los problemas que presenta el TCE para la comparación de tratamientos y experimentos donde los pesos iniciales de los diferentes momentos comparados no son homogéneos.

Por otro lado, Jensen (1985) plantea que la temperatura ambiental, la cantidad de alimento y el tamaño de los individuos, son los tres principales factores que afectan el crecimiento de peces bajo cultivo. Al ser las jaulas flotantes sistemas de cría con alta dependencia del ambiente, tanto la disponibilidad de alimento natural como las fluctuaciones de temperatura, influyen sobre el desarrollo de los pejerreyes en cultivo (García de Souza *et al.*, 2013). En efecto, Talbot (1993) describe la influencia de la estacionalidad sobre la tasa de crecimiento TCE en ambientes templados y observa un comportamiento de la TCE siguiendo un patrón en el cual los valores más altos ocurren en primavera y verano y los más bajos en invierno. Es más, se ha observado que durante la vida del pez, las tasas vuelven a elevarse en las sucesivas primaveras, aunque sin alcanzar los máximos obtenidos en el ciclo anual previo. En estos patrones de crecimiento, la TCE es función del momento del año y del tamaño de los peces y sus variaciones asumen la forma de una función polinomial conforme la ecuación:

$$TCE_{(te)} = a \cdot X^2 + b \cdot X + c$$

En la que X puede ser tomada como la edad de los peces, donde se incluyen las dos variables del modelo de Talbot, ya que el momento del año depende de la fecha de nacimiento y se puede considerar que el ta-

maño aumenta continuamente a lo largo de la vida.

El planteo de ambos modelos es diferente, mientras el modelo de Brett *et al.* (1969), Elliott (1975) y Jobling (1983) asumen un descenso constante de la TCE a lo largo del tiempo sin considerar oscilaciones vinculadas a factores externos, el modelo planteado por Talbot, incorpora la influencia de factores externos que pueden afectar a la TCE a lo largo del tiempo.

El objetivo de este trabajo es, por un lado, comparar cómo se comporta la TCE en el pejerrey cuando es cultivado bajo diferentes métodos aplicando modelos de crecimiento y, por otro, desarrollar un modelo general de crecimiento para el pejerrey que contemple las limitaciones que presenta cada método de cultivo y que permita predecir el crecimiento teórico bajo los diferentes tipos de sistema de cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo de este trabajo se confeccionó una base de datos donde se volcaron los resultados obtenidos en tres series de experimentos realizados por Solimano (2013). Los mismos corresponden a ensayos de cultivo semi-intensivo y de cultivo extensivo de pejerrey en jaulas flotantes, realizados durante marzo-septiembre (2009), junio-noviembre (2010) y diciembre-marzo (2011). Además, se incluyeron en la misma base de datos los resultados de trabajos sobre cultivo en jaulas de manera extensiva Colautti *et al.* (2008), Colautti *et al.* (2009), García de Souza *et al.* (2009), García de Souza *et al.* (2011), García de Souza *et al.* (2013) en dos lagunas diferentes (Lacombe y la Salada de Monasterio) que se llevaron a cabo del año 2008 al 2010, durante diferentes períodos de tiempo. Por último, se utilizaron los datos de cultivo intensivo realizados por Berasain *et al.* (2000), Berasain *et al.* (2001), Miranda *et al.* (2006) y Velasco

et al. (2008). Para los análisis comparativos se utilizó la información de peces con edades entre 80 a 330 días, ya que en este intervalo de edades es donde se encontraron solapados la mayoría de los datos disponibles.

A los pares de datos TCE-Peso y TCE-Edad media (Em) correspondientes a cada experimento se les ajustó el modelo exponencial propuesto por Jobling (1993) y el modelo polinomial propuesto por Talbot (1993) para peces criados en climas templados, mediante la utilización del software Statistica 6.0 por el método de mínimos cuadrados. La significancia aceptada para los parámetros de ajuste fue de 0,05. Cuando los dos modelos ajustaron significativamente a los datos se escogió el que presentó una suma de cuadrados menor.

La Em de los peces fue calculada de la siguiente manera:

$$Em = (Efp - Eip) / 2$$

donde Em es la edad media, Efp es la edad final del período evaluado y Eip es la edad inicial del periodo evaluado.

Tabla 1. Parámetros ajustados por el modelo exponencial, $TCE = a * W^b$.

Método	Extensivo		Semi-Intensivo		Intensivo	
	a	b	a	b	a	b
Valor estimado	1,34	-0,04	3,17	-0,57	4,51	-0,7
Error estándar	0,28	0,15	0,48	0,14	0,79	0,13
Valor de t	4,79	-0,27	6,67	-4,07	5,68	-5,51
Valor de p	0,00002*	0,79	0,00001*	0,001*	0,00001*	0,00001*
Límite de confianza inferior	0,78	-0,34	2,16	-0,86	2,88	-0,96
Límite de confianza superior	1,91	0,26	4,19	-0,27	6,15	-0,44
Sumatoria de cuadrados	No calculado		9,89		8,58	

Valores con * son significativos.

nimos de TCE entre los 200 y 250 días de edad, mostrando luego un claro incremento a partir de ese momento. El modelo obtenido para el sistema de cultivo intensivo también muestra un descenso progresivo de los TCE en función de la edad, que alcanza sus mínimos hacia los 200 días de edad pero no experimenta un incremento sensible hacia edades mayores (Fig. 1).

Con los modelos seleccionados se corrió una simulación partiendo de un pez hipotético de 1,5 g desde los 80 hasta los 330 días de edad. Se escogió este valor de peso y dicha ventana temporal por encontrarse ambos dentro de los rangos de los datos utilizados para los ajustes.

RESULTADOS

Los modelos exponenciales ajustados mostraron parámetros significativos (a y b), tanto para sistemas intensivos como semi-intensivos, y no mostraron un buen ajuste para el sistema de cultivo extensivo, ya que el parámetro b no fue significativo (Tabla 1).

Por el contrario, las funciones polinómicas presentaron ajustes significativos en todos los casos y además mostraron las sumatorias de cuadrados más bajas al compararlos con los modelos exponenciales (Tabla 2).

En la Fig. 1 puede observarse que tanto los sistemas de cultivo extensivo como semi-intensivo presentan una típica curva polinomial en forma de U con valores mí-

De este modo, la función polinomial obtenida por el sistema de cultivo intensivo es diferente a la obtenida por los otros dos métodos de cultivo evaluados, manifestando la TCE en este caso un comportamiento, en función de la edad, más afin al modelo de Jobling (considerando a la edad como un indicador indirecto del peso).

Tabla 2. Parámetros ajustados por el modelo polinomial, $TCE=a*Em^2+b*Em+c$.

Método	Extensivo			Semi-Intensivo			Intensivo		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Valor estimado	0,0001	-0,054	5,79	2E-04	-0,09	11,36	6E-05	-0,033	5,227
Error estándar	2E-04	0,01	0,73	6E-04	0,03	2,75	2E-04	0,01	0,7
Valor de t	5,36	-5,86	7,87	3,13	-3,38	4,13	3,3	-4,44	7,47
Valor de p	3E-06*	1E-06*	0*	0,007*	0,005*	0,001*	0,003*	0,0002*	0*
Límite de confianza inferior	8E-04	-0,07	4,3	6E-04	-0,15	5,46	2E-04	-0,05	3,78
Límite de confianza superior	1E-03	-0,04	7,26	3E-03	-0,03	17,26	1E-04	-0,02	6,67
Sumatoria de cuadrados	No calculado			9,44			5,55		

Valores con * son significativos.

Cabe destacar que para los primeros días los valores obtenidos por el sistema de cultivo semi-intensivo son los más altos y si bien para el período que va de los 170 a los 250 días de edad el sistema de cultivo intensivo fue el que obtuvo los mejores valores de TCE, a partir de ese punto los sistemas de cultivo en jaulas mostraron fuertes aumentos.

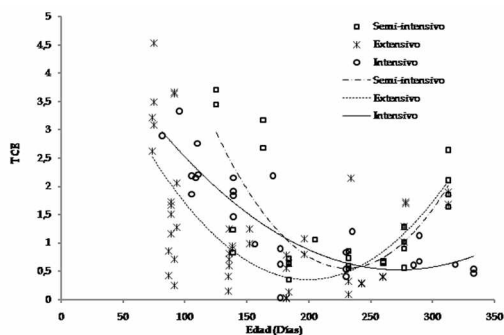


Figura 1. Tasa de crecimiento específico en función de la edad de los peces: TCE (%W/día) a las diferentes edades evaluadas, Extensivo n=48; Semi-intensivo n=26; Intensivo n= 26, con sus respectivas líneas polinomiales de tendencia

Las simulaciones corridas considerando los TCE teóricos correspondientes a cada sistema de cría, muestran que bajo el sistema de cultivo semi-intensivo se podrían obtener peces con un peso de 128,7 g mientras que bajo cultivo extensivo se podría alcanzar un peso de 34,5 g. Los menores valores obtenidos pertenecen al cultivo intensivo con un peso calculado de 24,2 g (Fig. 2).

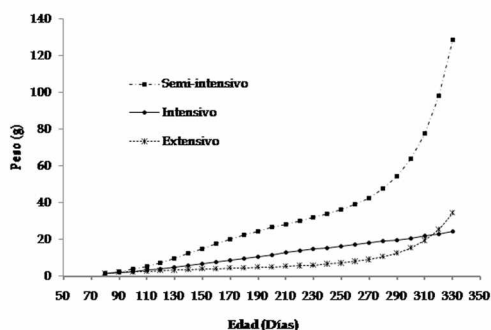


Figura 2. Pesos estimados por edad para cada uno de los modelos polinomiales ajustados.

DISCUSIÓN

Los diferentes modelos planteados mostraron que los cambios en la tasa de crecimiento específico del pejerrey, bajo los distintos sistemas de cultivo evaluados, pueden ser descriptos como función de la edad, a partir de un modelo de tipo polinomial. Esto es común para la mayoría de los peces de climas templados (Talbot, 1993) debido a la influencia que las fluctuaciones ambientales estacionales presentes en este tipo de ambientes ejercen sobre el crecimiento.

No obstante, la edad en este caso covaría con la estacionalidad ya que los peces de todos los experimentos evaluados nacieron en primavera o a comienzos del verano. Por esto a partir de los 100 días de edad se empieza a observar un descenso en los valores de TCE que se relaciona con el comienzo de la estación desfavorable para el crecimiento de los peces, vinculada al descenso de la temperatura, que trae aparejado la dismi-

nución de la producción de los cuerpos de agua pampeanos (Quirós *et al.*, 2002; Claps *et al.*, 2004; Torremorel *et al.*, 2008). Este efecto negativo se puede apreciar en la Fig. 1 y se mantiene hasta aproximadamente los 270 días de edad de los peces.

Antes de los 270 días de edad aproximadamente, en el caso de los cultivos en jaulas, se observa un fuerte incremento de la TCE coincidiendo con el inicio de la primavera y el restablecimiento de las condiciones ambientales favorables de temperatura y producción lagunar. Resulta evidente entonces que para los sistemas que tienen mayor dependencia del ambiente, como las jaulas, las condiciones de primavera y verano resultan óptimas para el cultivo. Si bien los cambios en la temperatura y la producción ya han sido identificados como clave para el crecimiento de los peces en climas templados (Talbot, 1993), en el caso del pejerrey cultivado en jaulas flotantes en lagunas, se puede observar que es posible alcanzar tasas de crecimiento nunca antes registradas para el cultivo de esta especie, pero que si se encuentran en ambientes naturales (Espinach Ros *et al.*, 1998; Espinach Ros y Dománico, 2006; Freyre *et al.*, 2008). Por lo tanto es extremadamente relevante para esta práctica de cultivo aprovechar las condiciones ambientales favorables que ocurren en primavera.

Por otro lado, las TCE obtenidas en el sistema de cultivo intensivo, también presentaron mejores ajustes a una función polinomial, indicando la existencia de cierta influencia de factores externos estacionales sobre el crecimiento. Entre estos los de mayor relevancia podrían ser la temperatura ya que en los cultivos intensivos considerados fluctuó entre 10 y 22,9 °C y el fotoperiodo que, dada su influencia sobre el control hormonal (Sumpter, 1992; Talbot, 1993), podría inducir estacionalidad al crecimiento (Hogman, 1968; Pálsson *et al.*, 1992). De

este modo, aunque bajo el sistema intensivo los peces parecen captar la estacionalidad del medio, ésta solo se expresa como una leve mejoría en la TCE en la segunda primavera ya que estaría atenuada por las condiciones de cultivo que en este momento del año no le permitiría a los peces expresar su potencial máximo de crecimiento como ocurre en el cultivo en jaulas.

Los modelos de simulación de crecimiento corridos muestran que el sistema de cultivo semi-intensivo podría producir los peces de mayor peso. Este modelo deja en claro la importancia de la segunda primavera para capitalizar las verdaderas ventajas del cultivo en jaulas. Es más, el resultado de las simulaciones, permite formular la hipótesis de que es posible obtener, aplicando el método de cultivo semi-intensivo, ejemplares aptos para la comercialización en el término de un año, reduciendo de este modo en un año los pronósticos sobre el crecimiento de la especie en cautiverio bajo cultivo intensivo (Somoza *et al.*, 2008). De todas maneras, no podemos dejar de considerar que al correr el modelo, las TCE correspondientes a cada edad obtenida en los experimentos se aplicaron sobre tamaños de peces “teóricos” diferentes y mayores a los que arrojaron dichas tasas. Por esta razón, el modelo tendería a sobreestimar los valores de peso para las edades altas. No obstante las TCE logradas indican que la especie puede desarrollar un crecimiento superior al estimado previamente si se aplican pautas de manejo similares a las planteadas por Solimano (2013).

En el caso del cultivo semi-intensivo y extensivo, la mayor ventaja estaría dada por el acceso al zooplancton que los peces obtienen del entorno, ya que los dos sistemas utilizan esta fuente de alimentación y presentan las mayores tallas predichas por el modelo. Si se toma en cuenta que este es su alimento natural (Freyre *et al.*,

2009; Diovisalvi *et al.*, 2010), se puede deducir que el zooplancton posee los requerimientos nutricionales que el pejerrey necesita. Es así que toma relevancia el hecho de que no exista en el mercado un alimento formulado para el pejerrey (Gómez-Requeni *et al.*, 2012), y que el alimento utilizado para la cría de esta especie, en su mayoría sea el formulado para trucha que evidentemente no satisface por completo los requerimientos del pejerrey, al menos para permitirle expresar al máximo su tasa de crecimiento. En este contexto el alimento balanceado que se proporciona en condiciones semi-intensivas, sería consumido como energía extra, generándose de este modo una sinergia, entre el zooplancton y el balanceado, que favorecería el crecimiento. Este efecto ya fue observado en tilapias (*Oreochromis niloticus*) por varios autores (Green 1992; Diana *et al.*, 1994; Tacon y De Silva, 1997; Waidbacher *et al.*, 2006).

Los resultados de este trabajo demuestran que la acuicultura de esta especie puede ser mejorada a partir de lograr que la especie exprese su máximo potencial de crecimiento, lo que no es posible de lograr mientras los sistemas de cría intensivos utilicen alimentos que no se adecuan a los requerimientos propios de esta especie zooplanctófaga.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Susana Sampietro, por su aporte durante los trabajos con las jaulas y al espacio cedido en la Laguna la Salada de Monasterio. A todo el personal de la estación Hidrobiológica de Chascomús por los pejerreyes con los que se realizaron los experimentos. Este estudio fue realizado gracias al apoyo financiero de los subsidios CONICET (PIP 5442 y 0259) y ANPCyT (PICT 2005/38352 y 2010/1579).

BIBLIOGRAFÍA

- Baigún, C. y R. Delfino. 2002. Sobre ferrocarriles, lagunas y lluvias: características de las pesquerías comerciales de pejerrey en la cuenca del río Salado (Prov. Buenos Aires). *Biología Acuática*, 20: 12-18.
- Baigún, C. y R. Delfino. 2003. Assessment of social and economic issues as management tools for summer pejerrey recreational fisheries in Pampean Lakes (Argentina). *Journal of Lakes and Reservoir Management*, 19: 242-250.
- Berasain, G., D. Colautti y M. Velasco. 2000. Experiencias de cría de pejerrey *Odontesthes bonariensis* durante su primer año de vida. *Revista de Ictiología*, 8: 1-7.
- Berasain, G., C. Velasco y D. Colautti. 2001. Experiencias de cultivo intensivo de larvas, juveniles y reproductores de pejerrey *Odontesthes bonariensis*. En: F. Grosman (Ed.) *Fundamentos biológicos económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*, Astyanax, Azul: 33-40.
- Bonetto, A.A. y H.P. Castello. 1985. Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina. Monografía O.E.A. *Biología*: 118 pp.
- Brett, J.R., J.E. Shelbourn y C.T. Shoop. 1969. Growth rate and body composition of fingerling sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, in relation to temperature and ration size. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26: 2363-2394.
- Brett, J.R. 1979. Environmental factors and growth. En: W. S. Hoar, D. J. Randall y J. R. Brett. (Eds.) *Fish Physiology*, Volume VIII, Academic Press, London: 599-675.
- Brett, J.R. y T.D.D. Groves. 1979. Physiological energetics. En: Hoar, W.S., D.J. Randall y J.R. Brett (eds.) *Fish Physiology*, Volume VIII, Academic Press, London: 279-352.

- Claps, M.C., N.A. Gabellone y H.H. Benítez. 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 40(3): 201-210.
- Colautti, D. y M. Remes Lenicov. 2001. Cría y engorde de larvas y juveniles de pejerrey en jaulas. En: Grosman, F. (Ed.) *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para la correcta gestión del recurso pejerrey*, Astyanax, Azul: 53-61.
- Colautti, D., J. García, P. Solimano y P. Carriquiriborde. 2008. Relación entre la composición y abundancia del zooplancton con la producción de juveniles de pejerrey, *Odontesthes bonariensis* en dos lagunas pampásicas. IV Congreso Argentino de Limnología, Bariloche, 26 al 30 de octubre.
- Colautti, D.C., J.R. Garcia de Souza, P.J. Solimano, T. Maiztegui y C.R.M. Baigún. 2009. Influencia de la estacionalidad ambiental sobre el cultivo extensivo de juveniles de pejerrey *Odontesthes bonariensis* en lagunas pampeanas. II Conferencia Latinoamericana sobre el cultivo de especies nativas, Chascomús, 2 y 3 de noviembre.
- Colautti, D.C., J.R. Garcia de Souza, L. Balboni y C.R.M. Baigún. 2010. Extensive cage culture of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in a shallow pampean lake in Argentina. *Aquaculture Research*, 41: 376-384.
- Diana, J.S., C.K. Lin y K. Jaiyen. 1994. Supplemental feeding of tilapia in fertilized ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, 25: 497-506.
- Diovisalvi, N., G. Berasain, F. Unrein, D.C. Colautti, P. Fermani, M.E. Llamas, M.E. Torremorel, L. Lagomarsino, G. Perez, R. Escaray, J. Bustingory, M. Ferraro y H. Zagarese. 2010. Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología Austral*, 20: 115-127.
- Elliot, J.T.M. 1975. The growth rate of brown trout fed on maximum rations. *Journal of Animal Ecology*, 44: 805-821.
- Espinach Ros, A., A. Dománico y G. Seigneur. 1998. Piscicultura extensiva del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Pp: 51-52. 1er Taller integral sobre el recurso Pejerrey en la Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires.
- Espinach Ros, A. y A. Dománico. 2006. Growth of argentine silverside (*Odontesthes bonariensis*) stocked at low densities in two oligohaline shallow lakes (Buenos Aires province, Argentina.). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 18: 75-80.
- Freyre, L.R., M.E. Maroñas, E.D. Sendra y A.A. Dománico. 2008. Dinámica de la biomasa poblacional para evaluar el uso de los indicadores de la performance de crecimiento en el pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Biología Acuática*, 24: 17-20.
- Freyre, L.R., D.C. Colautti, M.E. Maroñas, E.D. Sendra y M. Remes Lenicov. 2009. Seasonal changes in the somatic indices of the fresh water silverside, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atheriniformes) from a neotropical shallow lake (Argentina). *Brazilian Journal of Biology*, 69: 389-395.
- Garcia de Souza, J.R., P.J. Solimano, T. Maiztegui, C.R.M. Baigún y D.C. Colautti. 2009. Selectividad alimentaria en post-larvas de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) criadas bajo régimen de cultivo extensivo. II Conferencia sobre el cultivo de peces nativos, Chascomús, 2 y 3 de noviembre.
- Garcia de Souza, J.R., P.J. Solimano, C.R.M. Baigún y D.C. Colautti. 2011. Efecto de la densidad de cría de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en el cultivo extensivo en jaulas flotantes (Buenos Aires, Argentina). III Conferencia sobre el cultivo de peces

- nativos. III Conferencia Brasileira sobre el cultivo de especies nativas, Lavras, 13 al 15 de julio.
- García de Souza, J.R., P.J. Solimano, T. Maiztegui, C.R.M. Baigún y D.C. Colautti. 2013. Effects of stocking density and natural food availability on the extensive cage culture of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in a shallow Pampean lake in Argentina. *Aquaculture Research*, DOI:10.1111/are.12286.
- Gómez-Requeni, P., M.N. Kraemer y L.F. Canosa. 2012. Regulation of somatic growth and gene expression of the GH-IGF system and PRP-PACAP by dietary lipid level in early juveniles of a teleost fish, the pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Journal of Comparative Physiology B*, 182: 517-530.
- Green, B.W. 1992. Substitution of organic manure for pelleted feed in production of tilapia. *Aquaculture*, 101: 213-222.
- Grosman, F. y S. Sergueña. 1996. Parámetros biológicos y sociales de una pesquería deportiva de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Actas de las VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, Santa Rosa, 8 pp.
- Hogman, W.J. 1968. Annulus formation on scales of four species of coregonids reared under artificial conditions. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 25: 2111-2112.
- Hopkins, K.D. 1992. Reporting fish growth: a review of the basics. *Journal of the World Aquaculture Society*, 23(3): 173-179.
- Jensen, J.W. 1985. The potential growth of salmonids. *Aquaculture*, 48: 223-231.
- Jobling, M. 1983. Growth studies with fish overcoming the problems of size variation. *Journal of Fish Biology*, 22: 153-157.
- Jobling, M. 1993. Bioenergetics: feed intake and energy partitioning. En: J. C. Rankin y F. B. Jensen (Eds.) *Fish Ecophysiology*, Chapman Hall, London: 1-44.
- Jobling, M. 1994. *Fish bioenergetics*. Ed. Chapman y Hall, London, 300 pp.
- López, H.L. y M.L. García. 2001. Aspectos históricos e importancia regional del pejerrey bonaerense. En: Grosman, F. (Ed.) *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para la correcta gestión del recurso pejerrey*, Astyanax, Azul: 8-18.
- Miranda, L.A., G.E. Berasain, C.A. Velazco, Y. Shirojo y G.M. Somoza. 2006. Natural spawning and intensive culture of pejerrey *Odontesthes bonariensis* juveniles. *Biocell*, 30(1): 157-162.
- Pálsson, J.O., M. Jobling y E.H. Jorgensen. 1992. Temporal changes in daily food intake of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* L., of different sizes monitored by radiography. *Aquaculture*, 106: 51-61.
- Quirós, R., A.R. Renella, M.B. Boveri, J. Rosso y A. Sosnovky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Reartes, J.L. 1995. El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*): Métodos de cría y cultivo masivo. COPESCAL (FAO) Documento ocasional 9: 35 pp.
- Ricker, W.E. 1979. Growth rates and models. En: Hoar, W.S., D.J. Randall y J.R. Brett (eds.). *Fish Physiology*, Volume VIII, Academic Press, London: 677-743.
- Solimano, P.J. 2013. Desarrollo de un sistema de cría semi-intensiva para producción de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en jaulas flotantes. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, La Plata, Argentina.
- Somoza, G.M., L.A. Miranda, G.E. Berasain, D.C. Colautti, M. Remes Lenicov y C.A. Strüssmann. 2008. Historical aspects, current status and prospects of pejerrey aquaculture in South America. *Aquaculture Research*, 39: 784-793.

- Sumpter, J.P. 1992. Control of growth of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 100: 299-320.
- Tacon, A.G.J. y S.S. De Silva. 1997. Feed preparation and feed management strategies within semi-intensive fish farming systems in the tropics. *Aquaculture*, 151: 379-404.
- Talbot, C. 1993. Some aspects of the biology of feeding and growth in fish. *Proceedings of the nutrition society*, 52: 403-416.
- Thorton, R., N.V. Dangavs, D. Freggiaro, A. Strelsik, C. García, L. Freyre, M.A. Gariboglio, J. Frangi y H.A. Toscani. 1982. Los ambientes lagunares de la Pcia. de Buenos Aires. Documento relativo a su conocimiento y manejo. Comisión de Investigaciones Científicas. La Plata, 55 pp.
- Torremorell, A., M.E. Llames, G.L. Pérez, R. Escaray, J. Bustingorry y H. Zagarese. 2008. Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: the central role of light. *Freshwater Biology*, 54: 437-449.
- Velasco, C.A., G.E. Berasain y M. Ohashi. 2008. Producción intensiva de juveniles de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Biología Acuática*, 24: 53-58.
- Waidbacher, H., D.M. Liti, M. Fungomeli, R.K. Mbaluka, J.M. Munguti y M. Straif. 2006. Influence of pond fertilization and feeding rate on growth performance, economic returns and water quality in a small-scale cage-cumpond integrated system for production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). *Aquaculture Research*, 37: 594-600.

CRECIMIENTO DE JUVENILES DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*) BAJO DOS DIFERENTES CONDICIONES DE CULTIVO

C.A.M. VELASCO, G.E. BERASAIN & D.A. PADÍN

Estación Hidrobiológica Chascomús, Lastra y Juárez, (7130) Chascomús, Ministerio de
Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires.

e-mail: mvelazco81@yahoo.com

ABSTRACT. The aim of this work was to analyze the growth and survival of *Odontesthes bonariensis* juveniles using different densities and culture conditions. One assay (E1) was carried out with individuals from 67 to 295 day-old, with a density of 217.2 ind/m³ in a 20 m³ tank. Water salinity varied between 12 and 15 g/L and an open water circulation system was used. The other assay (E2) was carried out with individuals from 43 to 182 day-old, with a density of 121.2 ind/m³ in a 100 m³ previously fertilized pond. Water salinity varied between 4 and 5 g/L and partial water exchanges were made. At the end of E1, the TL and W mean were 191.25 mm and 53.85 g respectively. Besides the survival rate was 88.2% and the production was 96,438 kg/hectare after 228 days of rearing. This result, was the highest recorded in Argentina. At the end of E2, the TL and W mean were 132.5 mm ±10.9 and 19.74 g respectively. In this case the survival rate was 73.34% and production was 17,463 kg./hectare/139 days of rearing. Although a higher density was used in E1 growth and survival were not affected because of the utilization of water circulation and a high salinity. In both assays, the mean weight and the survival rates obtained were superior to others recorded by different authors. In the case of the productions achieved, they were one order higher than all the previously reported in Argentina using different cultures systems.

Keywords: aquaculture; pejerrey; juveniles; growth; survival.

Palabras clave: acuicultura; pejerrey; juveniles; crecimiento; supervivencia.

INTRODUCCIÓN

El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*, Atherinopsidae), es un pez zooplantófago, con una versatilidad anatómica que le permite tomar otros alimentos cuando el plancton es escaso (Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 1985). Es un desovador múltiple, que en condiciones naturales presenta un ciclo reproductivo marcadamente estacional, con un período de desove principal durante primavera y uno menor en otoño (Boschi y Fuster de Plaza, 1959; Calvo y Morriconi, 1972; Strüssmann, 1989). También se reproduce en cautiverio en los mismos períodos (Strüssmann, 1989; Toda *et al.*, 1998; Miranda *et al.*, 2006; Berasain *et al.*, 2008).

Es considerado como uno de los peces emblemáticos de la ictiofauna de agua dulce de la Argentina (López y García, 2001). Es la especie de mayor importancia para la pesca deportiva en la región pampeana y también en diques y embalses de varias provincias del Centro y Norte de Argentina donde se encuentra aclimatada o naturalizada, formando importantes poblaciones sometidas a este tipo de actividad (Somoza *et al.*, 2008). Además, debido a la calidad de su carne, esta especie fue y es explotada a través de la pesca comercial o artesanal (Baigún y Delfino, 2003).

Las lagunas pampeanas son cuerpos de agua de escasa profundidad media y algunas presentan un avanzado estado de col-

matación, tanto por sedimentos como por hidrofobia. Las lagunas más trascendentes y conocidas de la provincia de Buenos Aires son las que tienen una superficie superior a 10 ha, cuyo número alcanza a 10500 entre las permanentes, casi permanentes, semipermanentes, temporarias, efímeras, periódicas y fluviales (Dangavs, 2005). En períodos de escasas precipitaciones se producen importantes mortandades naturales de las poblaciones de pejerrey y otras especies ocasionadas por la disminución de los volúmenes de agua sumado a altas temperaturas del agua, disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto y floraciones algales (Olivier, 1956; Grosman y Sanzano, 2002; Bucher y Etchegoin, 2006; Mancini *et al.*, 2006). Por lo expresado, el repoblamiento es de gran importancia para el mantenimiento de las poblaciones de pejerrey tanto de Argentina (Somoza *et al.*, 2008, Berasain *et al.*, 2010) como en otros países como Bolivia y Perú (FAO, 2011) donde fue introducido.

Desde hace más de diez años, en la Estación Hidrobiológica de Chascomús (EHCh), se ha logrado cerrar el ciclo de cultivo en cautiverio con la producción masiva de huevos y larvas de pejerrey a partir de reproductores mantenidos en cautiverio (Miranda *et al.*, 2006; Berasain *et al.*, 2008). Además del repoblamiento con larvas se ha logrado avanzar en la producción intensiva de juveniles, los cuales son destinados a la siembra de numerosas lagunas de la provincia de Buenos Aires y otras provincias argentinas.

Respecto al cultivo de juveniles de pejerrey es poca la información disponible y además muy variada en cuanto a sistemas de cultivo (jaulas, tanques, piletas), condiciones de cultivo (densidades, salinidades, manejos), tipo de alimentos utilizados, crecimientos y producciones obtenidas (Luchini *et al.*, 1984; Reartes 1987, 1995; Toda *et al.*, 1998; Berasain *et al.*, 2000, 2001, 2006; Tsuzuki *et al.*, 2000a; Colautti y Remes Lenicov, 2001; Mi-

randa *et al.*, 2006; Velasco *et al.*, 2008; Piedras *et al.*, 2009; Colautti *et al.*, 2009, 2010; García de Souza *et al.*, 2013; Solimano, 2013).

El objetivo del presente trabajo es presentar y analizar los resultados de crecimiento, supervivencia y producción de juveniles de pejerrey en 2 ensayos de cultivo desarrollados bajo diferentes condiciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron dos ensayos (E1 y E2) en los que se utilizaron larvas provenientes de desoves naturales de reproductores criados en condiciones intensivas a partir de su eclosión en la EHCh. Estas larvas fueron criadas desde su nacimiento hasta el inicio de cada ensayo en tanques circulares de acuerdo al sistema de cultivo en agua verde, que consiste en la utilización de algas en el tanque de cría (Bromage y Roberts, 1995; Lavens y Sorgeloos, 1996; Velasco *et al.*, 2008; Conceição *et al.*, 2009; Yúfera, 2009).

En ambos ensayos se utilizó alimento inerte para truchas de marca Ganave producido en Argentina, con una composición para todos los tamaños utilizados (desde Starter 00 a Crumble 3) de 47% de proteína animal, 13% de lípidos, 2% de fibra y 18% de minerales totales.

Ensayo 1 (E1): El mismo duró 228 días y se llevó a cabo desde el 3 de enero al 18 de agosto de 2005 con 4263 individuos con un promedio de LT de $76,93 \text{ mm} \pm 9,97$ y P promedio de $3,10 \text{ g} \pm 1,15$, desde los 67 días post-eclosión (nacidos en octubre) a los 295 días de edad, en un tanque circular de 20 m^3 con una densidad de $217,22 \text{ ind/m}^3$. Se utilizó agua subterránea con una circulación de 3000 L/hora y con una salinidad que varió entre 12 y 15 g/L.

Durante el primer mes se ofrecieron tres tipos de alimentos zooplancton, nauplius de *Artemia* y alimento inerte. El zooplancton y los nauplius de *Artemia* se entregaron cuatro veces/día. En el momento de la ali-

mentación se cerró la circulación del agua durante una hora. Los tamaños de alimento inerte fueron Starter 0, Crumble 1, 2 y 3. Se entregaron en total 194,14 kg de alimento. La limpieza del fondo del tanque se realizó de 2 a 3 veces/semana.

Ensayo 2 (E2): El mismo duró 139 días y se llevó a cabo desde el 8 de noviembre de 2006 al 27 de marzo de 2007. Se utilizaron 12.198 individuos de 43 días de vida (nacidos en septiembre), con un promedio de longitud total (LT) de 30,18 mm ($\pm 3,30$) y un peso (P) promedio de 0,161 g ($\pm 0,06$). El cultivo se realizó en una pileta rectangular de 100 m³, con agua subterránea con una salinidad entre 4 y 5 g/L, fertilizada 12 días antes de la siembra con 10 kg de sulfato de amonio, 1 kg de urea y 750 g de superfosfato de calcio. El plancton se cuantificó de 3 a 4 veces por semana. Se realizaron renovaciones parciales del agua entre el 15 y el 20% del volumen total cada 4 días, de acuerdo a la transparencia del agua para evitar floraciones algales y además se agregó agua para compensar la pérdida por evaporación. Se ofreció 6 veces por día alimento inerte para trucha tamaños Starter 00, 0 y Crumble 1 y 2. Se entregaron 210 kg de alimento durante el tiempo experimental.

En los dos ensayos se tomaron muestras de peces en las que se midió la LT y longitud estándar (LE) en mm y el P en g y se calcularon los respectivos desvíos estándares (DE). Con estos datos, se calculó el índice de condición k de fulton (IK), donde $IK = P \text{ (kg)} \times 100/LE^3 \text{ (mm)}$ y se estimó la Tasa de Crecimiento Específica TCE (%/día) = $(\ln X_f - \ln X_i)/(t_f - t_i) \times 100$, donde, $X_f = P \text{ o } LT \text{ final}$, $X_i = P \text{ o } LT \text{ inicial}$, $t_f =$

tiempo final y $t_i =$ tiempo inicial (Ricker, 1979). Para la toma de las mediciones los ejemplares fueron anestesiados con benzocaina (100 ppm). Al final de los ensayos se contó el número total de individuos y se calculó la supervivencia y producción en kg/ha/días de cultivo. Diariamente se tomaron las temperaturas del agua a las 8 y 16 horas, con un termómetro de varilla de alcohol.

RESULTADOS

E1. Al finalizar este ensayo, a los 295 días de edad se logró una LT promedio de 191,25 mm $\pm 14,26$ y un P promedio de 53,85 g $\pm 12,53$ (Tabla 1). El valor promedio del IK al inicio del ensayo fue de 1,09 $\pm 0,09$ y al final de 1,23 $\pm 0,11$ (Tabla 1). El número final de individuos fue de 3760 con una supervivencia del 88,2 % y una producción de 96438 kg/ha/228 días de ensayo.

La TCE en P pasó de un valor de 2,1% de crecimiento diario entre el 1° y 2° muestreo (67-125 días) a un valor de 0,5% entre el 3° y 4° muestreo (183-245 días) y luego subió a 1,29 entre el 4° y 5° muestreo (245-295 días), en cambio el incremento en porcentaje diario de la LT pasó de 0,66% de incremento diario entre el 1° y 2° muestreo a un valor de 0,12 entre el 3° y 4° muestreo (durante el invierno) para luego ascender a 0,46 entre el 4° y 5° muestreo (Fig. 1).

Durante el ensayo, el promedio de la temperatura del agua a las 8,00 hs fue de 18,3°C $\pm 1,5$ y a las 16,00 hs fue de 18,9°C $\pm 1,9$, la mínima temperatura registrada a la mañana fue de 15°C y a la tarde de 16°C, en cambio la máxima temperatura registrada de mañana fue de 27°C y a la tarde de 30°C (Fig. 2).

Tabla 1. Edad, longitud total, estándar, peso, índice de condición, desviaciones estándares y n de la muestra en E1.

Fecha	Edad días	LT mm	DE	LE mm	DE	P g	DE	IK	DE	n
03/01/2005	67	76,93	9,97	64,47	8,37	3,1	1,15	1,09	0,09	30
02/03/2005	125	112,86	8,7	98,86	9,34	10,28	2,78	1,05	0,12	14
29/04/2005	183	140,8	16,74	119,95	14,75	20,5	8,17	1,13	0,1	20
30/06/2005	245	151,88	22,33	129,44	19,97	28,22	12,77	1,21	0,1	25
19/08/2005	295	191,25	14,26	173,6	12,95	53,85	12,53	1,23	0,11	20

E2. Al finalizar este ensayo, el valor promedio de LT fue de 132,50 mm ± 10,90 y el valor promedio del P fue de 19,74 g ± 5,85 (Tabla 2). El valor del IK fue aumentando, desde un valor inicial de 0,91 ± 0,10 a un IK final de 1,34 ± 0,10 (Tabla 2). La supervivencia fue del 73,34%, llegando a una densidad final de 89,47 ind/m³ y una producción de 17.463 kg/ha/139 días de ensayo.

La TCE en P pasó de un valor inicial de 7,33% de crecimiento diario a un valor final de 1,73%. En cambio el incremento en porcentaje diario de la LT pasó de un valor de 2,12% entre el 1° y 2° muestreo (44-76 días) a un valor de 0,58% entre el 4° y 5° muestreo (139-182 días) (Fig. 3).

Al inicio del ensayo y durante los primeros días de cultivo, la pileta tenía una abundante cantidad de zooplancton: cladóceros de 500 a 3000 ind/L y copépodos de 200 a 1000 ind/L pero luego de los primeros 5 días los valores hallados fueron muy bajos, por lo que la alimentación se basó principalmente en alimento inerte.

Durante el ensayo, el promedio de la temperatura del agua a las 8,00 hs fue de 22,1°C ± 2,6 y a las 16,00 hs de 23,8°C ± 2,7. La mínima temperatura registrada a la mañana fue de 17°C y a la tarde de 18,5°C, en cambio la máxima temperatura registrada a la mañana fue de 27°C y a la tarde de 30°C (Fig. 4).

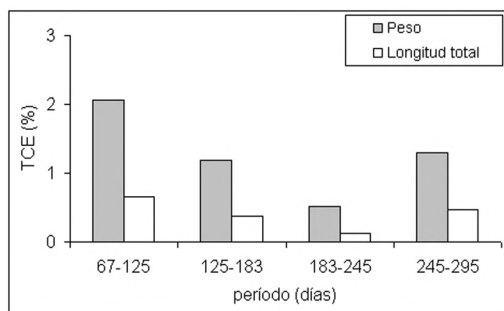


Figura 1. Tasa de crecimiento específico en peso y longitud total en E1.

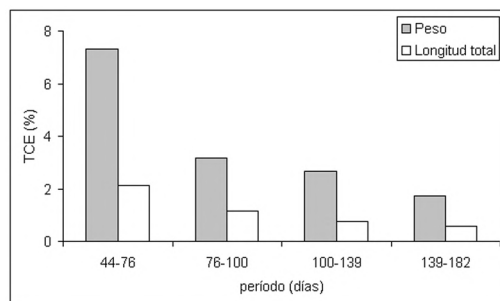


Figura 3. Tasa de crecimiento específico en peso y longitud total en E2.

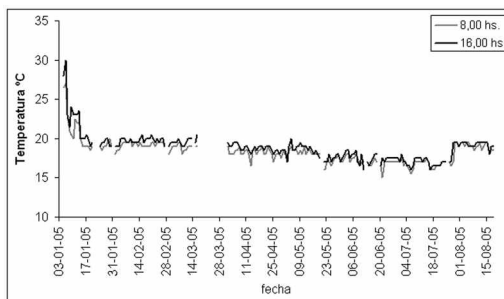


Figura 2. Temperatura del agua durante el ensayo E1.

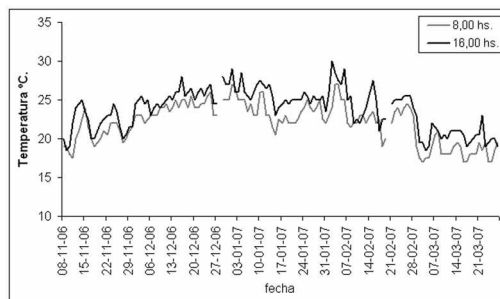


Figura 4. Temperatura del agua durante el ensayo E2.

Tabla 2. Edad, longitud total, estándar, peso, índice de condición, desviaciones estándares y n de la muestra en E2.

Fecha	Edad Días	LT mm	DE	LE mm	DE	P g	DE	IK	DE	n
10/11/2006	43	30,18	3,3	25,75	4,18	0,16	0,06	0,91	0,1	68
11/12/2006	76	58,28	6,41	49,82	7,29	1,55	0,67	1,18	0,14	38
04/01/2007	100	76,67	6,94	64,7	8,08	3,33	1,04	1,2	0,17	33
12/02/2007	139	103,34	11,53	87,93	12,64	9,4	3,66	1,33	0,16	29
27/03/2007	182	132,5	10,9	112,88	12,96	19,74	5,85	1,34	0,1	26

DISCUSIÓN

Una de las claves en acuicultura para la producción masiva de peces es la capacidad de producir en forma repetible, juveniles de buena calidad. En muchos casos en el cultivo de especies marinas, se ha observado que la calidad de los peces cultivados es altamente variable, incluyendo altos porcentajes de mortalidad, crecimientos variables y variaciones en la calidad de los huevos (Bromage y Roberts, 1995; Kjærsvik *et al.*, 2003).

En cuanto a los resultados de estos ensayos vemos que los promedios de LT y P alcanzados en E2 fueron superiores a los logrados en ensayos de Velasco *et al.* (2008) en donde se trabajó con casi el doble de densidad (230 ind/m³) en condiciones de cultivo semejantes y con individuos de edades similares. Es posible que la menor densidad utilizada en E2 haya permitido obtener individuos con mayor peso respecto de los obtenidos por Velasco *et al.* (2008) que fueron de 11,8 g. Ahora si comparamos E2 con E1 vemos que en ambos ensayos los promedios de LT y P alcanzados para los 182 y 183 días respectivamente fueron similares a pesar de haberse utilizado en E1 una densidad de 217 ind/m³, superior a E2. Esto último no concordaría con el crecimiento esperado para cultivos a mayores densidades en condiciones semejantes de producción.

Varios autores han evaluado el efecto de la densidad de cultivo sobre el crecimiento, la supervivencia y la salud de los peces, incluso han considerado a las altas densidades de cultivo como un agente estresor crónico (Montero *et al.*, 1999; Hitzfelder *et al.*, 2006; North *et al.*, 2006; Person-Le Ruyet *et al.*, 2008; Braun *et al.*, 2010; Roncarati *et al.*, 2013). El efecto de la densidad en el cultivo de pejerrey en jaulas fue estudiado por García de Souza *et al.* (2013) y por Solimano (2013). De acuerdo a lo expresado por los citados autores se podrían justificar los resultados de E2 respecto de Velasco *et al.*

(2008), pero no respecto de E1. Creemos que dos factores fueron los más importantes para lograr LT y P similares a E2: la circulación de agua sumada a la limpieza del fondo del tanque y la utilización de agua salobre. El primer factor permitió una rápida remoción de los desechos, manteniéndose así una buena calidad del agua. Respecto del segundo, varios autores sostienen que la utilización de agua salobre es sumamente beneficiosa para el cultivo del pejerrey porque ésta actuaría como un agente mitigante de diversas formas de estrés (Strüssmann, 1989; Tsuzuki *et al.*, 2000a, b; 2001 y 2007; Piedras *et al.*, 2009). Estos dos factores habrían hecho posible que en E1 no se viera afectado el crecimiento a pesar de utilizar casi el doble de la densidad que en E2. Cabe destacar que E1 se inició con individuos que tuvieron una alta TCEP: 11 % (del día 1 al 67 de edad) y un peso medio inicial de 3, 1 g, superior a cualquier otro valor registrado para esa edad (Reartes, 1987; Berasain *et al.*, 2000; 2001; 2006; Velasco *et al.*, 2008; Colautti y Remes Lenicov, 2001; Miranda *et al.*, 2006; Colautti *et al.*, 2010; García de Souza *et al.*, 2013; Solimano, 2013). También los promedios de las LT y P finales alcanzados fueron superiores a los de Berasain *et al.*, (2000; 2001; 2006) y Colautti y Remes Lenicov (2001). En E1 estos promedios de las LT fueron superiores a los de Berasain *et al.*, (2000; 2001), Colautti *et al.*, (2009), Solimano (2013), mientras que los pesos resultaron el doble de los obtenidos por dichos autores como así también el doble del peso esperado para sistemas intensivos según modelos de simulación (Solimano, 2013).

Los valores promedios del IK para ambos ensayos variaron entre 0,91 y 1,34, lo que coincide con lo expresado para diferentes lagunas de la provincia de Buenos Aires, donde se registraron valores medios entre 0,99 y 1,37 (Baigún *et al.*, 2009) o para juveniles cultivados en jaulas con suplementación de

alimento, los que variaron entre 0,86 y 1,21 (Solimano, 2013). Según Arechavala-López *et al.* (2011), este índice en algunas especies en sistemas de cultivo tiende a ser mayor que en las poblaciones silvestres.

Respecto a la supervivencia, en E1 fue del 88,20%, similar a la del 81,8% obtenida por Reartes (1995) para los 282 días post-eclosión (180 días de ensayo). La supervivencia de este ensayo fue superior a la registrada por Berasain *et al.* (2000) que varió entre el 28,9% y 60,1% para los 350 y 374 días post-eclosión y a la de Velasco *et al.* (2008) del 71,8% a los 196 días post-eclosión (180 días de ensayo).

También fue superior a la obtenida en jaulas por Colautti *et al.* (2009), quienes luego de 11 meses de cultivo y casi un año de vida obtuvieron un promedio de solamente un 18% de supervivencia. La supervivencia de E1 fue superior a las registradas por Solimano (2013) en jaulas flotantes, quién obtuvo supervivencias que variaron entre 50 y 59,3% para ensayos de 168 días, (331 días post-eclosión) y para ensayos de 124 días (106 días post-eclosión) donde dicho autor obtuvo supervivencias entre el 46,67 y 65,33% utilizando diferentes densidades de cultivo.

En E2 la supervivencia fue de 73,34%, similar al 71,8% obtenido por Velasco *et al.* (2008) para un período semejante de cultivo (16 a 196 días post-eclosión) y superior a las alcanzadas por Luchini *et al.* (1984), del 26 y 18 % a los 161 y 233 días respectivamente. También fue superior a las obtenidas por Berasain *et al.* (2000) que variaron entre el 47 y 68% a los 198 días post-eclosión.

La supervivencia de este ensayo resultó también superior a las registradas en el cultivo en jaulas por Colautti y Remes Lenicov (2001) quienes lograron una supervivencia del 43% a los 181 días post-eclosión y a las de Colautti *et al.* (2009) quienes lograron una supervivencia del 59% para los 110

días de cultivo en jaulas y a las de Colautti *et al.* (2010) quienes obtuvieron supervivencias que variaron entre el 54 y 65% para los primeros 110 días de cultivo.

Con respecto a las producciones, son las más altas registradas en Argentina, debido a que se obtuvieron altos valores promedios de P y altos porcentajes de supervivencia. En E1 fue de 96438 kg/ha/228 días de cultivo, siendo este valor la mayor producción lograda en este establecimiento. La producción en E2 fue de 17463 kg/ha/139 días de cultivo. Esta fue semejante a la obtenida por Velasco *et al.* (2008) de 19418,34 kg/ha/180 días de cultivo en condiciones de cultivo similares pero a la cual se llegó de una manera diferente, con casi el doble del número de individuos pero con un P medio menor. Creemos que esto se debió al efecto de la densidad de cultivo sobre el crecimiento. Las producciones en E1 y E2 resultan superiores en un orden de magnitud a las registradas por Berasain *et al.* (2000; 2001; 2006), a las registradas para jaulas por Colautti y Remes Lenicov (2001), Colautti *et al.* (2010) y Solimano (2013) en jaulas a densidades mucho menores y con suplementación de alimento.

De acuerdo con Gatesoupe *et al.* (2004) las TCE disminuyen cuando la talla del pez aumenta y dependen de la temperatura. Esto coincide con lo presentado en este trabajo donde las TCE en P y LT registran los valores superiores cuando los juveniles tuvieron menor edad y menor tamaño.

En E1, los valores de TCE tanto en P como en LT fueron inferiores a los obtenidos por Velasco *et al.* (2008), fueron similares a los obtenidos por Solimano (2013) y superiores a los de García de Souza *et al.* (2013). Aquí se evidencia que las TCE dependen de la temperatura ya que se produjo una disminución de estas con la edad en los meses de invierno y luego se produjo un incremento cuando las temperaturas aumentaron. O

sea que en tanques circulares se observó el mismo fenómeno que en jaulas flotantes, en contraposición a lo expresado por Solimano (2013) quién sostiene que en sistemas intensivos no se experimenta un incremento en las TCE luego de los 200 días de edad. En E2 se obtuvieron siempre valores superiores de TCE, tanto en P como en LT, con respecto a los valores obtenidos en E1. En E2 se obtuvo el valor de TCE en P más alto registrado en cultivo de pejerrey entre los 44 y los 76 días de edad de los juveniles (7,33%), siendo el resto de los valores obtenidos similares a los alcanzados por Velasco *et al.* (2008) en ejemplares de 16 a 196 días post-eclosión y superiores a los publicados para el cultivo en jaulas por Solimano (2013) y García de Souza *et al.* (2013).

Los promedios de las temperaturas en E2 fueron superiores a los de E1 debido a que E2 transcurrió durante los meses de noviembre a marzo, en cambio E1 abarcó también los meses de menor temperatura de abril a agosto. A pesar de esto en E1 la circulación del agua permitió temperaturas promedio de 18°C dado que el agua ingresaba con una temperatura de aproximadamente 18°C y la circulación fue de 3000 L/h. En E2 hubo un tiempo más largo de cultivo con temperaturas entre los 20 y 25°C, en cambio en E1 entre los 18 y 20°C. En ambos ensayos estas temperaturas estuvieron dentro del rango de temperaturas óptimas para el cultivo de pejerrey de 17 a 24°C (Somoza *et al.*, 2008). En momentos puntuales los juveniles de ambos ensayos estuvieron expuestos a temperaturas de 30°C, comenzaron a nadar en superficie y dejaron de alimentarse, situación ya registrada por Velasco *et al.* (2008).

Los resultados que aquí se presentan brindan información novedosa y valiosa sobre el cultivo de juveniles de pejerrey y estos resultados se corroboran año a año en este establecimiento con la producción de nuevos stocks de juveniles y la formación

de planteles de reproductores utilizando la misma metodología de cultivo que se presenta en estos dos ensayos. Dicha metodología resultó mucho más efectiva para la obtención de juveniles en términos de crecimiento, supervivencia y producción que la utilizada por otros autores en diferentes condiciones de cultivo y las desarrolladas en experiencias previas propias.

Respecto al pejerrey, para poder realizar un exitoso programa de producción para repoblamiento con juveniles es fundamental mantener una producción intensiva sostenida en el tiempo y seguir avanzando en el mejoramiento de todo el proceso de producción. Ello justifica los diferentes ensayos de formas de cultivo de la especie, como por ejemplo los aquí presentados.

Como consideración final podemos afirmar que el potencial de crecimiento del pejerrey es aún mayor si comparamos con poblaciones silvestres (Espinach Ros *et al.*, 1998) o si comparamos con otros ensayos realizados en este Establecimiento (datos no publicados), por lo que son necesarios nuevos estudios tendientes a mejorar el crecimiento, optimizar las condiciones de cultivo, las densidades y determinar los requerimientos nutricionales del pejerrey para desarrollar alimentos acordes a ellos.

AGRADECIMIENTOS

Al personal de la Estación Hidrobiológica de Chascomús y al Dr. Leandro Miranda por la corrección del trabajo y por las numerosas sugerencias realizadas.

BIBLIOGRAFÍA

Arechavala-López, P., P. Sánchez-Jerez, J.T. Bayle-Sempere, D.G. Sfakianakis and S. Somarakis. 2011. Morphological differences between wild and farmed mediterranean fish. *Hydrobiologia*, 679: 217-231.

- Baigún, C.R. y R. Delfino. 2003. Sobre ferrocarriles, lagunas y lluvias: características de las pesquerías comerciales de pejerrey en la cuenca del río Salado (provincia de Buenos Aires). *Biología Acuática*, 20: 12-18.
- Baigún, C.R., D.C. Colautti y F. Grosman. 2009. Assessment of condition in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniforme: Atherinopsidae) populations: wich index works best? *Neotropical Ichthyology*, 7 (3): 439-446.
- Berasain, G., D. Colautti y C.A. Velasco. 2000. Experiencias de cría de pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, durante su primer año de vida. *Revista de Ictiología*, 8 (1/2): 1-7.
- Berasain, G., C.A. Velasco y D. Colautti. 2001. Experiencias de cultivo intensivo de larvas, juveniles y reproductores de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). En: Grosman, F. Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Editorial Astyanax, Azul, Argentina: 33-40.
- Berasain, G., C.A. Velasco, Y. Shiroyo, D. Colautti y M. Remes Lenicov. 2006. Cultivo intensivo de juveniles de Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en estanques. CIVA: 940-947 (<http://www.civa2006.org>).
- Berasain G., C.A. Velasco y M. Chiclana. 2010. Historia de la piscicultura del pejerrey en Chascomús. Probiota. FCNyM, UNLP. Serie Documentos n° 14, La Plata.
- Berasain, G., C.A. Velasco, F. Mir y D. Padín. 2008. Producción intensiva de ovas embrionadas de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) a partir de reproductores mantenidos en cautiverio. *Biología Acuática*, 24: 11-16.
- Boschi, E.E. y M.L. Fuster de Plaza. 1959. Estudio reproductivo en el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*). Departamento Investigaciones Pesqueras, Secretaría Agricultura y Ganadería, Argentina, Publicación N° 8: 1-61.
- Braun, N., R. Lima de Lima, B. Baldisserotto, A.L. Dafre, A. Pires de Oliveira Nuñez. 2010. Growth, biochemical and physiological responses of *Salminus brasiliensis* with different stocking densities and handling. *Aquaculture*, 301: 22-30.
- Bromage, N.R. and R.J. Roberts. 1995. Broodstock management and egg and larval quality. Edited by Bromage, N.R. and R.J. Roberts, University Press, Cambridge, 424 pp.
- Bucher, E.H. y M. Etchegoin. 2006. El pejerrey como recurso. En: Bucher E. H. Bañados del río Dulce y Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina): 201-217.
- Calvo, J. y E.R. Morriconi. 1972. Fenómenos reproductivos en el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) III. Estudio de la fecundidad, época y número de desoves. *Anales Comisión Investigaciones Científicas*, La Plata, Argentina, 193: 75-83.
- Colautti, D. y M. Remes Lenicov. 2001. Primeros resultados sobre cría de pejerreyes en jaulas: crecimiento, supervivencia, producción y alimentación: 53-61. En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 212 pp.
- Colautti, D., J.R. García de Souza y L. A. Miranda. 2009. Sistema de cultivo mixto en jaulas y estanques para el pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Biología Acuática*, 26: 47-54.
- Colautti, D., J.R. García de Souza, L. Balboni y C.R. Baigún. 2010. Extensive cage culture of pejerrey (*Odontesthes*

- bonariensis*) in a shallow pampean lake in Argentina. *Aquaculture Research*, 41: 376-384.
- Conceição L.E., M. Yúfera, P. Makridis, S. Morais y M.T. Dinis. 2009. Live feeds for early stages of fish rearing. *Aquaculture Research*: 1-28.
- Dangavs, N. 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. *Actas del XVI Congreso Geológico Argentina. Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires, capítulo XIII*: 219-235.
- Escalante, A.H., 1985. Alimentación del pejerrey *Basilichthys bonariensis* (*Osteichthyes, Atherinidae*) del embalse Río Tercero, prov. de Córdoba. *Neotrópica*, 31 (85): 22-26.
- Espinach Ros A., A. Domanico y G. Seigneur. 1998. Piscicultura extensiva del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). 1er Taller Integral sobre el Recurso Pejerrey en la Provincia de Buenos Aires: 51-52. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires.
- FAO. 2011. Informe del Taller sobre Repoblamiento de Cuerpos de Agua Continentales en América Latina y El Caribe. Serie de Acuicultura y Pesca en América Latina, Número 5. junio de 2011.
- García de Souza, J.R., P.J. Solimano, T. Maiztegui, C.R. Baigún y D. Colautti. 2013. Effects of stocking density and natural food availability on the extensive cage culture of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in a shallow Pampean lake in Argentina. *Aquaculture Research*: 1-13.
- Gatesoupe, F.J., J.L. Zambonino Infante, Chantal Cahu y P. Bergot. 2004. Ontogénesis, desarrollo y fisiología digestiva de las larvas de peces. En: Guillaume, J., S. Kaushik, P. Bergot y R. Métailler. *Nutrición y alimentación de peces y crustáceos*. Ediciones Mundi-Prensa, 475 pp.
- Grosman, F. y P. Sanzano. 2002. Mortandades de pejerrey *Odontesthes bonariensis* originadas por floraciones de cianobacterias en dos ambientes de Argentina. *Revista AquaTIC*, Univ. Zaragoza, España n° 17.
- Hitzfelder, G.M., G.J. Holt y J.M. Fox and D.A. McKee. 2006. The effect of rearing density on growth and survival of cobia, *Rachycentron canadum*, larvae in a closed recirculating aquaculture system. *Journal of World Aquaculture Society*, 37 (2): 204-209.
- Kjorsvik, E., K. Hoehne-Reitan y K.I. Reitan. 2003. Egg and larval quality criteria as predictive measures for juvenile production in turbot (*Scophthalmus maximus* L.). *Aquaculture*, 227: 9-20.
- Lavens, P. y P. Sorgeloos. (eds.). 1996. Manual on the production and use of live food for aquaculture. FAO Fisheries Technical Paper. N° 361. Rome, FAO, 295pp.
- López, H.L. y M.L. García. 2001. Aspectos históricos e importancia del pejerrey bonaerense. En: Grosman, F. *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. Editorial Astyanax, Azul, Argentina: 15-20.
- Luchini, L.C., R. Quirós y T. Avendaño Salas. 1984. Cultivo del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) en estanques. *Memorias Asociación Latinoamericana de Acuicultura*, Chile, 5(3): 581-587.
- Mancini, M., C. Rodríguez, C. Prósperi, V. Salinas y C. Bucco. 2006. Main diseases of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in central Argentina. *Pesquisa Veterinaria Brasileira*, 26 (4): 205-210.
- Miranda, L.A., G. Berasain, C.A. Velasco, Y. Shirojo y G.M. Somoza. 2006. Natural spawning and intensive culture of pejerrey *Odontesthes bonariensis* juveniles. *Biocell*, 30 (1): 157-162.

- Montero, D., M.S. Izquierdo, L.Tort, L. Robaina and J.M. Vergara. 1999. High stocking density produces crowding stress altering some physiological and biochemical parameters in gilthead seabream, *Sparus aurata*, juveniles. *Fish Physiology and Biochemistry*, 20: 53-60.
- North, B.P., J.F. Turnbull, T.Ellis, M.J. Porter, H. Migaud, J. Bron y N.R. Bromage. 2006. The impact of stocking density on the welfare of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 255: 466-479.
- Olivier, S.R. 1956. Sequías, inundaciones y aprovechamiento de las lagunas bonaerenses con especial referencia al desarrollo futuro de la piscicultura. *Agro*, año 1 (2): 1-94.
- Person-Le Ruyet, J., L. Labbé, N. Le Bayon, A. Sévère, A. Le Roux, H. Le Delliou y L. Quéméner. 2008. Combined effects of water quality and stocking density on welfare and growth of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Living Resour*, 21: 185-195.
- Piedras, S.R.N., J.L.O. Fernandes, I.S. Motoyama y G.B. Martins. 2009. Efeito de diferentes concentracoes de salinas (NaCl) na sobrevivencia de embrioes de peixe-rei *Odontesthes bonariensis* e *Odontesthes humensis*. *Biotemas*, 22 (3): 235-238.
- Reartes, J. 1987. Evaluación del pejerrey (*Basilichtys bonariensis*) para el cultivo en estanques. En: Verreth, J.A. (ed.). Taller de Trabajo sobre acuicultura en América Latina. Inf. Found. Sci. (IFS) Stockholm, Sweden, Lima, Perú: 149-57.
- Reartes, J. 1995. El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*): métodos de cría y cultivo masivo. COPESCAL (FAO) Documento Ocasional, 9: 1-35.
- Ricker, W. 1979. Growth rates and models. En: W. Hoar, D. Randall, J. Brett, Eds. *Fish Physiology*. Volume VIII, Bioenergetics and Growth. Academic Press, New York, USA: 677-743.
- Ringuelet, R.A., N.R. Iriart y A.H. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, *Atherinidae*) en la laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). *Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton*. *Limnobiós*, 1 (10): 447-460.
- Roncarati, A., M. D'Andrea, F. Pilla, A. Felici, y P. Melotti. 2013. Tub gurnard *Chelidonichthys lucerna* L.: a new fish species suitable for farming? First answers evaluating the growth of juveniles reared at different stocking densities, welfare and fillet quality. *Aquaculture Research*, 44: 1140-1151.
- Solimano, P.J. 2013. Desarrollo de un sistema de cría semi-intensiva para producción de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en jaulas flotantes. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, La Plata, Argentina.
- Somoza, G.M., L.A. Miranda, G. Berasain, D. Colautti, M. Remes Lenicov y C.A. Strüssmann. 2008. Historical aspects, current status, and prospects of pejerrey aquaculture in South America. *Aquaculture Research*, 39: 784-793.
- Strüssmann, C.A. 1989. Basic studies on seed reproduction of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Tesis Doctoral, Tokyo University of Fisheries, Tokyo, Japan.
- Toda K., N. Tonami, N. Yasuda y S. Suzuki. 1998. Cultivo del pejerrey en Japón. Técnicas de cultivo del pejerrey. Publicada en Japón por la New Fish Development Association: 69 pp.
- Tsuzuki, M.Y., H. Aikawa, C.A. Strüssmann y F. Takashima. 2000a. Comparative survival and growth of embryos, larvae, and juveniles of pejerrey *Odontesthes bonariensis* and *O. hatcheri* at different salinities. *Journal of Applied Ichthyology*, 16: 126-130.

- Tsuzuki, M.Y., H. Aikawa, C.A. Strüssmann y F. Takashima. 2000b. Physiological responses to salinity increases in the freshwater silversides *Odontesthes bonariensis* and *O. hatchery* (Pisces, Atherinidae). *Revista Brasileira de Oceanografía*, 48(1): 81-85.
- Tsuzuki, M.Y., K. Ogawa, C.A. Strüssmann, M. Maita and F. Takashima. 2001. Physiological responses during stress and subsequent recovery at different salinities in adult pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Aquaculture*, 200: 349-362.
- Tsuzuki, M.Y., K. Ogawa, C.A. Strüssmann, M. Maita, F. Takashima, C.M.R. Melo. 2007. The significance of cortisol on acclimation to salinity in pejerrey *Odontesthes bonariensis*. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 59(5): 1301-1307.
- Velasco, C.A., G. Berasain y M. Ohashi. 2008. Producción intensiva de juveniles de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Biología Acuática*, 24: 53-58.
- Yúfera, M. 2009. La alimentación durante la etapa larvaria en peces. Desde la apertura de la boca hasta el final de la metamorfosis. En: *Publicaciones científicas y tecnológicas de la Fundación Observatorio Español de Acuicultura: La alimentación y nutrición en piscicultura*. Madrid: 481-522.

EFFECTO DE LA INVASIÓN DE ACACIA NEGRA (*Gleditsia triacanthos* L.) SOBRE ARROYOS PAMPEANOS

C. VILCHES^{1,2}, A. TORREMORELL^{1,2}, J. DEBANDI¹, M.C. RODRÍGUEZ CASTRO^{1,2}, L. RIGACCI^{1,2}, E. ZUNINO^{1,2}, S. KRAVETZ¹ & A. GIORGI^{1,2}

¹ PEP-INEDES-Dpto. de Ciencias básicas-UNLu. Av. Constitución y Ruta Nac. N°5.

² CONICET.

e-mail: carolina_vilches@hotmail.com

ABSTRACT. Pampean fluvial ecosystems of low order usually lack of riparian vegetation. In recent years the invasion of honey locust (*Gleditsia triacanthos* L.) has caused changes in landscape composition. The aim of this study was to evaluate the effect of honey locust invasion on pampean streams. Three reaches with different degree of invasion were selected and compared with three control reaches with no canopy. In order to evaluate the effect of invasion, nutrients (soluble reactive phosphorus, ammonium and nitrates), biomass of producers (seston, macrophytes, periphyton and phytobenthos) and net production in each reach were determined. Significant differences were observed for all of variables estimated between reaches with and without canopy, but not in all cases. The amount of variables with significant differences between both reaches rises following a gradient of increasing invasion levels. Furthermore, differences are more pronounced with increasing percentage of honey locust coverage on the stream. We conclude that sustained invasion of honey locust modifies the concentration of nutrients in water, the biomass of some communities and the production of these communities. This effect could be avoided with early management of the invasion of honey locust.

Key words: Pampean streams; *Gleditsia triacanthos*; nutrients; producers.

Palabras clave: Arroyos pampeanos; *Gleditsia triacanthos*; nutrientes; productores.

INTRODUCCIÓN

La región pampeana se distingue de otros paisajes del mundo por abarcar un extenso territorio predominantemente llano de suelos fértiles. Los arroyos pampeanos son parte de este paisaje y mantienen una interrelación y dependencia con este medio por lo que son altamente vulnerables al uso antrópico de los recursos tanto propios como los de las riberas (Quirós, 2000). Los arroyos pampeanos presentan como características comunes, el nacimiento en pequeñas depresiones de terreno, la presencia de un sustrato homogéneo de carbonato de calcio sobre el que se depositan sedimentos, una concentración relativamente alta de nutrientes y ausencia de leñosas en sus

márgenes que dificulten la entrada de luz (Feijoó y Lombardo, 2007). Estas características además de la baja velocidad de corriente, favorecen, en algunos arroyos, el establecimiento y desarrollo de macrófitas sumergidas, flotantes y emergentes y profundas comunidades de algas epífitas (Giorgi *et al.*, 2005).

Los hábitats riparianos son altamente susceptibles a la invasión de especies vegetales exóticas, lo que estaría relacionado con su dinámica natural donde las inundaciones periódicas modifican la cuenca y crean espacios abiertos para el desarrollo de nuevas plantas (Braatne *et al.*, 2007). En los últimos años la acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.) ha invadido estos ambientes

modificando el paisaje natural ya que esta especie crece mejor en sitios perturbados a pleno sol como son las zonas inundables. Su hábitat preferido es el suelo húmedo y fértil por lo que crece asociada a las llanuras de inundación y a los bancos de ríos y arroyos (Csurhes y Markula, 2010).

Gleditsia triacanthos es una leñosa caducifolia de la familia de las leguminosas (*Fabaceae*), originaria del este y centro de Estados Unidos que ha sido introducida en todos los continentes. Estos árboles crecen hasta 20 m de altura y poseen espinas prominentes generalmente 3-ramificadas. El fruto es una legumbre negra azucarada, comestible para el ganado, que escarifica las semillas facilitando la emergencia de nuevas plántulas en zonas no colonizadas. *Gleditsia triacanthos* prefiere un clima templado cálido con precipitación anual entre 500 y 1500 mm. Su reproducción es por lo general a partir de semillas que se producen en grandes cantidades y se mantienen viables por más de 20 años (Csurhes y Markula, 2010). Esta especie es considerada una invasora exitosa ya que posee características que favorecen su rápida expansión, por ejemplo su rápido crecimiento (60 cm/año), alta tasa de emergencia, período juvenil corto y una alta producción de semillas (Marco y Páez, 2000).

Feijoó *et al.* (2012) indican que el sombreado de los árboles exóticos reduce o hace desaparecer a la vegetación acuática en arroyos pampeanos. La reducción de macrófitas y sus algas asociadas se debería principalmente a la disminución de la luz que alcanza el 95% en verano, lo que produce a su vez una reducción de la amplitud térmica y del clima térmico (Giorgi *et al.*, 2014). Este cambio estructural en la comunidad productora estaría relacionado a un cambio funcional producto de una disminución de la producción primaria en tramos invadidos por acacia. En estos ambientes se

ha encontrado una alta producción (Acuña *et al.*, 2011) por lo que una disminución de la luz en el arroyo provocaría un impacto muy importante.

Además, se han documentado cambios en el ciclo de nutrientes asociado a las invasiones arbóreas en zonas de pastizal (Hobbs y Humphries, 1995) y como *G. triacanthos* puede fijar nitrógeno atmosférico también pueden acelerar la velocidad de algunos procesos biogeoquímicos en el suelo así como incrementar las concentraciones de nutrientes (Kantola *et al.*, 2009). Estos cambios en la química del suelo ribereño sumado a la mayor erosión y modificación de los procesos de escorrentía producto de la falta de cobertura de herbáceas, podrían impactar en la calidad del agua de los arroyos (Chamier *et al.*, 2012).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la invasión de acacia negra sobre arroyos pampeanos teniendo en cuenta los nutrientes del agua, la biomasa de las comunidades productoras y sus producciones netas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio se seleccionaron tramos homogéneos de al menos 100 m de longitud en tres arroyos de segundo orden de la cuenca del río Luján (Provincia de Buenos Aires) siguiendo un gradiente de invasión de acacia: Arroyo Haras (34°31'32,8'' S y 59°10'4,26'' W) densidad baja, arroyo Las Flores (34°31'31,6'' S y 59°10'0,7'' W) densidad media y arroyo Balta (34°40'49,9'' S y 59°20'12'' W) densidad alta. En cada arroyo se seleccionó un tramo con el área ribereña conservada con pastizal (tramo no invadido) y otro con acacia en sus márgenes (tramo invadido). Se realizaron los muestreos de los seis tramos en febrero de 2013.

Se estimaron las concentraciones de nutrientes del agua (fósforo reactivo soluble, amonio y nitratos) de acuerdo a APHA (2005). Además se estimó la concentración

de carbono orgánico disuelto (COD) en muestras de agua filtradas a través de filtros de fibra de vidrio tipo Whatman GF/F y acidificadas, la determinación se realizó mediante el método de combustión a alta temperatura.

Se mapeó la distribución de cada sustrato con productores en cada tramo a lo largo de 20 subtramos seccionados cada 5 m para facilitar la observación, completando los 100 m del tramo elegido y obteniendo la totalidad de la cobertura. En cada subtramo se midió el porcentaje de lecho de arroyo cubierto con productores (macrófitas, epipelon) calculando así un valor medio de cobertura de cada compartimento funcional. Se estimó por triplicado la producción neta para cada compartimento funcional (seston, macrófitas sumergidas, perifiton, epipelon) utilizando cámaras rectangulares de acrílico de 6 litros de capacidad. Las cámaras fueron manipuladas simultáneamente y sumergidas en el arroyo durante las incubaciones para minimizar la variabilidad causada por diferencias en las condiciones de temperatura y luz. Las muestras fueron colectadas al azar a lo largo del tramo en estudio. Las muestras de epipelon fueron colectadas utilizando un muestreador tipo core de 44,2 cm² de sección y se colocaron 3 de estas muestras por cámara conformando una superficie total de 132,6 cm². Se colectaron muestras de macrófitas sumergidas (la superficie de cada muestra fue de 200 cm²), parte de éstas fueron cuidadosamente lavadas para retirar el perifiton adherido y se utilizaron como sustrato "macrófitas" mientras que para estimar la producción del perifiton se utilizaron las muestras de macrófitas sin lavar (Vilches y Giorgi, 2010). Como control, se colocaron cámaras únicamente con agua del arroyo. La producción neta de cada comunidad se estimó por la diferencia de oxígeno disuelto en cada cámara al comienzo y al final de una incubación de una hora dentro del arroyo.

Las medidas de oxígeno disuelto fueron realizadas con un oxímetro HQ40d O₂ meter (HACH Company, Loveland, Colorado). La producción neta (PN) se calculó como

$$PN = \frac{\Delta O_2 V}{\Delta t S}$$

donde la tasa PN (gO₂/ m² h), está conformada por: ΔO_2 es el cambio en la concentración de oxígeno entre las medidas final e inicial (gO₂/m³), Δt es el intervalo de tiempo entre medidas (h), V es el volumen de la cámara (m³) y S es la superficie de cobertura del tramo (m²) del sustrato incubado en la cámara. Para minimizar la distorsión debida a la producción del seston incorporado en cada cámara como agua del arroyo, se descontó la PN de las cámaras controles que incluyen esta comunidad en la estimación de los otros tres compartimentos.

La biomasa expresada como peso seco (PS) de cada sustrato se calculó por triplicado. Para estimar el PS de macrófitas se tomaron porciones de 10 cm de vástago de la macrófita sumergida dominante en cada tramo. En el laboratorio se sonicaron durante tres intervalos de tres minutos para desprender el perifiton y luego se secaron en estufa a 60°C hasta peso constante. La muestra de perifiton obtenida de la sonicación de las macrófitas se filtró con membrana de fibra de vidrio Munkell® MF/F calcinados y prepesados. Los filtros se secaron a 60°C hasta peso constante. Los resultados se expresan en g/g planta. El PS del seston se determinó filtrando 250 ml de muestra y siguiendo la misma metodología que con el perifiton. Los resultados se expresan en g/m³. Para el PS del epipelon se tomaron muestras de 132,6 cm² que se secaron en estufa a 60°C hasta peso constante. En este caso además se calculó % orgánico calcinando la muestra a 480°C durante 4 horas.

Los resultados se presentan como la media \pm desvío estándar. A las variables biomasa de macrófitas, producción neta de macrófitas y de perifiton no se les realizó análisis estadístico ya que si la cobertura de macrófitas en el tramo era inferior al 5% no fueron consideradas y esto sucedió en varios casos. Las demás variables respuesta fueron analizadas para corroborar su normalidad con el análisis de Kolmogorov-Smirnov y fueron transformadas de ser necesario. Se realizó un análisis ANOVA de una vía para analizar diferencias significativas entre el tramo invadido y el no invadido en cada arroyo por separado (STATISTICA 7.1 ®).

RESULTADOS

Se observaron diferencias significativas para todas las variables estimadas entre los tramos no arbolados y los invadidos por acacia. La concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) y amonio en el agua fue significativamente menor en los tramos invadidos de los arroyos con mayor densidad de acacia (Las Flores y Balta). En cambio, la concentración de nitratos fue mayor en los tramos invadidos de los arroyos Haras (el de menor cobertura de acacias) y en el Balta (el más denso) y no se encontraron diferencias en el arroyo Las Flores (Fig. 1). La concentración de COD es menor en los sitios invadidos por acacia. Sin embargo esto no se observa en el arroyo Las Flores que a su vez es el arroyo con menor concentración de COD (Tabla 1). Las biomásas de los productores en general fueron menores en los tramos invadidos. Las biomásas del seston fueron menores en las tres densidades de invasión. La biomasa del perifiton fue menor únicamente en el arroyo

con mayor cobertura de acacias y la biomasa de macrófitas en el arroyo Las Flores. En el arroyo Balta la cobertura de macrófitas en el tramo invadido fue menor al 5% del tramo por lo que no se colectó muestra para estimar la biomasa. En cuanto a la biomasa del epipelon se encontraron diferencias significativas en los dos arroyos con mayor grado de invasión. Sin embargo, mientras que en el arroyo Balta la biomasa en el tramo invadido fue menor, en el arroyo Las Flores fue significativamente mayor en el tramo invadido (Fig. 2).

Tabla 1. Valores de carbono orgánico disuelto expresado en mg/L. NI, No invadido; I, Invadido.

Haras		Las Flores		Balta	
NI	I	NI	I	NI	I
11,3	7,7	3,4	5,1	10,4	7,4

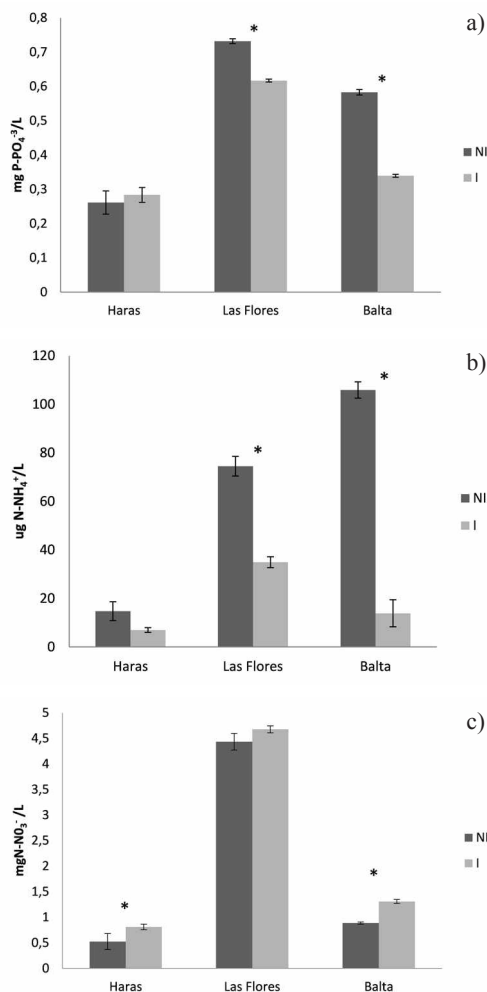


Figura 1. Valores medios y desvíos estándar de los nutrientes analizados. NI, No invadido; I, Invadido. a- Fósforo reactivo soluble (PRS), b- Amonio, c- Nitratos. * p<0,01.

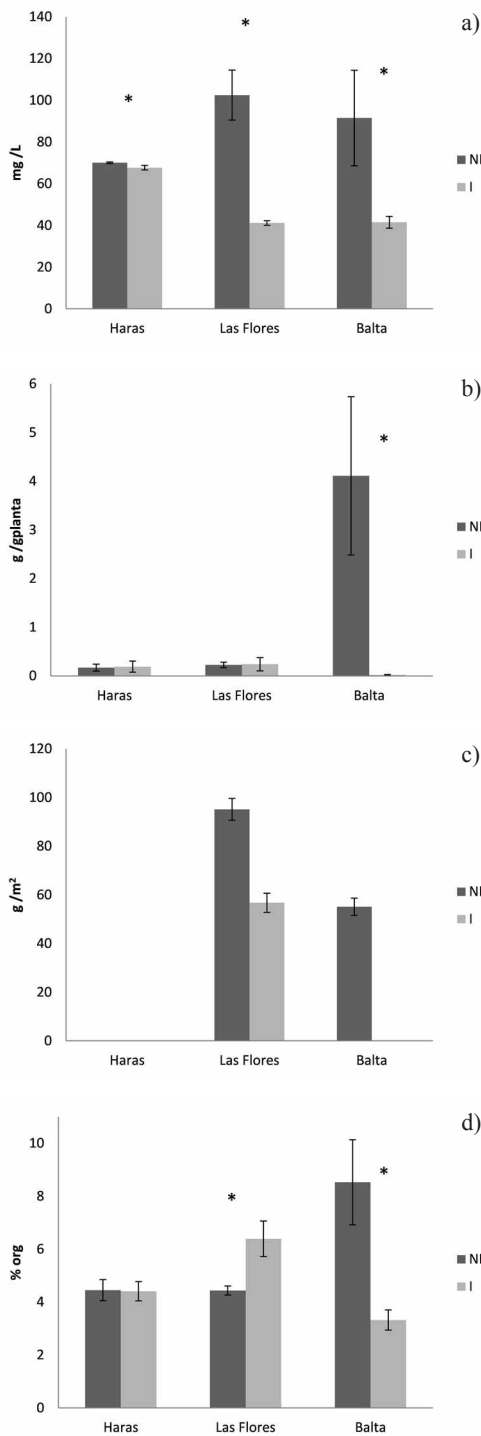


Figura 2. Valores medios y desvíos estándar de las biomásas de cada comunidad con productores estudiada. a- seston, b- perifiton, c- macrófitas, d- epipelón. No invadido (NI), Invadido (I). * $p < 0,01$.

En los dos tramos del arroyo Haras y en el tramo invadido del arroyo Balta la cobertura de macrófitas sobre el tramo fue menor al 5% por lo que no se estimaron las producciones netas de macrófitas ni de perifiton. En la Fig. 3 se indican los valores promedio y desvíos y sólo se calcularon las significancias estadísticas para el caso del

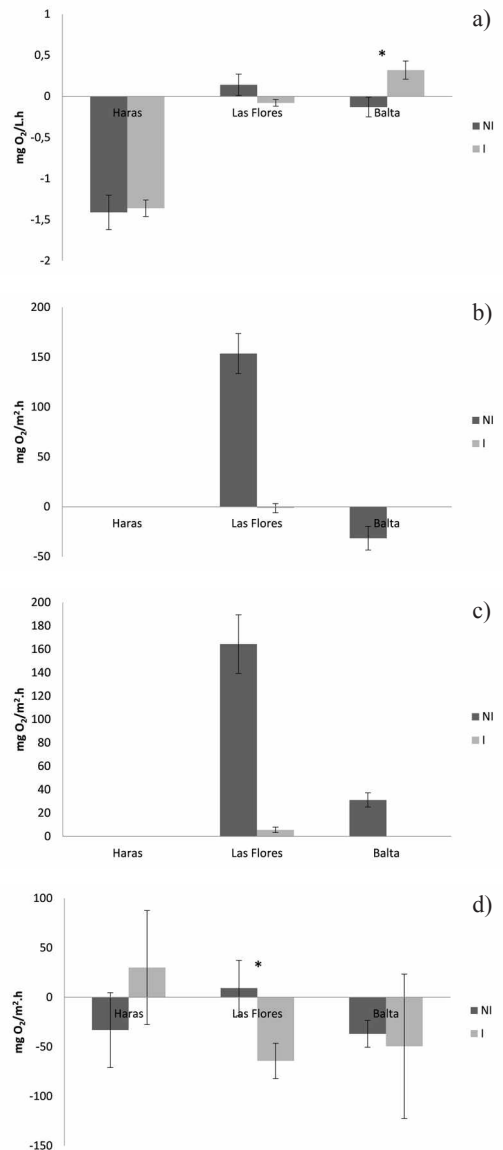


Figura 3. Valores medios y desvíos estándar de la producción neta de cada comunidad con productores estudiada. a- seston, b- perifiton, c- macrófitas, d- epipelón. No invadido (NI), Invadido (I). * $p < 0,01$.

seston y del epipelon. La producción neta del seston fue significativamente mayor en el tramo invadido en el arroyo con mayor cobertura de acacias invasoras mientras que en el arroyo Las Flores los resultados se invierten aunque no de manera significativa. La producción neta del epipelon fue significativamente menor en el tramo invadido del arroyo con una invasión de acacia intermedia mientras que en los otros arroyos estas diferencias no fueron significativas.

En síntesis, en términos generales las diferencias encontradas en los parámetros estimados son más pronunciadas al aumentar el porcentaje de cobertura de la acacia negra sobre el arroyo.

DISCUSION

Los hábitats ribereños son sensibles a las invasiones de especies exóticas ya que las crecidas generan espacios abiertos a ser colonizados, así como también contribuyen a la dispersión de los microorganismos. Uno de los efectos mayores es el que se daría en las redes tróficas por cambio en el tipo de material alóctono que ingresa a la cadena alimentaria (Cummins *et al.*, 1989). Particularmente, una de las grandes diferencias entre sitios con y sin vegetación leñosa es la presencia de mayor cantidad de materia orgánica disuelta en los primeros lo cual incrementa la respiración bacteriana (Giling *et al.*, 2013), nuestros resultados coinciden con esta conclusión con excepción del arroyo Las Flores.

Este estudio demuestra que la cantidad de variables con diferencias significativas entre los dos tipos de tramos se incrementa en función del grado de invasión. En el arroyo Balta, el de mayor porcentaje de invasión en sus márgenes, se encontraron diferencias significativas entre el tramo invadido y el no invadido en la concentración de amonio, PRS y nitratos, la biomasa del seston, del perifiton y del epipelon así como en

la producción neta del seston. Para el arroyo Las Flores, el arroyo con invasión media, se encontraron diferencias en la concentración de amonio y PRS, en las biomásas del seston y del epipelon y en la producción neta del epipelon. Finalmente, para el arroyo Haras, el de menor cobertura de acacia, sólo se encontraron diferencias en la concentración de nitratos y en el seston.

La concentración de nitratos es mayor en los tramos invadidos en los tres arroyos aunque en Las Flores esta diferencia no es significativa. Esto puede deberse a las altas concentraciones de nitratos que posee este arroyo en particular (Feijó *et al.*, 1999) que enmascararía las diferencias entre los dos tramos ya que la posible mayor concentración de nitratos en el tramo invadido sería despreciable en comparación con la concentración natural. La biomasa del epipelon es significativamente menor en el tramo invadido del arroyo Balta debido al sombreado, producto de la gran densidad de acacias, pero en el arroyo Las Flores donde la invasión es media esta biomasa es mayor en el tramo invadido. Probablemente, el sombreado en este arroyo afecta a las macrófitas disminuyendo su biomasa y favoreciendo entonces el crecimiento de la comunidad epipélica. Vilches y Giorgi (2010) encuentran resultados similares al comparar la producción y biomasa del epipelon luego de que una crecida redujo la biomasa de macrófitas en el arroyo Las Flores.

Los arroyos en los que se trabajó son de segundo orden con diferentes grados de invasión de acacia negra. Ghersa *et al.* (2002) observan que los arroyos de primer orden son aquellos con menor grado de invasión y que esta se incrementa en arroyos de tercer orden. Nuestros resultados muestran que una mayor densidad de acacias en las márgenes de los arroyos modifica la concentración de nutrientes en el agua, la biomasa de algunas comunidades y la producción de esas comu-

nidades. Este efecto negativo de la acacia sobre las comunidades de los arroyos y los procesos ecológicos de paisaje podría evitarse con un manejo temprano. En los últimos años la recomendación de manejo ha sido de acciones conjuntas físicas (anillado, desmonte) y químicas (arbuscicida Togar Bt) ya que se han observado mejores resultados que con estas mismas acciones por separado (Capello y de la Peña, 2007).

En el río Paraná se describe que si bien la comunidad de macroinvertebrados que colonizan la hojarasca de árboles exóticos son un 50% de los organismos que colonizan a las especies exóticas en su ámbito natural, la descomposición igualmente se produce en tasas relativamente rápidas en comparación con otras leñosas de la región (Galizzi y Marchese, 2009). Por otro lado, Ashton *et al.* (2005) encontraron en un bosque de madera dura que las especies invasoras tenían una tasa de descomposición más rápida. Si bien este no es el caso de los ambientes pampeanos donde predomina el pastizal, debe tenerse en cuenta que los invertebrados pueden aprovechar los recursos de las especies invasoras debido a que son abundantes y a que algunos invertebrados pueden modificar o ampliar parcialmente su rol en la descomposición, para poder aprovechar ese recurso (Galizzi y Marchese, 2009). Con estos argumentos sería necesario estudiar el efecto que produciría la invasión de acacia negra en las riberas de arroyos pampeanos en referencia a los procesos de descomposición.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido subsidiado por un PIP 2012-0585 (CONICET) y PICT 2011-0793 (MINCyT) y la Universidad Nacional de Luján. Durante la realización del proyecto Vilches contó con una beca posdoctoral de CONICET y Rodríguez Castro con una beca tipo II de CONICET. Agradecemos es-

pecialmente a la propietaria y el personal de Hostería La Soleada y al Ingeniero Solá y Sr. Juan Rojas por la colaboración prestada para acceder a los lugares de muestreo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, V., C. Vilches y A. Giorgi. 2011. As productive and slow as a stream can be-the metabolism of a Pampean stream. *Journal of North American Benthological Society*, 30: 71-83.
- APHA (2005).
- Ashton, I.W., L.A. Hyatt, K.M. Howe, J. Gurevitch y M.T. Lerda. 2005. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. *Ecological Applications*, 15(4): 1263-1272.
- Braatne, J., M. Sullivan y E. Chamberlain. 2007. Leaf decomposition and stream macroinvertebrate colonisation of japanese knotweed, an invasive plant species. *International Review Hydrobiology*, 92: 656-665.
- Capello, V. y C. de la Peña. 2007. Propuesta de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Informe de gestión ambiental 2007. Secretaría de Política Ambiental, Provincia de Buenos Aires, 25 pp.
- Chamier, J, K. Schachtschneider, D. le Maitre, P. Ashton y B. van Wilgen. 2012. Impact of invasive alien plants on water quality, with particular emphasis on South Africa. *Water SA*, 38: 345-356.
- Csurhes, S. y A. Markula. 2010. Honey locust tree: *Gleditsia triacanthos*. Department of Employment, Economic Development and Innovation, Queensland Government, 17 pp.
- Cummins, K.W., M.A. Wilzbach, D.M. Gates, J.B. Perryand y W.B. Taliaferro. 1989. Shredders and riparian vegetation: leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates.

- BioScience, 39: 24-30.
- Feijoó, C., A. Giorgi, M.E. García y F. Momo. 1999. Temporal and spatial variability in streams of pampean basin. *Hydrobiologia*, 394: 41-52.
- Feijoó, C. y R. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research*, 41: 1399-1410.
- Feijoó, C., P. Gantes, A. Giorgi, J.J. Rosso y E. Zunino. 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.
- Galizzi, M.C. y M. Marchese. 2009. Colonización de hojas en descomposición de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnhardt por invertebrados en un cauce secundario del río Paraná Medio. *Hidrobiológica*, 19 (2): 141-149.
- Ghersa, C.M., E. de la Fuente, S. Suarez y R. Leon. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 88: 271-278.
- Giling, D.P., M.R. Grace, J.R. Thomson, R. Mac Nally y R.M. Thompson. 2013. Effect of native vegetation loss on stream ecosystem processes: dissolved organic matter. Composition and export in agricultural landscapes. *Ecosystems*, 17: 82-95.
- Giorgi, A., C. Feijoó y G. Tell. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1699-1718.
- Giorgi, A., C. Vilches, M.C. Rodríguez Castro, E. Zunino, J. Debandi, S. Kravetz y A. Torremorell. 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: 99-106.
- Hobbs, R. y S. Humphries. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology*, 9: 761-770.
- Kantola, I, T. Boutton, T. Filley y C. Hallmark. 2009. Carbon, nitrogen, and phosphorus increase in soil physical fractions following vegetation change from grassland to woodland. *Eos Trans. AGU*, 90(52) Fall Meeting Suppl. Abstract B21B-0332.
- Marco, D. y S. Páez. 2000. Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraeae ternifolia* montane forest of central Argentina. *Environmental Management*, 26(4): 409-419.
- Quirós, R. 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. *En: A. Fernandez (Ed.) El agua en Iberoamérica: acuíferos, lagos y embalses, CYTED XVII Subprograma VII. Aprovechamiento y Gestión de recursos hídricos*, Buenos Aires: 43-47.
- Vilches, C. y A. Giorgi. 2010. Metabolism in macrophyte-rich stream exposed to flooding. *Hydrobiologia*, 654: 57-65.

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA COMUNIDAD MICROFITOPLANCTÓNICA DEL CURSO MEDIO DEL RÍO COLORADO (LA PAMPA-ARGENTINA)

A.E. BIASOTTI¹, S.B. ÁLVAREZ¹, G.I. BAZÁN¹ & A.L. MARTÍNEZ DE FABRICIUS²

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Av. Uruguay 151, Santa Rosa, La Pampa.

² Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, UNRC.

e-mail: abiasotti@exactas.unlpam.edu.ar

ABSTRACT. We analyzed the seasonal variation of the phycoflora in the Colorado River alluvium with the aim of expanding knowledge of algal biodiversity in lotic environments of the province of La Pampa. The study area is located in the middle basin of the Colorado River (38° 49' S and 64° 59' W), Lihue Calel, which is the natural limit between La Pampa and Río Negro provinces. The site is located 122 meters above sea level with a channel width of 113 m. Samples were collected according to the standard methodology for lotic environments during autumn 2010 - autumn 2011. Physicochemical parameters were measured *in situ*. Water temperature ranged from 3.4 to 24°C for winter and summer respectively. The pH ranged between 8.1 and 8.6, the conductivity varied between 938 and 1950 $\mu\text{S cm}^{-1}$ and the flow velocity ranged between 0.5 and 0.9 m sec^{-1} . Phytoplankton samples were deposited in the Herbarium SRFA (UNLPam). 163 taxa were identified mostly belonging to Bacillariophyceae (42%). Chlorophyceae contributed 36%, while 17% Cyanobacteria, Euglenophyceae, Dinophyceae, Rhodophyceae and Xanthophyceae were found as companions taxa. The similarity of biodiversity in the alluvial section of the Colorado River is almost 70% as observed in the dendrogram resulting from the application of the Bray Curtis index, and grouped according to a seasonal sampling sequence.

Key words: phycoflora; lotic environment; similarity index.

Palabras clave: ficoflora; ambiente lóticos; índice de similitud.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas lóticos son ecosistemas complejos íntimamente unidos a sus cuencas de drenaje. Su comportamiento o actividad como red fluvial exteriorizan el clima, la geomorfología y el uso de la tierra. Las características propias del flujo, tales como el ancho del canal, profundidad, pendiente, velocidad de corriente, sustrato y vegetación litoral de ribera, tienen gran influencia sobre la estructura de las comunidades bióticas. Los organismos de los ríos tienen un gran impacto en la transformación de la materia autóctona y alóctona al influir sobre el momento y tasa de liberación, así como la distribución de la materia orgánica incorpo-

rada y los nutrientes exportadas a los lagos o humedales que reciben sus aguas (Kalf, 2001).

En su mayor parte, la biota autótrofa de los ríos está constituida por las algas, organismos procariontes y eucariontes, las cuales habitan una extensa multiplicidad de ambientes. Las Bacillariophyceae, por su riqueza específica y diversidad de formas de vida, constituyen el principal grupo algal presente en la mayoría de los sistemas lóticos, acompañado por representantes de Cyanobacteria y Chlorophyceae (Elosegi y Sabater, 2009).

El exorreísmo de la provincia de La Pampa se encuentra representado por el río

Colorado y el sistema Salado-Atuel-Chadileuvú-Curacó. El primero forma el límite natural con la provincia de Río Negro, mientras que el segundo no exhibe caudal desde el año 2007.

Dada su importancia socioeconómica y geopolítica, el Comité Interjurisdiccional del Río Colorado (COIRCO), realiza desde el año 1981 monitoreos de la calidad físico-química del agua. Los primeros antecedentes limnológicos se localizan en el Embalse Dique Casa de Piedra con estudios de la ficoflora y el estado trófico (Álvarez *et al.*, 1993; Wenzel *et al.*, 1996; Bazán *et al.*, 2008, Echaniz *et al.*, 2008). Recientemente han comenzado estudios sobre la composición florística del río Colorado en la zona alta aguas arriba del embalse y aguas abajo del mismo embalse (Galea *et al.*, 2012) y conjuntamente estudios de la zona media aluvial (Biasotti *et al.*, 2012, 2013).

Este trabajo se centra en el estudio de la biodiversidad algal en ambientes lóticos de la provincia de La Pampa, a través del análisis de la variación estacional de la ficoflora de la zona aluvial del río Colorado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río Colorado, curso alóctono de la pendiente Atlántica, de régimen principalmente nival, vierte al Mar Argentino un caudal medio anual de $150 \text{ m}^3\text{seg}^{-1}$ (1940-2009). Nace de la confluencia de los ríos cordilleranos Grande y Barrancas, con una cuenca aproximada de 47500 km^2 compartida por las provincias de Mendoza, Neuquén, Río Negro, La Pampa y Buenos Aires (COIRCO, 2010). Recorre casi 900 km separando la Meseta Patagónica y la Llanura Pampeana desembocando en un amplio delta (Blasi, 1986).

Si bien el caudal máximo se da en los meses de verano, a partir de los deshielos cordilleranos existe una pequeña influencia

dada por los aportes pluviales en la cuenca baja del río Grande o del río Barrancas durante los meses de otoño (Alvarellos y Hernández, 1982).

El área de estudio está incluida dentro de la provincia del Monte (Cabrera, 1976), con clima continental árido, escasas precipitaciones concentradas en primavera y otoño, gran amplitud térmica diaria y posibilidad de heladas tanto tempranas como tardías (Alvarellos y Hernández, 1982).

El sitio de muestreo se localiza en la cuenca media del río Colorado (Departamento Lihue Calel), aguas abajo de la toma de agua del Acueducto Aguas del Colorado, Estación de Bombeo I, ($38^\circ 49' \text{ S}$ y $64^\circ 59' \text{ W}$) a 122 msnm, con un ancho aproximado de cauce de 113 m. El sitio presenta una escasa llanura de inundación con abundante afloramiento del basamento (Fig. 1).

Trabajo de campo y laboratorio

Se colectó la fracción fitoplanctónica $>20 \mu\text{m}$ en forma estacional durante el período

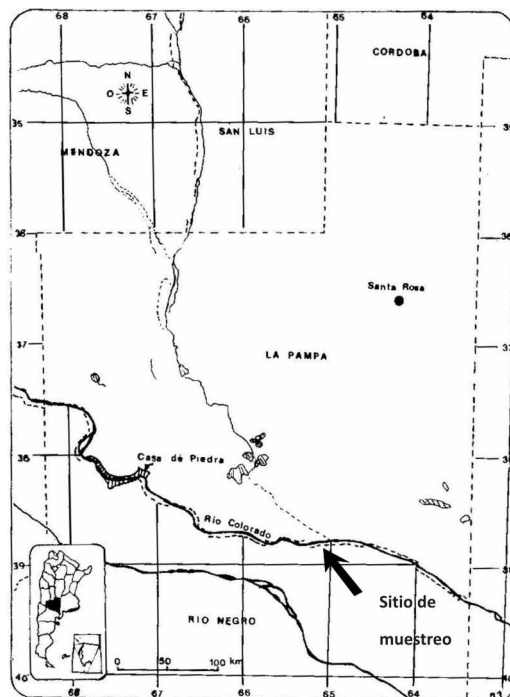


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

otoño 2010-otoño 2011 para su estudio cualitativo. Las muestras, fijadas con formaldehído al 4%, se incorporaron al Herbario de Investigación de la Facultad de Agronomía, UNLPam, bajo las siglas SRFA.

In situ se midieron parámetros físico-químicos: pH (Hanna HI 9635), conductividad (ORION model 250 A), temperatura del agua (termómetro de mercurio) y velocidad de corriente (objeto desplazado por el agua; Schwoerbel, 1975).

A partir de alícuotas de las muestras madre se realizó la eliminación de la materia orgánica de las diatomeas (Battarbee, 1986) y su posterior montaje en preparados permanentes (Hasle, 1978).

Mediante el empleo de microscopio Kyowa Medilux-12, con Cámara Clara de Abbe se identificó el material fitoplanctónico recolectado. Las determinaciones taxonómicas se realizaron considerando trabajos de Hustedt (1930), Geitler (1932), Desikachary (1959), Patrick y Reimer (1966, 1975), Prescott (1982), Komárek y Fott (1983), Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a,b), Komárek y Anagnostidis (2005), y estudios de floras locales y regionales de Argentina (Martínez de Fabricius, 1996, 2000; Mirande *et al.*, 1999; Seeligmann *et al.*, 2001; Luque y Martínez de Fabricius, 2002, 2003, 2005; Bazán, 2010).

Para comparar el listado de especies se elaboró una matriz binaria (presencia-ausencia), considerando las estaciones del año. Utilizando el coeficiente de similitud de Bray Curtis (BioDiversity Pro, McAleece *et al.*, 1997) se realizó el dendrograma que muestra la relación del grado de similitud de especies entre los muestreos realizados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros abióticos

Durante el período otoño 2010-otoño 2011, los valores de pH registrados se mantuvieron con tendencia alcalina. La conduc-

tividad varió entre 938 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 1950 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en otoño y verano 2011 respectivamente (Tabla 1).

La temperatura del agua osciló entre 3,4 °C en invierno 2010 y 24 °C en verano 2011, mientras que la velocidad de corriente medida *in situ* fluctuó en el rango de 0,5 a 0,9 m seg^{-1} (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros físico-químicos determinados en la zona aluvial del Río Colorado.

	Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	pH	Temp. Agua (°C)	Vel. Corr. (m seg^{-1})
OTOÑO'10	1044	8,79	16	0,58
INVIERNO'10	1300	8,49	4,7	0,62
PRIMAVERA'10	1245	8,31	20	0,57
VERANO'11	1250	8,60	25	0,50
OTOÑO'11	1097	8,49	19	0,40

Fitoplancton

Se identificaron 163 taxones pertenecientes a los grupos Cyanobacteria (28), Chlorophyceae (58), Bacillariophyceae (69), Dinophyceae (2), Euglenophyceae (3), Rhodophyceae (2) y Xanthophyceae (1) (Tabla 2).

La ficoflora presente en el tramo de estudio se caracteriza por una elevada riqueza de especies, con preponderancia de las clases Bacillariophyceae, Chlorophyceae y Cyanophyceae (Fig. 2). En concordancia con los estudios realizados en el río Cuarto (Martínez de Fabricius, 1996; Pérez, 2002; Luque y Martínez de Fabricius, 2003), la clase Bacillariophyceae aporta la mayor parte de los organismos identificados, principalmente de las formas pennadas (Polla, 2006). Dicha primacía, coincide con ríos de bajo orden (Martínez de Fabricius *et al.*, 1988; Mirande *et al.*, 2009) como el río Colorado. Estos resultados difieren con lo observado por Molloy (1992) respecto a la mayor frecuencia de diatomeas céntricas aguas abajo que en tramos de cabecera.

Tabla 2. Distribución estacional y frecuencia relativa de las algas presentes en la zona aluvial del río Colorado. Otoño 2010-Otoño 2011.

	O.10	I.10	P.10	V.11	O.11	FR		O.10	I.10	P.10	V.11	O.11	FR
CLASE CYANOPHYCEAE							CLASE BACILLARIOPHYCEAE						
<i>Anabaena</i> sp	x	x	x	x	x	100	<i>Amphiprora</i> sp		x				20
<i>Anabaena naviculoides</i>					x	20	<i>Amphora ovalis</i>		x				20
<i>Anabaena variabilis</i>					x	20	<i>Amphora veneta</i>	x	x		x	x	80
<i>Calothrix</i> sp		x				20	<i>Aulacoseira granulata</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Chamaesiphon</i> sp		x			x	40	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	x	x	x		x	80
<i>Chamaesiphon confervicola</i>			x		x	40	<i>Biddulphia laevis</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Dichothrix compacta</i>		x				20	<i>Caloneis</i> sp	x	x				40
<i>Gomposphaeria lacustris</i>		x				20	<i>Caloneis amphisbaena</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Lyngbya allorgei</i>					x	20	<i>Campylodiscus</i> sp	x	x				40
<i>Lyngbya hieronymusii</i>	x	x				40	<i>Campylodiscus clypeus</i>				x		20
<i>Merismopedia glauca</i>	x					20	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Merismopedia minima</i>	x				x	40	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>		x	x	x		60
<i>Merismopedia punctata</i>	x				x	40	<i>Cyclotella glomerata</i>			x			20
<i>Merismopedia tenuisima</i>					x	20	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Nodularia harveyana</i>		x	x	x		60	<i>Cyclotella ocellata</i>	x	x	x		x	80
<i>Oscillatoria</i> sp	x	x				40	<i>Cyclotella striata</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria annae</i>	x			x	x	60	<i>Cymbella affinis</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria jasorvensis</i>	x	x			x	60	<i>Cymbella tumida</i>	x	x		x	x	80
<i>Oscillatoria laete-virens</i>					x	20	<i>Cymbella turgida</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria limosa</i>				x	x	40	<i>Cymbella turgidula</i>	x	x				40
<i>Oscillatoria proboscidea</i>	x				x	40	<i>Cymatopleura solea</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria proteus</i>	x		x			40	<i>Diatoma vulgare</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria splendida</i>		x	x		x	60	<i>Diatoma vulgare</i> var. <i>linearis</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria subbrevis</i>				x	x	40	<i>Encyonema minutum</i>	x		x			40
<i>Oscillatoria subbrevis</i> var. <i>minor</i>			x		x	40	<i>Encyonema prostratum</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Oscillatoria tenuis</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Epithemia adnata</i>	x	x		x	x	80
<i>Phormidium fragile</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Epithemia argus</i> var. <i>alpestris</i>	x	x	x	x		80
<i>Spirulina subsalsa</i>	x		x		x	60	<i>Epithemia argus</i> var. <i>longicornis</i>	x			x		40
							<i>Epithemia sorex</i>	x	x	x	x	x	100
							<i>Epithemia turgida</i>	x	x	x	x		80
CLASE CHLOROPHYCEAE													
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>				x		20	<i>Fragilaria</i> sp				x	x	40
<i>Chlamydomonas</i> sp					x	20	<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	x	x			60
<i>Chara</i> sp	x	x				40	<i>Gomphonema</i> sp		x	x	x		60
<i>Cladophora glomerata</i>	x		x	x	x	80	<i>Gomphonema clavatum</i>	x					20
<i>Closteriopsis acicularis</i>	x	x	x	x		80	<i>Gomphonema olivaceum</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Closteriopsis longissima</i>	x	x				40	<i>Gomphonema parvulum</i>	x					20
<i>Closterium</i> sp	x		x			40	<i>Gyrosigma</i> sp	x	x	x	x	x	100
<i>Closterium leibleinii</i>	x			x		40	<i>Gyrosigma acuminatus</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Closterium venus</i> var. <i>crassum</i>	x					20	<i>Gyrosigma scalproides</i>			x	x	x	60
<i>Coelastrum</i> sp		x				20	<i>Hantzschia</i> sp	x	x				40
<i>Coelastrum microsporum</i>			x			20	<i>Hantzschia amphioxys</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Cosmarium</i> sp	x	x		x	x	80	<i>Mastogloia elliptica</i> var. <i>danseii</i>	x		x		x	60
<i>Cosmarium botrytis</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Mastogloia smithii</i> var. <i>amphicephala</i>	x					20
<i>Cosmarium subtumidum</i> var. <i>minor</i>	x					20	<i>Melosira varians</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i>				x		20	<i>Navicula</i> sp	x		x			40
<i>Kirchneriella contorta</i>					x	20	<i>Nitzschia</i> sp	x	x	x			60
<i>Kirchneriella contorta</i> var. <i>elegans</i>	x	x				40	<i>Nitzschia acicularis</i>	x					20

	O.10	I.10	P.10	V.11	O.11	FR		O.10	I.10	P.10	V.11	O.11	FR
<i>Lagerheimia genevensis</i>		x				20	<i>Nitzschia fonticola</i>	x					20
<i>Microspora tumidula</i>		x			x	40	<i>Nitzschia palea</i>	x					20
<i>Monoraphidium griffithii</i>		x				20	<i>Nitzschia parvula</i>	x					20
<i>Mougeotia</i> sp			x			20	<i>Nitzschia sigma</i>		x		x	x	60
<i>Mougeotia</i> sp 1	x					20	<i>Nitzschia sigmoidea</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Mougeotia</i> sp 2		x	x		x	60	<i>Pinnularia borealis</i>	x				x	40
<i>Mougeotia</i> sp 3					x	20	<i>Pinnularia viridis</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Mougeotia</i> sp 4		x		x	x	60	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>		x				20
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x		x	x	80	<i>Reimeria uniseriata</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Pediastrum boryanum</i>	x		x			40	<i>Rhopalodia gibba</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>boryanum</i>		x	x	x		60	<i>Rhopalodia gibberula</i>	x	x				40
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>brevicorne</i>		x				20	<i>Rhopalodia musculus</i>		x	x	x		60
<i>Pediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Roicosphenia curvata</i>	x				x	40
<i>Pediastrum duplex</i>	x	x			x	60	<i>Staurosira construens</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>	x	x			x	60	<i>Stephanodiscus</i> sp		x				20
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>subgranulatum</i>	x					20	<i>Surirella</i> sp	x	x				40
<i>Pediastrum simplex</i>	x					20	<i>Surirella elegans</i>	x	x		x	x	80
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>simplex</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Surirella ovalis</i>			x		x	40
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>echinulatum</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Surirella minuta</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i>	x	x				40	<i>Surirella striatula</i>		x	x	x	x	80
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	x					20	<i>Synedra ulna</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	x					20	<i>Tryblionella levidensis</i>	x	x				40
<i>Scenedesmus ecornis</i>		x				20							
<i>Scenedesmus intermedius</i>	x			x		40	CLASE DINOPHYCEAE						
<i>Scenedesmus opoliensis</i>					x	20	<i>Ceratium</i> sp		x				20
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	x	x	x	x	x	100	<i>Ceratium hirundinella</i>				x		20
<i>Scenedesmus spinosus</i>	x	x		x		60							
<i>Spirogyra</i> sp.		x	x	x	x	80	CLASE EUGLENOPHYCEAE						
<i>Staurastrum</i> sp	x	x		x	x	80	<i>Euglena</i> sp	x	x	x		x	80
<i>Staurastrum gracile</i>	x	x	x			60	<i>Euglena gracilis</i>	x					20
<i>Staurastrum leptocladus</i>	x	x				40	<i>Phacus</i> sp	x					20
<i>Staurastrum planctonicum</i>	x		x			40							
<i>Staurastrum tetracerum</i>		x	x			40	CLASE RHODOPHYCEAE						
<i>Tetraedron caudatum</i>	x	x	x		x	80	<i>Batrachospermum</i> sp	x	x		x	x	80
<i>Tetraedron minimum</i>	x	x			x	60	<i>Porphyridium griceum</i>	x		x	x	x	80
<i>Tetraedron trigonum</i>	x					20							
<i>Tetrastrum elegans</i>	x					20	CLASE XANTOPHYCEAE						
<i>Tetrastrum peterfii</i>	x					20	<i>Heterotrix bristoliana</i>	x	x	x	x	x	100
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	x	x	x	x	x	100							
<i>Tetrastrum triangulare</i>		x	x	x	x	80							
<i>Zygnema</i> sp		x				20							

O.10: otoño, 2010; I.10: invierno, 2010; P.10: primavera, 2010; V.11: verano, 2011; O.11: otoño, 2011; FR: % de frecuencia relativa.

La elevada proporción de organismos “no planctónicos” en la fracción del fitoplancton indica un aporte casi continuo

del bentos debido a las características hidrológicas y geomorfológicas del río (Luque & Martínez de Fabricius, 2003;

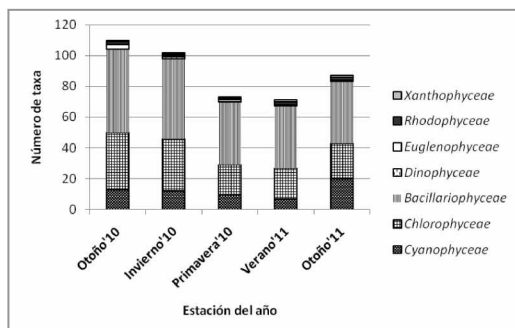


Figura 2. Distribución estacional de la riqueza algal en la zona aluvial del río Colorado.

Martínez de Fabricius *et al.*, 2005; Menezes *et al.*, 2013). En estos ambientes no existe un límite preciso entre los organismos “planctónicos” y “no planctónicos”, debido a que el número de taxones caracterizados como euplanctónicos es mínimo y existen pocas especies reófilas en los muestreos (Margalef, 1983; Wehr y Descy, 1998).

La mayor riqueza específica se registró en otoño, en coincidencia con resultados obtenidos para la cuenca inferior del Río Salado (Gabellone *et al.*, 2013), mientras que en primavera y verano se observó el valor mínimo de especies.

Se observaron 33 taxa con una frecuencia relativa de 100%, pertenecientes a las clases Bacillariophyceae (25), Chlorophyceae (6), Cyanobacteria (3) y Xanthophyceae (1). Entre las diatomeas se registraron *Aulacoseira granulata*, *Caloneis amphisbaena*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Cyclotella meneghiniana*, *C. striata*, *Cymbella affinis*, *C. turgida*, *Cymatopleura solea*, *Diatoma vulgare*, *D. vulgare* var. *linearis*, *Encyonema prostratum*, *Epithemia sorex*, *Gomphonema olivaceum*, *Gyrosigma* sp., *G. acuminatus*, *Hantzschia amphyoxis*, *Melosira varians*, *Nitzschia sigmaidea*, *Pleurosira laevis*, *Pinnularia viridis*, *Reimeria uniseriata*, *Rhopalodia gibba*, *Staurosira construens*, *Surirella minuta*

y *Synedra ulna*. Las Chlorophyceae más frecuentes fueron *Cosmarium botrytis*, *Pediastrum boryanum* var. *longicorne*, *P. simplex* var. *simplex*, *P. simplex* var. *echinulatum*, *Scenedesmus quadricauda* y *Tetrastrum staurogeniaeforme*. La presencia de las formas filamentosas de Cyanobacteria estuvieron representadas por especies de *Anabaena*, *Leptolyngbya fragilis* y *Oscillatoria tenue*. *Heterothrix bristoliana*, organismo perteneciente a las xantofíceas, se encontró en todos los muestreos estudiados.

En las Cyanobacteria los géneros con mayor número de especies fueron formas hormocistadas de *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* y *Spirulina* como también heterocistadas de *Anabaena*, *Calothrix*, *Dichochothrix* y *Nodularia*.

El orden Chlorococcales muestra su prevalencia dentro de Chlorophyceae, en especial los géneros formadores de agregados cenobiales como *Pediastrum* y *Scenedesmus*.

Especies frecuentemente adheridas a diferentes tipos de sustratos acrecentaron la fracción planctónica por efecto de la deriva procedente del bentos como consecuencia de la acción de la velocidad de corriente. Se pueden mencionar fragmentos de *Cladophora glomerata* y especies de *Gomphonema* y *Cocconeis*, entre otras (Martínez de Fabricius, 1986; Luque y Martínez de Fabricius, 2003; Martínez de Fabricius *et al.*, 2005).

Las especies de los géneros *Cymbella*, *Epithemia*, *Gomphonema*, *Nitzschia* y *Surirella*, registradas se caracterizan por su cosmopolitismo, presencia en aguas con moderada a alta conductividad y pH neutro a alcalino.

Si bien el esquema de clasificación de especies algales en grupos funcionales se originó para los organismos de ambientes lénticos, en los últimos años se amplió

su uso en ambientes lóticos (Devercelli, 2006; Abonyi *et al.*, 2012; Devercelli y O'Farrell, 2013; Bortolini *et al.*, 2014). De acuerdo con los atributos fisiológicos, morfológicos y ecológicos de las especies (Becker, 2010), las taxa registradas pueden incluirse en los codones J, P y D. Estos grupos incluyen especies característi-

cas de ambientes aireados y enriquecidos con nutrientes, condiciones presentes en el río Colorado (COIRCO, 2012).

Los resultados del análisis de agrupamiento entre los muestreos mostraron una similitud en la biodiversidad en el tramo aluvial del río Colorado de casi un 70% (Fig. 3).

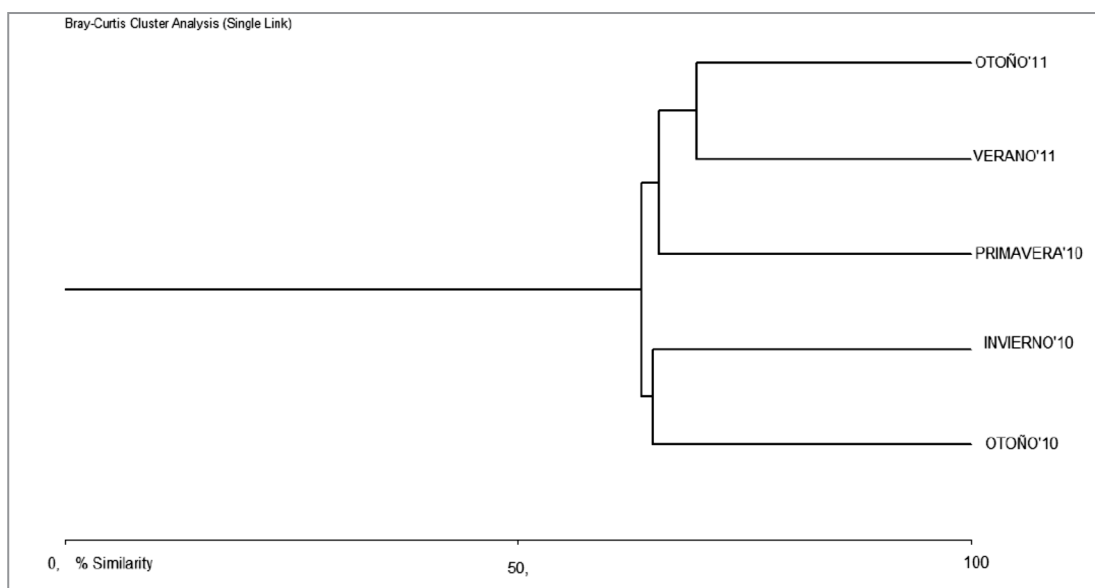


Figura 3. Dendrograma de Bray-Curtis. Grado de Similitud de la ficoflora entre las estaciones del año.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó gracias al apoyo brindado por la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam.

BIBLIOGRAFÍA

- Abonyi, A., M. Leitão, A.M. Lançon y J. Padisák. 2012. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia*, 698(1): 233-249.
- Alvarellos, E. y R. Hernández. 1982. Recursos Hídricos Pampeanos. Biblioteca Pampeana, Serie de Folletos 29/82, 75 pp.
- Álvarez, S.B., G.I. Bazán, O.E. Romero y M.T. Wenzel. 1993. Ficología del Embalse Casa de Piedra. V Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales. Inédito.
- Battarbee, R.W. 1986. Diatom Analysis. En: Berglund, B.E. (ed.). *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, J. Wiley & Sons, New York: 527-570.
- Bazán, G.I. 2010. Estudios Ficológicos en el Sistema Lenítico de La Arocena (Departamento Maracó), La Pampa, Argentina. Tesis Doctoral N° 661, Universidad Nacional de Río Cuarto, 203 pp.
- Bazán, G.I., S.B. Álvarez, S.A. Echaniz, A.M. Vignatti y O. Del Ponti. 2008. Estudio de la ficoflora en el Embalse

- Casa de Piedra. IV Congreso Argentino de Limnología, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina: 87.
- Becker, V., L. Caputo, J. Ordóñez, R. Marcé, J. Armengol, L.O. Crossetti & V.L.M. Huszar. 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research*, 44: 3345-3354.
- Biasotti, A.E., S.B. Álvarez y A.L. Martínez de Fabricius. 2012. Estudio Preliminar de la ficoflora en la zona aluvial del Río Colorado (La Pampa, Patagonia Argentina). *Biología Acuática*, 27: 43-49.
- Biasotti, A.E., S.B. Álvarez, G.I. Bazán y A.L. Martínez de Fabricius. 2013. Biodiversidad y distribución temporal fitoplanctónica en un río Nor-Patagónico de Argentina (río Colorado, La Pampa). *Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias*, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. En prensa.
- Blasi, A.M. 1986. Sedimentología del Río Colorado. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Tesis Doctoral N° 0464.
- Bortolini, J.C., L.C. Rodrigues, S. Jati y S. Train. 2014. Phytoplankton functional and morphological groups as indicators of environmental variability in a lateral channel of the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Braziliensia*, 26(1): 98-108.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Tomo II, Fascículo I, Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Editorial ACME. Reimpresión 1994, 85 pp.
- Comité Interjurisdiccional del río Colorado (COIRCO). 2010. Programa Integral de Calidad de Aguas del río Colorado, Subprograma Calidad del Medio Acuático, 2008. Comité Interjurisdiccional del río Colorado, Secretaría de energía de la Nación, Grupo Interempresario, 131 pp.
- Comité Interjurisdiccional del río Colorado (COIRCO). 2012. Programa Integral de Calidad de Aguas del Río Colorado. Ciclo 2011. Subprograma Calidad del Medio Acuático. Secretaría de Energía de la Nación, Grupo Interempresario, 341 pp.
- Desikachary, T.V. 1959. Cyanophyta. *Ind. Counc. Agr. Res.*, New Delhi, 686 pp.
- Devercelli, M. 2006. Phytoplankton of the middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia*, 563: 465-478.
- Devercelli, M. y I. O'Farrell. 2013. Factors affecting the structure and maintenance of phytoplankton functional groups in a nutrient rich lowland river. *Limnologica*, 43: 67-78.
- Echaniz, S.A., A.M. Vignatti, O. Del Ponti, S.B. Álvarez, G.I. Bazán, E.M. Quirán, M.A. Rocha y I.L. Doma. 2008. Estado trófico del Embalse Casa de Piedra (La Pampa, Argentina). IV Congreso Argentino de Limnología, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina: 122.
- Elosegi, A. y S. Sabater. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA, 412 pp.
- Gabellone, N.A., L.C. Solari, M.A. Casco y M.C. Claps. 2013. Conservación del plancton y protección de las cuencas hídricas. El caso de la Cuenca Inferior del Río Salado, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Augmdomus*, I: 100-119.
- Galea, M.J., S.B. Álvarez, G.I. Bazán y A.L. Martínez de Fabricius. 2012. Lista taxonómica preliminar del fitoplancton del Río Colorado en Villa Vieja (Dpto. Puelén, La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 143-148.
- Geitler, L. 1932. Cyanophyceae. *En: Rabbenhorst's Kryptogamen-Flora*, 14, Germany, 1196 pp.

- Hasle, G.R. 1978. Some specific preparations: Diatoms. *En: A. Sournia (Ed.) Phytoplankton Manual. UNESCO: 136-142.*
- Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomaceae). *En: Pascher, A. Die Süßwasser-flora Mitteleuropas Heft. 10, Gustav Fischer Verlag, Jena, 466 pp.*
- Kalff, J. 2001. Limnology: inland water ecosystems. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, 592 pp.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Schweizbart'sche Verlagsbuchandlung (Nägele u Obermiller), Stuttgart, 1044 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Begr. Von Pascher Hrsg. Von H. Ettl. G. Fischer Bd. 19/2, Jena, 759 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. Bacillariophyceae 2. Naviculaceae, Band 2 (1) G.S. Verlag, Jena, 875 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. Bacillariophyceae 2. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 2 (2), Stuttgart, 596 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991a. Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. *En: H. Ettl, J. Georloff, H. Heyning y D. Mollenhauer (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (3). G.F. Verlag, Stuttgart, 576 pp.*
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991b. Bacillariophyceae 2. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolate) und Gomphonema. *En: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heyning y D. Mollenhauer (Eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2 (4) G.F. Verlag, Stuttgart, 437 pp.*
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2002. Distribución temporal de algas epilíticas en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina Botánica, 37(1-2): 29-39.*
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2003. Distribución temporal del fitoplancton y epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Limnética, 22(3-4): 19-34.*
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2005. Algas fitoplanctónicas del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. *Lilloa, 42(1-2): 69-79.*
- Margalef, R. 1983. Limnología, Ed. Omega, 1010 pp.
- Martínez de Fabricius, A.L. 1986. La ficoflora del Río Grande (Departamento de Calamuchita, provincia de Córdoba - Argentina). *Revista UNRC, 6(2): 221-235.*
- Martínez de Fabricius, A.L. 1996. Bacillariophyceae del Río Cuarto. Provincia de Córdoba, Argentina. Tesis Doctoral N° 673, Universidad Nacional de La Plata, 298 pp.
- Martínez de Fabricius, A.L. 2000. Bacillariophyceae del Río Cuarto, Provincia de Córdoba (Argentina), Fam. Thalassiosiraceae, Melosiraceae y Diatomaceae. *Boletín Sociedad Argentina Botánica, 35(1-2): 33-48.*
- Martínez de Fabricius, A.L., M.C. Fernández Belmonte, N. Gari y M. C. Corigliano. 1988. Análisis del componente algal en transporte en ríos y arroyos del valle de Calamuchita (Córdoba-Argentina). *Revista UNRC, 8(1): 95-110.*
- Martínez de Fabricius, A.L., M.E. Luque y M. Boccolini. 2005. Diatomeas planctónicas de cursos de agua. Cuenca del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina Botánica, 40(3-4): 183-198.*
- McAleece, N., P.J.D. Lambshead, G.L.J. Paterson y J.D. Gage. 1997. *BioDiversity Professional versión 2.*

- The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. London.
- Menezes, V.C., N.C. Bueno y L.C. Rodrigues. 2013. Spatial and temporal variation of the phytoplankton community in a section of the Iguaçú River, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 73(2): 279-290.
- Mirande, V., N. Romero, M.A. Barrionuevo, G.S. Meoni, B. Navarro, M.C. Apella y B.C. Tracanna. 1999. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona river (Tucumán, Argentina). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 11(2): 101-110.
- Mirande, V., S.E. Haleblan, G.A. Barreto y B.C. Tracanna. 2009. Biodiversidad del Parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos, Argentina). I) Riqueza del fitoplancton. *Lilloa*, 46(1-2): 88-136.
- Molloy, J.M. 1992. Diatom communities along stream longitudinal gradients. *Freshwater Biology*, 28: 59-69.
- Patrick, R. y C.H. Reimer. 1966. *The Diatoms of United States. V. 1. Monogra.* Acad. Sci. Philadel. 13, 688 pp.
- Patrick, R. y C.H. Reimer. 1975. *The Diatoms of United States. V. 1. Monogra.* Acad. Sci. Philadel. 13, 213 pp.
- Pérez, M.C. 2002. Fitoplancton del río Negro, Uruguay. *Limnética*, 21(1-2): 81-92.
- Polla, W. 2006. Análisis de las características físicoquímicas y fitoplancton en el sistema cauce principal-llanura aluvial del río Salado (Provincia de Santa Fe). Tesis de Maestría en Ecología Acuática Continental. Facultad de Humanidades y Ciencias, UNL, 131 pp.
- Prescott, G.M. 1982. *Algae of the Western Great Lakes Area.* Otto Koeltz Science Publishers, Germany, 946 pp.
- Schwoerbel, J. 1975. *Métodos de Hidrobiología.* Ed. Hermann Blume, Madrid, España. 262 pp.
- Seeligmann, C., B.C. Tracanna, S. Martínez De Marco y S. Isasmendi. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentino. *Limnética*, 20(1): 123-133.
- Wehr, J.D. y J.P. Descy. 1998. Use of phytoplankton in large river management. *Journal of Phycology*, 34: 741-749.
- Wenzel, M.T., S.B. Álvarez y G.I. Bazán. 1996. Estudio preliminar de las cianofíceas del Embalse Casa de Piedra (Provincia de La Pampa). Argentina. *Physis* (Buenos Aires), Secc. B, 51(120-121): 9-16.

DIETA DE *Pseudocorynopoma doriae* (Characiformes: Characidae) EN EL ARROYO LA CHOZA, BUENOS AIRES, ARGENTINA

F. BRANCOLINI, M.E. MAROÑAS & E.D. SENDRA

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET La Plata – Fac. Cs. Nat. y Museo, UNLP) CC 712 (1900) La Plata, Buenos Aires, Argentina.
e-mail: florencia.brancolini@gmail.com

ABSTRACT. In this paper the objective is to characterize the *Pseudocorynopoma doriae* diet of the La Choza stream, assessing the relative importance of the contribution of the terrestrial environment to it and compare it with mesopotamian lotic environments. In all environments studied this species presented an invertivorous feeding. In the case of La Choza stream, comparison of diet between sampling dates showed a low degree of similarity, nevertheless the food items were all related to the surface film of water. Latter also is found in mesopotamian streams. When comparing the results of the percentage composition of the diet of *P.doriae*, it has shown that in mesopotamian environments diet is dominated by allochthonous insects while in the case of La Choza, dominance is shared with autochthonous items.

Key words: diet; fish; lotic environments; food resources; *Characidae*.

Palabras clave: dieta; peces; ambientes lóticos; recursos alimenticios; *Characidae*.

INTRODUCCIÓN

Los peces muestran una gran variación en los hábitos de alimentación tanto entre especies como dentro de cada una de ellas (Helfman *et al.*, 2009) y se ha sugerido que las adaptaciones locales al consumo de diferentes tipos de alimentos podrían ser un importante generador de la diversidad en este grupo. Factores ecológicos, como la velocidad de la corriente o la cobertura del dosel vegetal de un arroyo pueden tener un fuerte efecto sobre el tipo de presas disponibles en las poblaciones de peces de ambientes lóticos (Grether *et al.*, 2001; Ferreira *et al.*, 2012). La presencia de bosques ribereños suele determinar de dónde parte la trama trófica en los ambientes templados, porque ellos regulan la forma de entrada de energía al sistema disminuyendo la producción primaria y aumentando la influencia de recursos alóctonos al medio acuático (Vannote *et al.*, 1980).

La mojarra de velo (*Pseudocorynopoma doriae* Perugia, 1891) es un miembro de la familia *Characidae*. Esta familia está representado por varias especies que están distribuidas desde Costa Rica hasta la Argentina (Weitzman, 2003) siendo *P. doriae* la que presenta distribución más austral, llegando hasta el norte de la pampasia en la cuenca del río Salado (Liotta, 2005). Esta especie ha sido catalogada como moderadamente sensible a la contaminación acuática (Teixeira de Mello, 2007) pero su estatus de conservación no ha sido evaluado. Es una especie de importancia comercial y muy apreciada por los acuaristas ya que se cría fácilmente en peceras. Son pocos los antecedentes referidos a la dieta de esta especie en ambientes lóticos (Graciolli *et al.*, 2003, Fernández *et al.*, 2012; Ferriz *et al.*, 2012). Algunos rasgos de la morfología externa de este pez (cuerpo fuertemente comprimido, boca orienta-

da hacia arriba) hacen que se lo caracterice como un consumidor de superficie.

El arroyo La Choza, provincia de Buenos Aires, presenta las particulares de un típico arroyo pampeano (Artigas *et al.*, 2013). En este ambiente la mojarra de velo fue caracterizada como una especie de ocurrencia permanente y entre las de mayor abundancia relativa (Colautti *et al.*, 2009).

En este trabajo el objetivo es caracterizar la dieta en este arroyo, evaluar la importancia relativa del aporte del medio terrestre a la misma y compararla con ambientes lóticos mesopotámicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los arroyos muestreados fueron La Choza (Buenos Aires), el arroyo A (Entre Ríos), el arroyo B y el Ayuí (Corrientes) (Fig. 1). Desde el punto de vista fitogeográfico, el primero se ubica en la Provincia Pampeana, distrito Pampeano Oriental cuya comunidad climax es un flechillar compuesto por *Piptochaetium montevidense*, *Bothiochloa lagurioides*, entre otras especies, mientras que los restantes pertenecen a la Provincia del Espinal, distrito del ñandubay, cuya comunidad climax es el bosque de ñandubay (*Prosopis affinis*) y algarrobo (*Prosopis nigra*) (Cabrera, 1971).

El arroyo La Choza es un arroyo de 2° orden. Se caracteriza por presentar un cauce cuyo ancho varía entre los 4 y 10 m. Los sectores más amplios presentan costas regulares, escasa profundidad y menor velocidad de corriente. La ausencia de una arboleda ribereña se traduce en altos niveles de irradiancia, favoreciendo el desarrollo de stands densos de macrófitas acompañados de un alto desarrollo algal (Feijoó y Lombardo, 2007). La estación de muestreo se fijó en la zona superior del arroyo, con cauce ancho. Los muestreos se realizaron en noviembre de 2007 (F1)

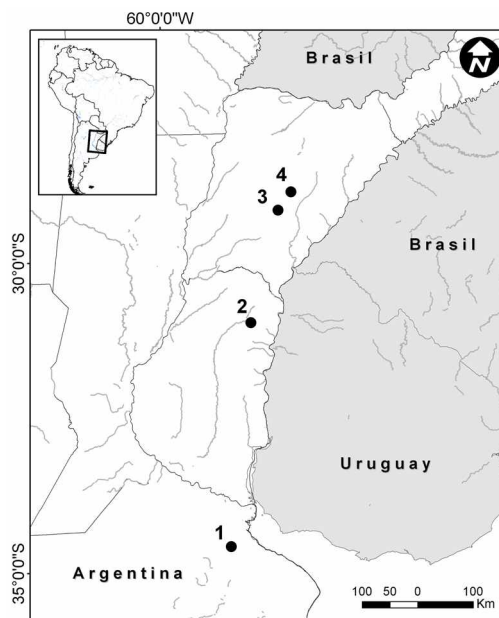


Figura 1. Ubicación geográfica de los arroyos muestreados. 1: Arroyo La Choza (Buenos Aires), 2: Arroyo A (Entre Ríos), 3: Arroyo B y 4: Arroyo Ayuí (Corrientes).

y enero (F2) y junio (F3) de 2008. La pesca se realizó cerrando 25 m de cauce con redes de clausura (10 x 5 mm de abertura de malla) ubicadas perpendicularmente al mismo. En la clausura la maniobra de pesca se realizó con una red de arrastre con abertura de malla en el copo de 10 mm de distancia entre nudo. Los especímenes colectados se fijaron y conservaron en solución de formaldehído comercial (al 10%). En el laboratorio, se les midió la longitud estándar (Lst) y se extrajeron los tubos digestivos, conservándolos en solución de formaldehído al 10% para su posterior análisis.

Cada estómago se diseccionó bajo microscopio estereoscópico y su contenido fue vaciado completamente en cápsulas de Petri para su observación. Las presas fueron determinadas con la mayor precisión taxonómica posible y se estimó su volumen (V) mediante cápsula milimetrada (Hyslop, 1980).

Para el arroyo La Choza, la descripción de la dieta se realizó con el método de la frecuencia de ocurrencia porcentual (FO%) calculado como el número de estómagos que contienen un determinado ítem alimenticio expresado como el porcentaje del número total de estómagos examinados con alimento (Hynes, 1950). La diferencia en la dieta entre fechas de muestreos se testeó mediante un análisis de similitud (ANOSIM) y se ilustró el solapamiento en la dieta utilizando el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Para ello, los ítems tróficos fueron agrupados por su afinidad taxonómica y, en el caso de los insectos, separados en autóctonos o alóctonos. Los volúmenes fueron estandarizados con el algoritmo $\log(x+1)$. Para todo el análisis multivariado los datos fueron transformados en una matriz de similitud de Bray-Curtis. A través del ANOSIM se testeó la hipótesis de que no existen diferencias significativas entre las fechas de muestreo. El ANOSIM es un método no paramétrico análogo al análisis de la varianza. En este análisis, se calcula el valor de R, una medida comparativa del grado de separación de las muestras, que se utiliza para aceptar o rechazar la hipótesis (Clarke y Warwick, 2001). En el caso de diferencias en la dieta, se utilizó el porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar cuáles ítems contribuyen a dichas diferencias.

Para los arroyos mesopotámicos se utilizó el mismo arte de pesca que en el arroyo La Choza así como el tratamiento y análisis de los tubos digestivos. Debido a que sólo se contaba con datos de un muestreo estival en estos arroyos, para la comparación, se agruparon las dos primeras fechas de muestreo del arroyo La Choza. En este análisis también los ítems tróficos fueron reunidos por su afinidad taxonómica y los insectos separados en autóctonos y alóctonos. Para cada arroyo se calculó la composición por-

centual de la dieta, donde el número de veces que ocurre cada ítem es tratado como el porcentaje del número total de ocurrencias de todos los ítems alimenticios (Hynes, 1950).

RESULTADOS

El rango de tallas en los que se analizó la dieta de la mojarra de velo en el arroyo La Choza estuvo comprendido entre 40 y 63 mm de Lst. Se reconocieron un total de 23 presas. En la Tabla 1 se consignan por fecha de muestreo, el número de estómagos analizados, la FO% y V, también se señala el origen de la fuente de alimento. El mayor momento de repleción de los estómagos fue en el muestreo de enero de 2008 mientras que la menor riqueza de presas se detectó en junio de 2008. La proporción insectos autóctono/insectos alóctonos siempre estuvo por debajo del 50%.

Como puede observarse en la Figura 2.a., aunque la riqueza de ítems de insectos fue reducida por el agrupamiento realizado, la dieta de *P. doriae* no fue semejante en las tres fechas de muestreo ($R = 0,362$, $p = 0,1$). Los ítems insectos alóctonos y los colémbolos contribuyeron con más del 70% de la disimilitud acumulada en la dieta (Tabla 2 y Fig. 2.b y c). La importancia de la contribución del ítem varía con la fecha analizada.

Con respecto a la comparación entre los cuatro arroyos muestreados, es manifiesta la importancia de los insectos alóctonos que, en composición porcentual, contribuyen con más de un tercio a la dieta en todos los arroyos, llegando a ser casi el ítem exclusivo en el arroyo Ayuí (Fig. 3). Los colémbolos obtuvieron el segundo mayor valor en La Choza y en el arroyo B. Los insectos autóctonos estuvieron presentes en todos los ambientes, pero la mayor composición porcentual se registró para La Choza.

Tabla 1. Composición de la dieta de la mojarra de velo, *P. doriae*, en el arroyo La Choza para las fechas muestreadas. n: número de estómagos analizados.

Ítem Alimentario/Fecha	16/11/2007 (n=17)		07/01/2008 (n=17)		09/06/2008 (n=10)	
	FO%	V	FO%	V	FO%	V
Arthropoda Hexapoda						
Collembola+	52,90	24,00	100,00	559,00	20,00	2,00
Insecta						
Ephemeroptera*			5,88	9,00		
Orthoptera*	11,80	45,00				
Hemiptera						
Corixidae+	5,88	1,00			10,00	1,00
Gerridae+	11,80	2,00				
Aphidae*			5,88	1,00	20,00	8,00
Coleoptera						
Hydrophiloidae+	5,88	6,00	11,76	13,00	10,00	60,00
Coccinellidae*	5,88	12,00				
Curculionidae*	5,88	4,00				
No identificada*			5,88	2,00		
Diptera						
Ephydriidae*					20,00	4,00
Chironomidae (pupa)+			23,53	27,00		
Chironomidae (adulto)+	5,88	1,00	5,88	3,00		
No identificada*	23,50	11,00	11,76	12,00	10,00	3,00
Hymenoptera						
Formicidae*	11,80	2,00	23,53	14,00	10,00	1,00
Microhymenoptera*					10,00	1,00
No identificada*			11,76	13,00	10,00	1,00
Homoptera						
Delphacidae*	5,88	25,00				
Restos Insectos Terrestres*	35,30	48,00	23,53	27,00	100,00	188,00
Restos larvas y pupas+	5,88	1,00				
Arthropoda Crustacea						
Branchiopoda (Cladocera)+	5,88	1,00				
Arthropoda Arachnida						
Araneae (entero y restos)*	11,76	11,00	17,65	4,00		
Restos vegetales*	29,41	13,10	5,88	3,00		
Restos animales irreconocibles-	58,80	95,00	52,94	64,00	20,00	8,00
Restos de artrópodos-	5,88	15,00	23,53	114,00		

FO%: frecuencia de ocurrencia porcentual, V: volumen en mm³. *origen alóctono; + origen autóctono; - origen desconocido.

Tabla 2. Disimilitud media porcentual entre pares de fechas muestreadas y porcentaje de contribución de los ítems de mayor importancia.

	Disimilitud media%	% Contribución a la diferencia en la dieta		
		Colémbolos	Insectos Alóctonos	Disimilitud acumulada
F1 y F2	68,24	47,07	29,94	77,02
F1 y F3	54,03	18,79	53,10	71,89
F2 y F3	74,55	48,50	37,52	86,02

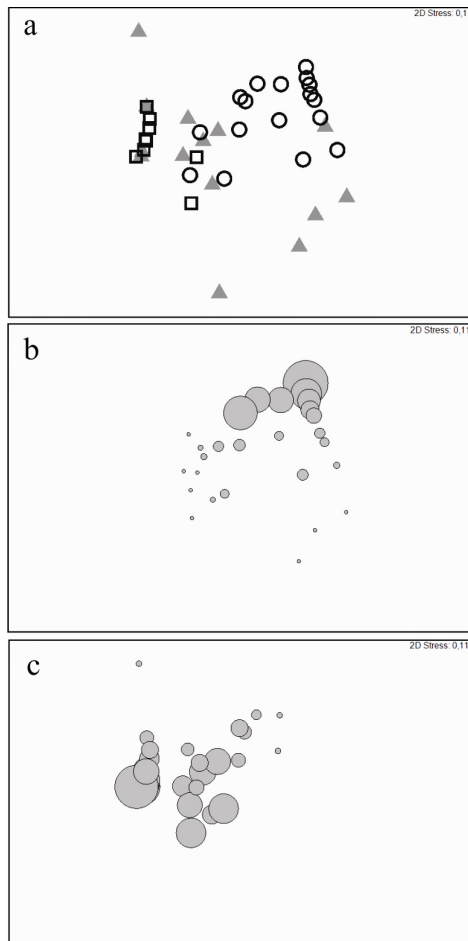


Figura 2. Solapamiento en la dieta de *Pseudocorynoma doriae* utilizando el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) en el arroyo La Choza para las fechas muestreadas. Triángulo F1, círculo F2 y rectángulo F3 (a). Contribución de los ítems Colémbolos (b) e Insectos Alóctonos (c) con burbujas superpuestas al NMDS, el tamaño indica mayor importancia del ítem.

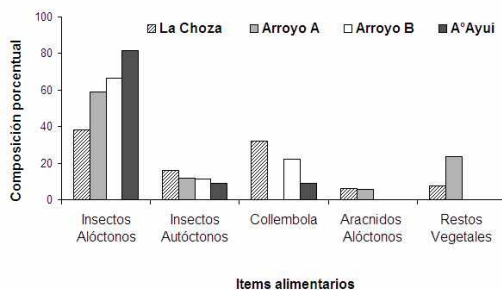


Figura 3. Composición porcentual de la dieta de *P. doriae* en el arroyo La Choza (n=34), arroyo A (n=10), arroyo B (n=6) y arroyo Ayuí (n=9).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos con respecto a la dieta de la mojarra de velo en el arroyo La Choza pusieron de manifiesto una explotación diferencial de los recursos a través del tiempo, probablemente vinculado con su oferta. En época estival los colémbolos fueron un ítem muy importante que contribuye con un alto porcentaje a la diferenciación de la F2. Los insectos terrestres también resultaron un componente principal de la dieta de la mojarra en este ambiente. Sin embargo, en el arroyo El Portugués, geográficamente muy cercano a La Choza, Ferriz *et al.* (2012) no encuentran a los colémbolos como un ítem destacado en la dieta ni detectan su presencia en los ejemplares analizados en la época estival, y los insectos autóctonos tienen mayor importancia que los alóctonos. Para el caso del arroyo Manantiales, en el cual la información bibliográfica sólo registra datos de ocurrencia, los colémbolos no constituyen un ítem en la dieta de *P. doriae* y los insectos acuáticos tienen una mayor frecuencia de ocurrencia que los insectos terrestres (Fernández *et al.*, 2012).

Al comparar los resultados de la composición porcentual de la dieta de la mojarra desde un punto de vista fitogeográfico, se pone de manifiesto que en aquellos ambientes que pertenecen a la provincia del espinal, la dieta está dominada por insectos alóctonos mientras que para el caso de La Choza, situado en la provincia pampeana, los ítems autóctonos resultan tan importantes como los alóctonos. Kolm y Arnqvist (2011) encontraron que en algunos arroyos que presentaban una baja velocidad de flujo y escaso dosel arbóreo, semejante a los arroyos pampeanos, la dieta de *Corynoma rüsei* estaba constituida por Collembola, Acari y larvas de Ephemeroptera. En arroyos del sur de Brasil, otros autores hallaron que la dieta de *P. doriae*, *Diapoma speculiferum* y *Mimagoniates rheocharis*, está constitui-

da principalmente por insectos de origen alóctono, con una composición porcentual de la dieta semejante a lo registrado en este trabajo para los arroyos de la provincia del espinal (Dufech *et al.*, 2003, Graciolli *et al.*, 2003). En estos trabajos también se detectó que los insectos autóctonos, colémbolos y restos vegetales constituyen elementos secundarios en la dieta.

En todos los ambientes estudiados en este trabajo la mojarra de velo presentó una alimentación invertívora, dominada por ítems autóctonos o alóctonos dependiendo del ambiente estudiado. Esto indicaría que se trata de una especie oportunista relacionada con la película superficial del agua. Estos resultados sumados a la bibliografía sobre la dieta de *P. doriae* y de otras especies de carácidos afines, indicarían que las variaciones observadas en la alimentación de este grupo podrían atribuirse a diferencias en el ambiente que condicionan la disponibilidad de los recursos alimenticios.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento al Dr. Raúl Campos por su asesoramiento en la determinación de los insectos.

BIBLIOGRAFÍA

- Artigas, J., E. García-Berthou, M.I. Bauer, J. Castro., J. Cochero, D.C. Colautti, A. Cortelezzi, J.C. Donato, A. Elozegi, C. Feijóo, A. Giorgi, N. Gómez, L. Leggieri, I. Muñoz, A. Rodrigues Capítulo, A. Romaní y S. Sabater. 2013. Global pressures, specific responses: effects of nutrient enrichment in streams from different biomes. *Environmental Research Letters*, 8(1):1-13. Disponible en: <http://iopscience.iop.org/1748-9326/8/1/014002/pdf/17489326_8_1_014002.pdf>. Acceso: 01/04/2014
- Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín Sociedad Argentina Botánica*, 14: 1-42.
- Clarke K.R. y R.M. Warwick. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation* (2nd edition). PRIMER-E: Plymouth.
- Colautti, D.C., M.E. Maroñas, E.D. Sendra, L.C. Protogino, F. Brancolini y D. Campanella. 2009. Ictiofauna del Arroyo La Choza, cuenca del Río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 26: 55-62.
- Dufech, A.P.S., M.A. Azevedo y C.B. Fialho. 2003. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rheocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 1(1): 67-74.
- Feijóo, C.S. y R.J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41(7): 1399-1410.
- Fernández, E.M., R.A. Ferriz, C.A. Bentos y G.R. López. 2012. Dieta y ecomorfología de la ictiofauna del arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(1): 1-13.
- Ferreira, A., F.R. de Paula, S.F. de Barros Ferraz, P. Gerhard, E.A. Kashiwaqui, J.E.P. Cyrino y L.A. Martinelli. 2012. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(1): 12-22.
- Ferriz, R.A., M.E. Fernández, G.R. López y C.A. Bentos. 2012. Alimentación de *Pseudocorynopoma doriai* (Pisces: Characidae) en el arroyo El Portugués, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales n.s.*, 14: 243-251.

- Graciolli, G, M.A. Azevedo y F.A. G. Melo. 2003. Comparative study of the diet of Glandulocaudinae and Tetragonopterinae (Ostariophysi: Characidae) in a small stream in Southern Brazil. *Studies of Neotropical Fauna and Environment*, 38(2): 95-103.
- Grether, G., D. Millie, M. Bryant, D. Reznick y W. Mayea. 2001. Rain forest canopy cover, resource availability, and life history evolution in guppies. *Ecology*, 82: 1546-1559.
- Helfman, G.S., B.B. Collette, D.E. Facey y B.W. Bowen. 2009. *The diversity of fishes: biology, evolution and ecology* (2nd edition). John Wiley & Sons, West Sussex, 720 pp.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19(1): 36-58.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach content análisis a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- Kolm, N. y G. Arnqvist. 2011. Environmental correlates of diet in the swordtail characin (*Corynopoma riisei*, Gill). *Environmental Biology of Fish*, 92: 159-166.
- Liotta, J. 2005. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la República Argentina. ProBiota, FCNyM, UNLP, Serie Documentos 3, 701 pp.
- 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. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell, y C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Weitzman, S.H. 2003. Subfamily Glandulocaudinae (Characins, tetras). En: Reis, R.E., S.O. Kullander y C.J. Ferraris Jr. (ed.). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Edipucrs, Porto Alegre, 222-230.

COMPOSICIÓN TAXONÓMICA Y VARIACIÓN ESTACIONAL DEL ZOOPLANCTON DEL EMBALSE PIEDRAS MORAS (CÓRDOBA, ARGENTINA)

G. CABRERA¹, A. VIGNATTI¹, S. ECHANIZ¹, M. MANCINI²,
V. SALINAS² & C. RODRÍGUEZ²

¹ Departamento de Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

² Ecología. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.

e-mail: gabrielacabrera@exactas.unlpam.edu.ar

ABSTRACT. Reservoirs are water bodies relatively similar to natural lakes, differing in aspects such as the longitudinal gradient of certain environmental and biotic factors. In the mountainous region of Córdoba there are more than 15000 ha of reservoirs. Although aspects of these reservoirs have been studied, the zooplankton has generally not received much attention. The aim of this study was to determine the composition and seasonal variation of the zooplankton of Piedras Moras reservoir, a multipurpose reservoir built on the Ctalamochita River, in which this community had not been previously studied. Seasonal samples were taken (November 2009 - September 2010) at three sites. The richness was 20 *taxa* and the highest diversity was recorded in the center of the reservoir. The typical association of the center-northwest of the country reservoirs was found. The crustaceans *Notodiptomus incompositus*, *Metacyclops mendocinus*, *Ceriodaphnia dubia* y *Bosmina longirostris* were recorded in the majority of the samples and, although they were the more frequent rotifers, *Brachionus plicatilis*, *B. dimidiatus*, *B. caudatus* and *Polyarthra* sp. were found less frequently. In the center, cladocerans were dominant in the summer and autumn, and copepods were dominant in the spring and winter. Though longitudinal zonation was found, this was based only on information from the summer period.

Key words: Zooplankton; reservoirs; longitudinal zonation; Piedras Moras reservoir.

Palabras clave: zooplancton; embalses; zonación longitudinal; embalse Piedras Moras.

INTRODUCCIÓN

La región central y norte de Argentina posee numerosos embalses de diferentes dimensiones, cuyos principales usos son la generación de electricidad, la atenuación de crecidas, abastecimiento de agua para consumo, riego y recreación (Mancini *et al.*, 2011a). En general, existe información sobre el zooplancton de algunos embalses argentinos como Yaciretá en la provincia de Corrientes (Garrido, 2006), Casa de Piedra entre La Pampa y Río Negro (Vignatti y Echaniz, 2008), varios ubicados en la provincia de Mendoza, como Potrerillos, El Carrizal,

Agua del Toro, Los Reyunos y el Nihuil (Peralta y León, 2006), Sumampa en Catamarca (Salas y Silverio Reyes, 2006) y Salto Grande en Entre Ríos (Chalar *et al.*, 2002).

En la provincia de Córdoba, donde existen más de 15000 ha cubiertas por embalses ubicados especialmente en la región serrana (Mancini *et al.*, 2011b), desde hace más de medio siglo diferentes autores han realizado numerosos estudios. Estos incluyeron distintos aspectos limnológicos, tales como la determinación de la calidad de agua y procesos de eutrofización (Bonetto *et al.*, 1976; Mariazzi *et al.*, 1989; Rodríguez *et*

al., 2007; Mancini *et al.*, 2010a; Mancini *et al.*, 2011a), presencia de floraciones algales (Mac Donagh *et al.*, 2005), estudio de diferentes comunidades (Rodríguez *et al.*, 2002; Boltovskoy *et al.*, 2009) y ocasionales mortandades de diferentes especies animales (Mancini *et al.*, 2008; 2010b), entre otros. Sin embargo, debido a que sólo algunos de estos trabajos tuvieron en cuenta algún aspecto de la comunidad zooplanctónica (Escalante, 1987; Dippolito, 1988; Mac Donagh *et al.*, 2009; Mancini *et al.*, 2011b), el objetivo de este trabajo fue determinar la composición taxonómica y la variación estacional de la densidad del zooplancton del embalse Piedras Moras.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El embalse Piedras Moras ($32^{\circ}10,13' S$; $64^{\circ}16,50' W$) está ubicado en los límites de los departamentos Calamuchita y Tercero Arriba, aledaño a la ciudad de Almafuerde, provincia de Córdoba (Fig. 1). Se encuentra en la región fitogeográfica del Espinal, en una zona donde se registran temperaturas medias de $24^{\circ} C$ en verano y $9^{\circ} C$ en invierno y precipitaciones anuales entre 700 a 800 mm, concentradas principalmente durante el verano. Piedras Moras, con una

cuenca de $3777 km^2$, es el último de la serie de seis embalses construidos sobre el cauce del río Ctalamochita (Tercero). Posee una superficie a nivel de vertedero de 589 ha y una profundidad media de 8 m, por lo que su volumen es de $47,1 hm^3$ (DIPAS, 2000). La altura de la presa es de 57 m y el tiempo de residencia medio aproximado es 0,05 años. El lago es monomíctico cálido.

El embalse, cuya obra fue finalizada en 1979, tiene múltiples usos tales como riego, provisión de agua, generación de energía y en él se desarrollan actividades recreativas que incluyen pesca, buceo y actividades náuticas.

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron cuatro muestreos estacionales entre noviembre de 2009 y septiembre de 2010.

En 10 sitios del lago se determinó subsuperficialmente: temperatura, pH (peachímetro digital Lutron 206), concentración de oxígeno disuelto (oxímetros digital Lutron LT 5508 y Consort C535) y transparencia del agua (disco de Secchi).

Se tomaron muestras cualitativas y cuantitativas subsuperficiales de zooplancton en tres sitios: cola del embalse (verano, otoño y primavera), zona central (las cuatro estaciones) y frente a la presa (verano e

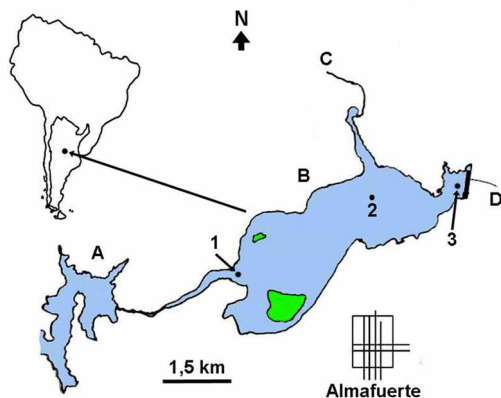


Figura 1. Izquierda: ubicación geográfica y de las estaciones de muestreo del Embalse Piedras Moras (modificado de Mancini *et al.* 2011). A: embalse Reolín; B: embalse Piedras Moras; C: arroyo Soconcho y D: río III. 1: sitio de muestreo cola del embalse; 2: centro y 3 presa. Derecha: fotografía del embalse Piedras Moras.

invierno). Las muestras cualitativas fueron tomadas mediante arrastres horizontales y verticales con una red de 40 μm de abertura de malla y las cuantitativas mediante el filtrado de 24 litros de agua. Todas las muestras fueron fijadas con formaldehído al 4%. En estos mismos lugares se tomaron muestras de agua para determinar la salinidad y las concentraciones de clorofila *a* (espectrofotometría) y nutrientes (fósforo total y nitrógeno total) (APHA, 1999).

Las densidades del microzooplancton y macrozooplancton se estimaron mediante conteos de las muestras completas en cámaras de Sedgwick-Rafter y Bogorov bajo microscopio óptico convencional y este-reoscópico respectivamente.

RESULTADOS

Parámetros ambientales

El agua del embalse mostró reducida salinidad y fluctuó en un rango relativamente bajo. Los valores de pH, oxígeno disuelto y temperatura estuvieron dentro de los valores límites para el normal desarrollo de la fauna acuática. A pesar de haberse registrado concentraciones de nutrientes elevadas, las de clorofila *a* fitoplanctónica fueron relativamente bajas y la transparencia del agua superó los 5 m (Tabla 1).

Zooplancton

La riqueza total fue de 20 taxones: dos copépodos, siete cladóceros y 11 rotíferos (Tabla 2). Si bien los sitios no son completamente comparables, debido a la falta de algunas muestras, la mayor diversidad se registró en el centro del embalse, con un total de 19 taxones contra 13 y ocho, registrados en la cola y la presa respectivamente. Los crustáceos *Notodiaptomus incompositus*, *Metacyclops mendocinus*, *Ceriodaphnia dubia* y *Bosmina longirostris* fueron las especies de presencia más constante, dado que se registraron durante la mayor parte de

Tabla 1. Valores medios, mínimos y máximos de los parámetros ambientales registrados en el embalse Piedras Moras durante el período estudiado.

	Media	Mínimo	Máximo	D. E.
Salinidad (mg.L^{-1})	164	131	226	44
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	20,4	14,7	26,5	4,5
Oxígeno disuelto (mg.L^{-1})	8,3	5,7	9,3	0,9
pH	8,1	7,3	9,1	0,5
Transparencia (m)	5,1	2,5	8,3	1,5
Clorofila <i>a</i> (mg.m^{-3})	23,5	1,5	123	37,3
PT (mg.m^{-3})	95,6	30	300	72,2
NT (mg.m^{-3})	1618	600	3600	823

D.E.: desvío estándar.

los muestreos en casi todos los sitios. Aunque se registraron en menos ocasiones, los rotíferos *Brachionus plicatilis*, *B. dimidiatus*, *B. caudatus* y *Polyarthra* sp. fueron los más frecuentes (Tabla 2).

Considerando el verano (única estación para la que se tomaron muestras en todos los sitios), la mayor diversidad también se encontró en el centro del embalse, ya que se registraron 16 taxones respecto a los ocho y seis hallados en la cola y en la presa respectivamente. En ese momento, en los sitios cola y presa predominaron los crustáceos (seis y cuatro taxones respectivamente) sobre los rotíferos (dos taxones en ambos lugares), mientras que en el centro se hallaron nueve crustáceos y siete rotíferos (Tabla 2). Con respecto a la densidad total de la comunidad (incluyendo las larvas nauplio), fue más elevada en el centro, donde alcanzó 264,1 ind.L^{-1} , contra sólo 15,3 y 34,3 ind.L^{-1} en la cola y presa respectivamente. En los tres sitios la mayor densidad, superior al 94%, fue aportada por los crustáceos.

A efectos de analizar la dinámica anual del zooplancton, se consideró únicamente la información colectada en el sitio central. Como se indicara, la mayor riqueza se registró durante el muestreo de verano (16 taxones), la encontrada en las muestras de primavera e invierno fue relativamente similar (ocho y nueve taxones respectiva-

Tabla 2. Taxones registrados en el zooplancton de los tres sitios muestreados en el embalse Piedras Moras durante el período estudiado.

	Cola			Centro				Presa	
	P	V	O	P	V	O	I	V	I
Copépodos									
<i>Notodiptomus incompositus</i> (Brian, 1925)	X	X		X	X		X	X	X
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	X	X	X	X	X		X	X	X
Cladóceros									
<i>Daphnia laevis</i> Birge, 1879	X			X	X				
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1776)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981		X			X				
<i>Alona</i> sp.	X	X			X				
<i>Chydorus</i> sp.							X		X
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874					X				
Rotíferos									
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	X			X			X		
<i>B. dimidiatus</i> Bryce, 1931		X		X	X	X			
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	X				X		X		
<i>Polyarthra</i> sp.							X	X	X
<i>Hexarthra</i> sp.				X	X				
<i>Collurella</i> sp.					X				
<i>Asplanchna</i> sp.					X			X	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	X				X				
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)							X		
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)					X				
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)		X							

mente), pero en el muestreo de otoño fue muy reducida, dado que se hallaron sólo tres especies (Tabla 2).

Cómo se mencionara previamente, la mayor densidad total se registró durante el muestreo de verano, cuando los cladóceros representaron el 64,5% de la comunidad. En las muestras de primavera e invierno las densidades totales alcanzaron 109,1 y 13,1 ind.L⁻¹ pero predominaron los copépodos (adultos, copepoditos y nauplios), cuando representaron el 69% y 61,3% respectivamente. En la muestra de otoño la densidad fue muy baja (1,8 ind.L⁻¹) y no se registraron copépodos. Los rotíferos nunca fueron dominantes, ya que su aporte máximo a la densidad total sólo representó el 7% en las muestras de otoño.

En el centro del embalse, *Ceriodaphnia dubia* estuvo presente durante todo el

período de estudio y fue el cladócero más abundante, ya que registró una densidad media de 46,4 ind.L⁻¹, con una máxima que alcanzó 154,2 ind.L⁻¹ en las muestras tomadas en verano. *Bosmina longirostris*, también se halló en todas las ocasiones, aunque tuvo una densidad media muy baja (1,8 ind.L⁻¹) con un máximo de 4,5 ind.L⁻¹ en el muestreo invernal. *Daphnia laevis* se registró en las muestras de primavera y verano, aunque con densidades bajas. A excepción de *Chydorus* sp., el resto de los taxones estuvieron presentes sólo en las de verano (Tabla 2).

Notodiptomus incompositus fue el copépodo predominante y tuvo una densidad media de 34,3 ind.L⁻¹, con picos máximos durante los meses más cálidos. *Metacyclops mendocinus* tuvo una densidad media reducida, apenas 3,2 ind.L⁻¹ y al igual que *N. in-*

compositus, no fue registrado en las muestras tomadas en otoño (Tabla 2).

Entre los rotíferos, *Brachionus dimidiatus* fue la especie que se registró en la mayor parte de las muestras mientras que *B. plicatilis* y *B. caudatus* se registraron en dos ocasiones. Si bien fueron las más abundantes, su densidad media no superó 1 ind.L⁻¹. El resto de las especies, se registraron en una única oportunidad (Tabla 2).

DISCUSIÓN

El agua de Piedras Moras es hipohalina (Conzonno, 2009). En función de su concentración de fósforo, el embalse puede ser categorizado como mesotrófico a hipereutrófico (OECD, 1982), aunque por la elevada transparencia máxima podría ser clasificado como oligotrófico (Mancini *et al.*, 2011a).

La transparencia del agua, inversamente relacionada con la concentración de clorofila *a* (Mancini *et al.*, 2011a), es un rasgo particular que no podría ser adjudicado a la influencia del zooplancton, ya que no se registró gran cantidad de cladóceros de talla grande y alta eficiencia de filtración de fitoplancton (Muylaert *et al.*, 2006). Su baja densidad podría deberse a la escasez de alimento o a la depredación ejercida por peces (Boveri y Quirós, 2007; Potthoff *et al.*, 2008), ya que en el embalse se registraron especies como el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) y el bagarito (*Parapimelodus valenciennis*) indicadas como zooplanctívoras (Boveri y Quirós, 2007). En cambio, la transparencia puede ser explicada en parte por el reducido tiempo de residencia del agua que no permite el desarrollo masivo de fitoplancton (Mancini *et al.*, 2011a) y por la presencia de *Limnoperna fortunei* (Boltovskoy *et al.*, 2009; Mancini *et al.*, 2010a).

Por otro lado, la asociación de especies registrada en Piedras Moras es la típica del zooplancton de los embalses de centro noroeste del país, dada especialmente por la

presencia de los cladóceros *D. birgei*, *D. laevis*, *B. longirostris* y *C. dubia* (Paggi 1998), también registrados en los embalses Río Tercero (Escalante, 1987), Casaffousth (Dippolito, 1988), Río Hondo (Bonelli *et al.*, 2007) y San Roque (Mancini *et al.*, 2011b). A estas especies debe sumarse el calanoideo *Notodiptomus incompositus*, muy frecuente en los mismos ambientes, generalmente registrado junto al ciclopoideo *Acanthocyclops robustus*. Sin embargo, esta última no se registró en Piedras Moras durante el período estudiado, aunque en todas las ocasiones se halló en bajas densidades *Metacyclops mendocinus*, otro ciclopoideo ampliamente tolerante y generalmente asociado con condiciones de eutrofia (Echaniz *et al.*, 2008).

El número relativamente elevado de especies de *Brachionus* que se registró en Piedras Moras sería indicador de condiciones tróficas elevadas, ya que, si bien hay resultados contrastantes, la alta riqueza de especies de este género en un cuerpo de agua es considerada indicadora de elevado estado trófico (Claps *et al.*, 2011; Perbiche-Neves *et al.*, 2013).

Tanto la riqueza como la densidad del zooplancton mostraron la típica zonación que se registra en los embalses (Marzolf, 1990), aunque esta afirmación se basa en información limitada al verano, única estación para la que se tomaron muestras en los tres sitios.

AGRADECIMIENTOS

A la SECyT de la Universidad Nacional de Río Cuarto, al Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba y a la Municipalidad de Almafuerde. A Alejandra Liendo, Edgar Taricco, Santiago Ballester, Matías Bonansea, Ana Bethular, Fernanda Biolé, Gerardo Morra y Francisco Lacase, quienes colaboraron en tareas de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, AWWA, WEF. 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th edition. Washington, USA.
- Boltovskoy, D., A. Karatayev, L. Burlakova, D. Cataldo, V. Karatayev, F. Sylvester y A. Mariñelarena. 2009. Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 636: 271-284.
- Bonelli, C.L. (dir.). 2007. Programa de monitoreo del embalse Río Hondo. Informe final. Subsecretaría de Recursos Hídricos, Universidad Nacional de Córdoba y Universidad Nacional de Santiago del Estero. 81 pp.
- Bonetto, A., D. Di Persia, R. Maglianesi, M. Corigliano. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalses de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3 (5): 47-120.
- Boveri, M. y R. Quirós. 2007. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. *Hydrobiologia*, 584: 215-222.
- Chalar, G., L. De León, E. Brugnoli, J. Clemente y M. Paradiso. 2002. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica. En: Fernández-Cirelli, A. y Chalar, G. (eds). CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos. Buenos Aires: 123-142.
- Claps, M.C., N.A. Gabellone y H.H. Benítez. 2011. Seasonal changes in the vertical distribution of rotifers in a eutrophic shallow lake with contrasting states of clear and turbid water. *Zoological Studies*, 50: 454-465.
- Conzonno, V. 2009. Limnología Química. Ed. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, 222 pp.
- DIPAS. 2000. Dirección Provincial de Agua y Saneamiento. Ministerio de Obras Públicas, Secretaría de Obras Públicas. Gobierno de Córdoba. Córdoba, Argentina, 44 pp.
- Dippolito, A. 1988. Distribución vertical y temporal de los rotíferos del embalse Cassaffousth (Córdoba, Argentina). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 19 (2): 155-166.
- Echaniz, S., A. Vignatti y P. Bunino. 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, (8)4: 63-71.
- Escalante, A. 1987. Cladóceros del embalse Río Tercero (provincia de Córdoba, Argentina). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 15 (1): 41-54.
- Garrido, G.G. 2006. Estructura de la comunidad zooplanctónica del Embalse Yacyretá en las etapas del posllenado 1996-1998. IV Congreso Argentino de presas y aprovechamientos hidroeléctricos, Posadas, Misiones. En <http://www.cadp.org.ar/trabajos.html>.
- Mac Donagh, M., M. Casco y M. Claps. 2005. Colonization of a Neotropical reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O.F.Müller) Bergh. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 41 (4): 291-299.
- Mac Donagh, M., M. Casco y M.C. Claps. 2009. Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology* 43:371-381.
- Mancini, M., C. Rodríguez, M. Bonansea, A. Astoreca, G. Bagnis, C. da Rocha y A. Dalcerro. 2008. Saprolegniasis

- en poblaciones silvestres de *Astyanax eigenmanniorum* y *A. fasciatus* (Pisces, Characidae) de Argentina. *Revista Brasileira de Medicina Veterinaria* 30(2): 115-122.
- Mancini, M., C. Rodríguez, M. Bonansea, V. Salinas, G. Morra, A. Liendo, E. Taricco y S. Ballester. 2010a. Calidad de agua y estado trófico de tres embalses de la cuenca del río Tercero (Córdoba, Argentina). Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. Córdoba, Argentina, 471-480.
- Mancini, M., C. Rodríguez, G. Bagnis, A. Liendo, C. Proserpi, M. Bonansea y J. Galizia Tundisi. 2010b. Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3): 891-895.
- Mancini, M., V. Salinas, C. Rodríguez, G. Morra, M. Bonansea, C. Ledesma, V. Reynoso, A. Liendo, E. Taricco y S. Ballester. 2011a. Caracterización de la calidad del agua y estado trófico del embalse Piedras Moras (Córdoba, Argentina). Libro del 2° Congreso Internacional en Ambiente y Energías Renovables, Córdoba, Argentina, 193-203.
- Mancini, M., A. Bethular, A. Vignatti, S. Echaniz, M. Bonansea, V. Salinas y C. Rodríguez. 2011b. Calidad de agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Ciencia* 6 (21): 69-80.
- Mariazzi, A., M. Romero, V. Conzonno y A. Mariñelarena. 1989. Results of a limnological study in a reservoir previous to the functioning of a nuclear power plant (embalse del Río Tercero). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 20 (1-2): 57-68.
- Marzolf, G.R., 1990. Reservoirs as environments for zooplankton. En: Thornton, K., B. Kimmel y F. Payne (eds.) *Reservoir limnology: ecological perspectives*. Wiley-InterScience, New York, 195-208.
- Muylaert, K., S. Declerck, J. Van Wichelen, L. De Meester y W. Vyverman. 2006. An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *Limnologica*, 36: 69-78.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control. Final report*. París.
- Paggi, J. 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). Pp. 507-518. En: Coscarón, S. & J. Morrone (eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Peralta, P. y J. León. 2006. Estudios de caracterización limnológica de los embalses de la provincia de Mendoza. Departamento General de Irrigación del Gobierno de Mendoza (ed.). http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/programas/prosap/informacion/ccays/08_01.pdf.
- Perbiche-Neves, G., C. Fileto, J. Laço-Portinho, A. Troguer y M. Serafim-Júnior. 2013. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41 (1): 138-149.
- Potthoff, A., B. Herwig, M. Hanson, K. Zimmer, M. Butler, J. Reed, B. Parsons y M. Ward. 2008. Cascading food-web effects of piscivore introductions in shallow lakes. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1170-1179.
- Rodríguez, C., M. Mancini y C. Proserpi. 2002. Variación estacional del fitoplancton y físico química del agua del embalse Piedras Moras (Córdoba, Argentina). XIX Congreso Nacional del Agua, Córdoba. 6 pp.

- Rodríguez, C., M. Bonansea, F. Bonatto, V. Reynoso, C. Prospero, M. Mancini y C. Ledesma. 2007. Remote sensing –GIS to predict on the risk of eutrophication in aquatic systems. Space Technology for e-health. New York, United Nations: 28-30.
- Salas, L. y M. Silverio Reyes. 2006. Zooplancton del dique Sumampa: contribución al conocimiento de su estructura. Revista de Ciencia y Técnica (12). <http://www.editorial.unca.edu.ar/web%20Revista%20N%C2%BA%2012/dos.pdf>
- Vignatti A. y S. Echaniz. 2008. El zooplancton del embalse Casa de Piedra (La Pampa, Argentina), distribución horizontal de abundancia y biomasa. BioScriba, 1 (2): 46-59.

EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE AUTO-DEPURACIÓN DE UN ARROYO URBANO Y EL USO DE MACRÓFITAS NATIVAS COMO ESTRATEGIA DE RESTAURACIÓN

S.T. EFRON¹, J. AQUINO¹, L. DE CABO², M. DOS SANTOS AFONSO¹ & M. GRAZIANO¹

¹Laboratorio de Química del Agua, INQUIMAE-CONICET, Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160, CABA.

²Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" – CONICET, Av. Angel Gallardo 470, CABA.
e-mail: thaisefron@gmail.com

ABSTRACT. Environmental degradation is one of the most serious problems in the metropolitan area of Buenos Aires, especially water pollution. The main aim of this work was to study mechanisms of self-purifying of a segment of San Francisco stream (located in Almirante Brown district), evaluating its *in situ* capacity of self-purifying downstream of a tubing and, in addition, by static bioassays in a greenhouse with native macrophytes. A stream section of 1500m was sampled twice during autumn 2013. The stream was generally hypoxic throughout the section ($DO < 2$ mg/l), presenting low velocity (0.084 ± 0.008 m/s), moderate organic load ($COD = 72 \pm 3$ mg/l), high dissolved inorganic nitrogen (9.2 ± 0.9 mg/l) mostly as ammonium, and high levels of coliforms (7600 ± 700 cfu/ml). There was no increase in the dissolved oxygen and no decrease in the nutrients and COD along the section, suggesting that the self-purifying process for these parameters, along this section and this time of this year was negligible. Almost complete removal of ammonium (90-95%) and nitrites was observed in the bioassays. Based on our results, the present condition of the stream may be modified by increasing water oxygenation and macrophytes biomass, among other strategies. It is planned to incorporate the analysis of seasonal effects and complementary bioassays with macrophytes minimizing the algal growth.

Key words: contamination; self-purifying; bioassays; macrophytes.

Palabras clave: contaminación; auto-depuración; bioensayos; macrófitas.

INTRODUCCIÓN

La degradación ambiental, en particular la contaminación de las aguas, es de gran relevancia en diferentes aspectos de índole social, ecológico y sanitario. A nivel mundial organismos como la ONU y la UNESCO, y a escala nacional, la Secretaría de Ambiente de la Nación y diversas ONGs, entre otros, reconocen el papel primordial de los ambientes acuáticos-terrestres (humedales) en el bienestar humano y la necesidad de la conservación, cuidado y restauración de los mismos (Secretaría de Ambiente y Desa-

rollo Sustentable, 2008; World Resources Institute, 2005).

Los arroyos pampeanos en su estado natural se caracterizan por tener una baja velocidad de corriente, aguas alcalinas, con una alta conductividad eléctrica y una elevada concentración de nutrientes y oxígeno disuelto (Feijoó y Lombardo, 2007). Por otro lado, debido a la ausencia de bosque ribereño reciben elevados niveles de radiación solar, favoreciendo así el crecimiento de macrófitas en sus márgenes y cauce. Sin embargo, la mayoría de los ríos y arroyos de

las principales cuencas que drenan el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA) se encuentran muy modificados, con canalizaciones, rectificaciones, desviaciones, y entubamientos parciales o totales (Bertoni, 2004; Atlas Ambiental de Buenos Aires, 2010; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2010), y un alto grado de contaminación industrial, cloacal, doméstico y rural (Magdaleno *et al.*, 2001; Castañé *et al.*, 2006; Fernández Cirelli y Ojeda, 2008; Vilches *et al.*, 2011). En respuesta a estas alteraciones, los cuerpos de agua presentan una reducción en los niveles de oxígeno disuelto y un aumento en los niveles de nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo (Dhote, 2007; Dhote y Dixit, 2007). La zona de estudio no presenta red de agua potable ni cloacas y generalmente los pozos ciegos no se encuentran bien construidos lo que conlleva a filtraciones de los mismos que por escurrimiento llegan al arroyo (Taller de aguas, 2009; Fernández y Herrero, 2008). Por otro lado, en esta región la gran mayoría de los efluentes domésticos desaguan a los arroyos que surcan los asentamientos poblacionales a través de las zanjas de las calles y entran al sistema de desagüe pluvial, conformando una red de drenaje doméstico-pluvial. La composición típica de estos efluentes consiste principalmente en altos niveles de N (desechos de comida), P (detergentes), carbono orgánico (comida, materia orgánica en descomposición, desechos de animales), incluyendo algunos persistentes en el ambiente y de alta toxicidad para organismos acuáticos (Eriksson *et al.*, 2002; Di Marzio *et al.*, 2005).

Ante este panorama, la capacidad de auto-depuración que presentan ríos y arroyos pasa a ser un factor importante a tener en cuenta para evaluar distintas estrategias de restauración de los mismos, y maximizar su eficiencia. La auto-depuración puede definirse como la suma de procesos tanto

físicos como químicos y biológicos que conllevan a una disminución del grado de contaminación presente en el cuerpo de agua (Elosegi *et al.*, 1995; Heidenwag *et al.*, 2001). Entre ellos, pueden destacarse los procesos de absorción o biodegradación por parte de microorganismos, hongos y macrófitas, reacciones químicas de oxidación, hidrólisis y degradación, y procesos físicos de dilución y adsorción a superficies (Heidenwag *et al.*, 2001). En particular, experiencias previas de restauración de ríos y arroyos han demostrado la capacidad de las macrófitas en modificar diferentes parámetros físico-químicos del agua (disminución del nivel de nutrientes en el agua, disminución del contenido de materia orgánica oxidable, aumento en los niveles de oxígeno disuelto, etc.) (Clarke, 2002; Desmet *et al.*, 2008; Riis *et al.*, 2009; Zhao *et al.*, 2012) y mejorar las condiciones ambientales y sanitarias para la vida acuática y recreativa del lugar (Instituto Nacional de Investigación del Medio Ambiente Provincia de Sønderjylland, 1997; Purcell *et al.*, 2002). De esta manera, evaluando el tipo de contaminación presente, las características físico-químicas del arroyo en estudio, y su capacidad de auto-depuración actual, se pueden determinar los procesos más importantes a tener en cuenta en una restauración (Calow y Petts, 1992; Brookes y Shields, 1996); y a su vez, mediante ensayos de laboratorio, las plantas acuáticas más adecuadas para la misma (Alvarez *et al.*, 2010; Basílico *et al.*, 2013).

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar mecanismos de recuperación de un tramo de un arroyo urbano contaminado a través de: la evaluación de la capacidad de autodepuración del arroyo aguas abajo de un entubamiento, y la realización de bioensayos con agua del arroyo en microcosmos utilizando distintas especies de plantas acuáticas nativas.

de 6 días de duración bajo 4 tratamientos, 3 con agregado de macrófitas: *Hydrocotyle bonariensis*, *Salvinia minima* y *Spirodela intermedia*; y un control (agua sin macrófitas). Se midieron las concentraciones de clorofila a, amonio, nitritos, nitratos, PRS, OD y DQO en el agua al iniciar y al finalizar el ensayo.

De manera de asegurar que la cantidad de biomasa fuese la misma en el inicio en todos los tratamientos, se utilizó el criterio de 50% de cobertura en cada unidad experimental y se reservó una muestra equivalente de cada especie para determinar el peso seco inicial. Tanto este como el peso seco final de la biomasa total en cada tratamiento se determinaron luego de la desecación a 60°C durante 48hs. Se calculó la tasa de crecimiento relativo (TCR) de las distintas macrófitas como:

$$TCR = (\ln B_f - \ln B_i) / \Delta t$$

donde B_f y B_i son biomasa final e inicial respectivamente, medidas en peso seco y Δt es la duración del bioensayo (Basílico *et al.*, 2013).

Análisis de datos

Se calcularon las tasas de remoción (%R) y de incremento (%I) de los distintos parámetros como:

$$\%R = 100 \times (V_i \times C_i - V_f \times C_f) / V_i \times C_i$$

$$\%I = 100 \times (V_f \times C_f - V_i \times C_i) / V_i \times C_i$$

donde V_i y V_f son los volúmenes iniciales y finales del agua en cada unidad y C_i y C_f son las concentración iniciales y finales de los parámetros a evaluar.

Se realizaron ANOVAs de un factor y test de Tukey para analizar las diferencias, entre las 2 campañas realizadas y entre los tratamientos para los distintos parámetros. En caso de no cumplirse los supuestos del ANOVA se realizaron pruebas no paramétricas (Kruskal Wallis). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan los resultados de uno de los muestreos realizado en otoño de 2013. La zona del arroyo San Francisco abarcada (Fig. 1) presenta un caudal y una velocidad de corriente muy baja (media= 0,084 ± 0,008 m/s), con estancamientos en algunos sectores e incluso mostrando cierto reflujos. Se midieron concentraciones elevadas de NID (media= 9,2 ± 0,9 mg/l), principalmente debido a la alta concentración de amonio, de DQO (media= 72 ± 8 mg/l) y de PRS (media= 3,5 ± 0,4 mg/l). Además se evidenció la presencia de contaminación microbiológica por los altos niveles de coliformes totales (media= 8000 ± 1000 UFC/ml) y de *E. coli* (media= 2200 ± 500 UFC/ml) encontrados. Excepcionalmente, en esta campaña se observaron altos niveles de OD de T2 a T5 (Tabla 1).

En la Fig. 2 pueden observarse los datos obtenidos en el estudio detallado del tramo posterior a la salida del entubamiento del A° San Francisco del 6/06/13. No se observó una recuperación natural del agua de los niveles de oxígeno disuelto luego de la salida del entubamiento ya que en todos los sitios muestreados las concentraciones son menores a la concentración de salida (Fig. 2,

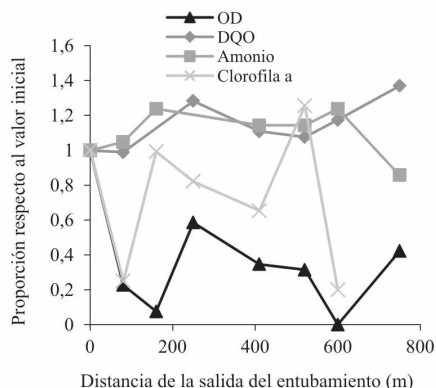


Figura 2. Variación espacial a lo largo del arroyo San Francisco, estandarizadas respecto a los valores de los parámetros en la salida del entubamiento. OD (oxígeno disuelto), DQO (demanda química de oxígeno). Campaña realizada el 6/06/13

Tabla 1. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos medidos en la campaña del 14/06/13.

Parámetro	Punto de muestreo				
	T1	T2	T3	T4	T5
OD (mg/l)	1,59	6,78	8,85	7,42	7,41
pH	7,6	7,9	8	7,9	7,8
Temperatura (°C)	17,6	18,1	16,5	14,2	12,6
Conductividad (µS/cm)	780	850	780	850	830
Caudal (m³/s)	0,025	0,016	0,024	0,028	0,018
Vel. de corriente (m/s)	0,24±0,02	0,021±0,004	0,051±0,007	0,074±0,001	0,030±0,008
Amonio (mg/l N-NH ₃ ⁺)	10±2	6,3±0,2	6,2±0,7	8,5±0,4	5,3±0,9
Nitritos (mg/l N-NO ₂ ⁻)	0,270±0,005	0,338±0,004	0,297±0,005	0,193±0,009	0,139±0,001
Nitratos (mg/l N-NO ₄ ⁻)	1,6±0,2	1,27±0,04	0,93±0,04	0,93±0,04	0,83±0,04
NID (mg/l N)	12±2	7,9±0,2	7,4±0,7	9,6±0,4	9,3±0,9
PRS (mg/l PO ₄ ³⁻)	5±1	2,77±0,04	3,13±0,04	3,7±0,6	3,07±0,04
Clorofila a (mg/l)	0,056±0,009	0,057±0,005	0,051±0,009	0,042±0,003	0,051±0,002
DQO (mg/l)	94,3±0,4	57±3	63±5	83±6	63±2
DBO (mg/l)	6	8	14	24	12
Turbidez (NTU)	41,4±0,3	19,4±0,4	19,3±0,2	25,8±0,1	17,40±0,07
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	238±3	238±2	233,3±0,4	270±8	284±1
Dureza (mg/l)	14±21	129,3±0,4	135,7±0,8	151,7±0,4	145,3±0,8
Sulfatos (mg/l SO ₄ ⁻)	36,7±0,8	38±1	40,6±0,4	44,3±0,4	40,0±0,7
Cloruros (mg/l Cl ⁻)	56,0±0,5	51±1	58±3	62,3±0,7	59±1
Coli totales (UFC/ml)	10867±600	5200±400	5800±1020	8667±400	7267±900
<i>E. coli</i> (UFC/ml)	2733±500	800±300	1800±200	3467±600	2400±500

OD= oxígeno disuelto, NID= nitrógeno inorgánico disuelto, PRS= fósforo reactivo soluble, DQO= demanda química de oxígeno, DBO= demanda biológica de oxígeno, Valores informados como media ± EE (n=3) salvo para oxígeno disuelto, pH, conductividad, caudal y DBO que son valores únicos.

concentración inicial= 1,59 mg/l). El valor medio medido durante esta campaña (0,5 ± 0,1 mg/l) difiere significativamente (ANOVA, p< 0,05) y es mucho menor al medido durante la otra campaña (6 ± 1 mg/l) del otoño 2013. La carga orgánica (DQO, concentración inicial= 92 mg/l) y los niveles de amonio (concentración inicial= 10,5 mg/l) son similares a lo largo del tramo analizado por lo que no se observa una auto-depuración apreciable del mismo (Fig. 2). Si bien la concentración promedio de clorofila a es baja en el arroyo en esta época del año (Tabla 1), la misma presenta fluctuaciones en este tramo, que podrían deberse a la va-

riabilidad en la presencia de árboles en los márgenes que proyectan sombra sobre el arroyo (Fig. 2).

Respecto a los bioensayos realizados, se utilizaron muestras de agua correspondientes a la campaña del 14/06/13. Si bien los niveles de OD fueron excepcionalmente altos, continuó incrementándose en todos los tratamientos, sólo se halló un aumento significativamente menor en el tratamiento con *S. intermedia* (Tukey, p< 0,05). Las concentraciones iniciales y finales de los distintos parámetros medidos en los bioensayos se informan en la Tabla 2, utilizándose para los cálculos de

Tabla 2. Parámetros físicos, químicos y biológicos medidos al inicio y al final del bioensayo realizado en microcosmos.

Parámetro	Inicial	Tratamiento			
		Control	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Spirodela intermedia</i>
Oxígeno disuelto (mg/l)	7,42	14±2	10,3±0,9	11,0±0,4	8,9±0,5
pH	7,9	9,43±0,02	8,90±0,09	9,17±0,03	9,05±0,04
Conductividad (µS/cm)	850	703±22	687±40	579±20	683±28
Amonio (mg/l N-NH ₄ ⁺)	7,5±0,1	0,8±0,5	0,9±0,5	0,6±0,5	0,5±0,3
Nitritos + nitratos (mg/l N-NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻)	1,1±0,3	1,9±0,1	0,7±0,1	1,2±0,4	1,1±0,3
NID (mg/l N)	8,6±0,4	2,7±0,5	1,5±0,7	1,8±0,4	1,6±0,5
PRS (mg/l P-PO ₄ ³⁻)	0,71±0,05	0,36±0,02	0,27±0,05	0,22±0,04	0,29±0,06
Clorofila a (mg/l)	0,06±0,01	0,6±0,1	0,12±0,02	0,42±0,06	0,15±0,02
DQO (mg/l)	6±3	130±9	70±10	100±3	68±7
DBO (mg/l)	8	24	19	26	24
Turbidez (NTU)	19,4±0,4	49±21	23±3	65±29	17±2
SST(mg/l)	17,9±0,2	105±29	33±5	91±19	39±11
TCR	-	-	0,21±0,02	0,020±0,001	0,05±0,01

NID= nitrógeno inorgánico disuelto, PRS= fósforo reactivo soluble, DQO= demanda química de oxígeno, DBO= demanda biológica de oxígeno, SST= sólidos en suspensión totales, TCR= tasa de crecimiento relativa. Valores informados como media ± EE (n=3) salvo para DBO y las medidas iniciales de oxígeno disuelto, conductividad y pH que son valores únicos.

remoción e incremento de cada parámetro. Se observó entre un 90 y 95% de remoción de amonio en todos los tratamientos. Los nitritos mostraron una remoción de entre 95-100 % en los tratamientos con macrófitas, siendo estos valores significativamente mayores que la remoción en el control (30%) (Kruskal Wallis, $p < 0,05$), con excepción de *S. intermedia* donde las diferencias no son significativas ($p > 0,05$). En cuanto a los nitratos, se observó más de un 100% de incremento en el control, entre un 35 y 50% de incremento en los tratamientos con *S. minima* y *S. intermedia* y una remoción del 15% en el caso de *H. bonariensis*. En el caso del PRS se observó entre un 50 y 70% de remoción en los distintos tratamientos siendo significativamente mayores los valores para *S. minima* y *H. bonariensis* (ANOVA, $p < 0,05$), sin encontrarse diferencias significativas entre ellos (Tukey, $p = 0,16$). En todos los casos se observó un aumen-

to del pH. En todos los tratamientos se observó un incremento superior al 100% en sólidos totales en suspensión, con excepción de *H. bonariensis* y *S. intermedia*, donde no se encontraron diferencias significativas respecto al valor inicial. Se observó un comportamiento similar en lo que respecta al aumento de la biomasa algal durante el bioensayo, el cual es significativamente menor en estos 2 tratamientos con respecto al resto (Fig. 3), encontrándose diferencias significativas respecto al valor inicial (Tukey, $p < 0,05$). Por último, la DQO siguió una tendencia similar al aumento de biomasa algal, la cual es significativamente mayor en el control y en *S. minima* respecto al inicial y los otros dos tratamientos (Tukey, $p < 0,05$; Fig. 4). La tasa de crecimiento relativo (TCR) fue significativamente mayor para *H. bonariensis* respecto a las otras 2 especies de macrófitas analizadas (Tabla 2, Tukey, $p < 0,05$).

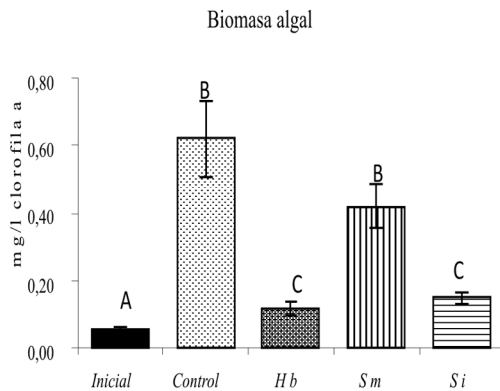


Figura 3. Variación de la biomasa algal en los distintos tratamientos (Hb= *Hydrocotyle bonariensis*, Sm= *Salvinia minima* y Si= *Spirodela intermedia*) medida como concentración de clorofila a. Las barras de error indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey $p < 0,05$) entre los tratamientos.

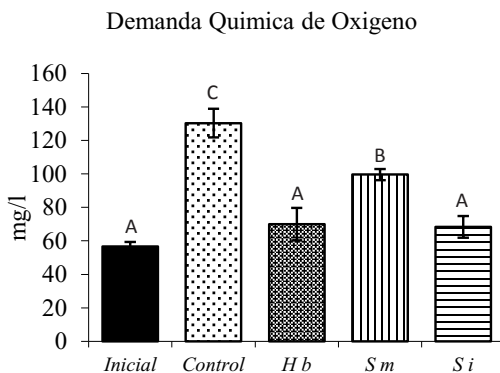


Figura 4. Variación en la demanda química de oxígeno en los distintos tratamientos (Hb= *Hydrocotyle bonariensis*, Sm= *Salvinia minima* y Si= *Spirodela intermedia*). Las barras de error indican el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas (Tukey $p < 0,05$) entre los tratamientos.

DISCUSIÓN

En este trabajo se evaluó, por un lado, la capacidad de recuperación natural o auto-depuración de un tramo del Arroyo San Francisco a la salida de su entubamiento en la localidad de Claypole (a 2km aprox. de

su nacimiento), y por el otro, la capacidad de macrófitas nativas de remover el exceso de nutrientes y carga orgánica que presenta el mismo. Los resultados indican que el tramo del arroyo estudiado, por lo menos en las condiciones experimentales de nuestro estudio (otoño), presenta: 1) elevadas concentraciones de DQO, NID (en particular, amonio), DBO, PRS, y 2) una baja o nula capacidad de auto-depuración de los principales contaminantes (DQO, amonio), manteniendo niveles bajos de oxígeno disueltos luego de la salida del entubamiento. Por otro lado, los bioensayos realizados muestran que es posible lograr una remoción de niveles de amonio de hasta un 90-95% a partir de la utilización de plantas nativas que pueden crecer en el cauce del arroyo.

El grado de contaminación tanto de nutrientes y materia orgánica es similar a lo encontrado en otras cuencas del AMBA (Magdaleno *et al.*, 2001; Feijoó y Lombardo, 2007) proviniendo ésta mayormente de fuentes no-puntuales (Vilches *et al.*, 2011). La presencia de *E. coli* es indicadora de contaminación fecal debida a filtraciones de los pozos ciegos, los cuales generalmente en el barrio no se encuentran correctamente construidos, al igual que los pozos de agua de consumo, lo que genera un riesgo para la salud de la población (Taller de Aguas, 2009). Dichas filtraciones también contribuyen a aumentar los niveles de nutrientes (nitrógeno, fósforo y carga orgánica) en el cauce ya que tienen aportes de los desagües de las aguas grises de las casas, observándose ya un alto grado de contaminación desde el inicio del tramo en estudio. En ese sentido, no observamos un efecto pronunciado de descargas puntuales a lo largo del mismo, aunque no se puede descartar que tengan cierto grado de contribución al estado de contaminación presente.

Durante el primer muestreo realizado se encontró que el agua del arroyo tenía nive-

les elevados de OD, aunque también elevados niveles de DQO, DBO y nutrientes en el arroyo. Sin embargo, durante el 2do muestreo y otra campaña realizada en el mes de junio (Efron *et al.*, 2013) se encontraron niveles muy bajos de OD (incluso llegando a anoxia) en casi toda la extensión analizada. En base a esto y a otros resultados (Taller de Aguas, 2010) en donde también los niveles fueron bajos, inferimos que las condiciones encontradas durante el primer muestreo no fueron las condiciones normales para la época. Si bien se tuvo el cuidado de no muestrear en las 48 hs posteriores a una lluvia, el muestreo se realizó 72hs después de una importante lluvia (18mm), por lo que es posible que ese tiempo no haya sido suficiente para recuperar las condiciones de estacionalidad propias del arroyo.

La capacidad de auto-depuración del arroyo tanto por procesos biológicos como físico-químicos de retención, puede considerarse despreciable. En las condiciones de trabajo, es decir con bajos niveles de biomasa algal y una muy baja proporción de plantas acuáticas (menor al 1% en todo el tramo, con sectores de hasta 10-15% a través de una estimación visual), la capacidad de auto-depuración queda notablemente reducida. La capacidad de retención de los sedimentos puede estar probablemente saturada por los elevados niveles de nitrógeno y fósforo encontrados (McColl, 1974). Esto es consistente con diversos estudios que muestran que los arroyos urbanizados poseen una menor capacidad de depuración en comparación a ríos o arroyos en condiciones más prístinas (Walsh, 2000; Paul y Meyer, 2001). Estos resultados son preliminares y sirven de base para futuros estudios con un mayor rango temporal para obtener una mayor representatividad de lo que ocurre en el cuerpo de agua, y que analicen en detalle aspectos claves de los procesos de auto-depuración como el ciclado de nutrientes,

la capacidad de retención de los sedimentos, la presencia de comunidades biológicas que puedan producir transformaciones biogeoquímicas de estos contaminantes y el aporte de las descargas domésticas sobre el tramo en estudio, entre otros.

En lo que respecta a los bioensayos, en todos los tratamientos se observó un aumento del oxígeno disuelto, debido al intercambio de oxígeno entre los tejidos aéreos y las raíces (Reddy *et al.*, 1990) y por la fotosíntesis del fitoplancton. Se realizaron regresiones parciales para analizar por separado el efecto de las macrófitas y las algas sobre el aumento del oxígeno disuelto, pero no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos.

Se observaron incrementos notorios de DQO y de biomasa algal determinada a partir de la medición de clorofila a, en el control y en el ensayo con *S. minima* respecto de los valores iniciales. Este resultado debería ser tenido en cuenta a la hora de planificar el tratamiento de restauración del tramo de arroyo.

En todos los tratamientos se encontraron altas remociones de amonio, posiblemente porque ésta es la principal especie del nitrógeno que absorben las plantas (Caicedo *et al.*, 2000; Taiz y Zeiger, 2006). Por otro lado, el aumento del pH crea las condiciones óptimas para la volatilización del amonio (Basilico *et al.*, 2013). Nuestros resultados son consistentes con el hecho que las macrófitas pueden absorber grandes cantidades de nutrientes del agua y convertirlos en biomasa por el proceso de fotosíntesis (Biudes y Camargo, 2008). Analizando todos los nutrientes en su conjunto, podemos decir que la *H. bonariensis* sería la macrófita más eficiente en este sistema para la remoción de los mismos, ya que es la única que presentó una remoción neta de nitratos (en el resto hubo incrementos) y tuvo una de las remociones más altas de PRS. Sin

embargo, otros autores han detectado que la asimilación de fósforo es de corto plazo ya que rápidamente es liberado nuevamente al ambiente (Patel y Kanungo, 2010). Además Reddy *et al.* (1995) observaron un 80% de liberación de fósforo en 15 días para *Hydrocotyle sp.* La duración de nuestro ensayo fue de 6 días por lo que este efecto no pudo verificarse, pero es importante tener en cuenta esta característica de la dinámica del fósforo al momento de poner en práctica la restauración en el arroyo. Por otro lado, en los tratamientos con *H. bonariensis* se observaron menores tasas de crecimiento algal y menor aumento de DQO. Asimismo, fue la macrófita que tuvo una TCR significativamente mayor que el resto. Además, es la única macrófita de las halladas que en su ambiente natural se encuentra arraigada al sedimento, lo cual en un sistema lótico representa una ventaja, ya que es menos susceptible a los cambios en el caudal y corre menos riesgo de ser arrastrada por la corriente. Esto se observa en otros estudios donde macrófitas arraigadas tienen mayor riqueza específica que las flotantes y sumergidas en los arroyos pampeanos. En particular, *Hydrocotyle sp. L.* se encuentra entre las más frecuentes en los arroyos pampeanos (Feijó y Lombardo, 2007). Por estos motivos creemos que de este primer ensayo se desprende como recomendación utilizar principalmente *H. bonariensis* en el arroyo San Francisco para disminuir la carga de nutrientes, evitando el aumento de DQO y de biomasa algal. Se planea analizar el efecto de ésta y otras macrófitas arraigadas en agua del arroyo bajo las condiciones de estacionalidad descriptas (bajo OD) y teniendo especial cuidado en minimizar el crecimiento algal durante los ensayos.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, M., L. Proia, A. Ruggiero, F. Sabater y A. Butturini. 2010. A comparison

- between pulse and constant rate addition as methods for the estimation of nutrient uptake efficiency in-streams. *Journal of hydrology*, 388: 273-279.
- APHA-AWWA-WEF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Edition.
- Atlas Ambiental de Buenos Aires. 2010. <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar/>.
- Basilico, G., L. de Cabo y A. Faggi. 2013. Impacts of composite wastewater on Pampean stream (Argentina) and phytoremediation alternative with *Spirodela intermedia* Koch (Lemnaceae) growing in bath reactors. *Journal of Environmental Management*, 115: 53-59.
- Bertoni, J.C. 2004. Inundaciones Urbanas en Argentina. Ed. GWP-SAMTAC. Córdoba, Argentina.
- Biudes, J.F.V. y A.F.M. Camargo. 2008. Estudos dos fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 7-19.
- Brookes, A. y F.D. Shields (eds.). 1996. River channel restoration: guiding principles for sustainable projects, Chichester, Wiley, 433 pp.
- Caicedo, J.R., N.P. Van der Steen, O. Arce y H.J. Gijzen. 2000. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela polyrrhiza*). *Water Research*, 34: 3829-3835.
- Calow, P. y G.E. Petts. 1992. The river handbook. Vol. II. Backwell Scientific Publications, 536 pp.
- Castañé, P.M., M.G. Rovedatti, M.L. Topalián, y A. Salibián. 2006. Spatial and temporal trends of physicochemical parameters in the water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Environmental monitoring and assessment*, 117(1-3): 135-144.
- Clarke, S.J. 2002. Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and

- nutrient dynamics. *Progress in Physical Geography*, 26(2), 159-172.
- Desmet, N., S. Balleghem, P. Seuntjens, E.T. Bouman, K. Buis y P. Meire. 2008. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 479-489.
- Dhote, S. 2007. Role of macrophytes in improving water quality of an aquatic ecosystem. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 11: 133-135.
- Dhote, S. y S. Dixit. 2007. Water quality improvement through macrophytes: a case study. *Asian Journal of Experimental Sciences*, 21: 427-430.
- Di Marzio, W.D., M. Sáenz, J. Alberdi, M. Tortorelli y G. Silvana. 2005. Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3): 380-391.
- Efron, S.T., J. Aquino, L. de Cabo, M. dos Santos Afonso y M. Graziano. 2013. Caracterización y estrategias de restauración de un arroyo urbano. VII Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP). 19 y 20 de Septiembre de 2013, Río Cuarto (Córdoba).
- Elosegi, A., X. Arana, A. Basaguren y J. Pozo. 1995. Self-purification processes along a medium-sized stream. *Environmental Management*, 19(6): 931-939.
- Eriksson, E., K. Auffarth, M. Henze y A. Ledin. 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban water*, 4(1): 85-104.
- Feijoó, C.S. y R.J. Lombardo. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research*, 41(7): 1399-1410.
- Fernández Cirelli, A. y C. Ojeda. 2008. Wastewater management in Greater Buenos Aires, Argentina. *Desalination*, 218(1): 52-61.
- Fernández, L. y A.C. Herrero. 2008. De los ríos no me río: diagnóstico y reflexiones sobre las cuencas metropolitanas de Buenos Aires. Ed. Temas Grupo Editorial.
- Gordon, N.D., T.A. McMahon y B.L. Finlayson. 1994. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Ed. John Wiley & sons, Chichester.
- Heidenwag, I., U. Langheinrich y V. Luederitz. 2001. Self-purification in upland and lowland streams. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 29(1): 22-33.
- Instituto Nacional de Investigación del Medio Ambiente Provincia de Sønderjylland, Dinamarca. 1997. *Restauración de Ríos y Arroyos – Experiencias y ejemplos de Dinamarca*.
- Lichtenthaler, H.K. 1987. Chlorophylls and carotenoids: pigments of photosynthetic membranes. *Methods in Enzymology*, 148: 350-382.
- Magdaleno, A., A. Puig, L. De Cabo, C. Salinas, S. Arreghini, S. Korol, S. Bevilacqua, L. López y J. Moreton. 2001. Water pollution in an urban Argentine river. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 67(3): 0408-0415.
- McColl, R.H.S. 1974. Self-purification of small freshwater streams: phosphate, nitrate and ammonia removal. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 8(2): 375-388.
- Patel, D.K. y V.K. Kanungo. 2010. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L: a tiny aquatic plant) in the removal of pollutants from domestic wastewater with special reference to nutrients. *The Bioscan*, 5: 355-358.

- Paul, M.J. y J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 333-365.
- Purcell, A., C. Friedrich y V. Resh. 2002. An assessment of a small urban stream restoration project in Northern California. *Restoration Ecology*, 10 (4): 685-694.
- Reddy, K.R., E.M. D'Angelo y T.A. DeBusk. 1990. Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality*, 9: 261-267.
- Reddy, K.R., O.A. Diaz, L.J. Scinto y M. Agami. 1995. Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. *Ecological Engineering*, 5: 183-207.
- Riis, T., R. Schultz, H.M. Olsen y C.K. Katborg. 2009. Transplanting macrophytes to rehabilitate streams: experience and recommendations. *Aquatic Ecology*, 43(4): 935-942.
- Rodríguez Capítulo, A., N. Gómez, A. Giorgi y C. Feijoó. 2010. Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*, 657(1): 53-70.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Grupo de Trabajo de Recursos Acuáticos. 2006. Humedales de la República Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Taiz, L. y E. Zeiger. 2006. Assimilation of mineral nutrients. En: Taiz, L. y E. Zeiger (eds.). *Plant physiology*, fourth edition. Sinauer Associates. Sunderland, USA: 289-314.
- Taller de Aguas. 2009. Informe Relevamiento de la calidad del agua para consumo humano en Barrios del Gran Bs. As., Estudio de la calidad del agua de consumo en el barrio Mariano Moreno y alrededores de Claypole (Partido de Almirante Brown). Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA, 39 pp.
- Taller de Aguas. 2010. Informe Determinación de la calidad del agua del Arroyo San Francisco (Pdo de Almirante Brown, Pcia. De Buenos Aires). Facultad de ciencias Exactas y Naturales, UBA, 24 pp.
- Vilches, C., A. Giorgi, M. Mastrángelo y L. Ferrari. 2011. Non-point Contamination Homogenizes the Water Quality of Pampean Streams. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 87(2): 147-151.
- Walsh, C.J. 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*, 431(2): 107-114.
- World Resources Institute. 2005. Los Ecosistemas y el Bienestar Humano: Humedales y Agua. Informe de Síntesis. En: *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio*. Washington, DC.
- Zhao, F., S. Xi, X. Yang, W. Yang, J. Li, B. Gu y Z. He. 2012. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecological Engineering*, 40: 53-60.

ESTUDIO DEL FITOPLANCTON AGUAS ARRIBA Y AGUAS ABAJO DEL DIQUE EMBALSE CASA DE PIEDRA, RÍO COLORADO (LA PAMPA, ARGENTINA)

M.J. GALEA¹, G.I. BAZÁN¹, S.B. ÁLVAREZ¹ & A.L. MARTÍNEZ DE FABRICIUS²

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam.

² Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, UNRC.

e-mail: mariajogalea@speedy.com.ar

ABSTRACT. In order to study the phytoplankton composition of the Colorado river, seasonal samples were taken during the period between May 2010 and April 2011. The study area is a natural border basin of the provinces of La Pampa and Río Negro and a transitional basin of Patagonia Argentina without records of previous studies. Selected sampling points are located upstream and downstream of the dam reservoir Casa de Piedra. In this study are presented preliminary results of phytoplankton composition analyzed in emplaced sites at 38°01'58"S-67°52'90"W to 288 msnm and 38°14'55" S-67°11'49"W to 232 msnm. Samples were collected with plankton net of 20 µm mesh size and physicochemical variables were recorded simultaneously. Phytoplankton samples were observed *in vivo* and then fixed in 4% formalin and embedded in the herbarium of the SRFA UNLPam. As a result of the qualitative study so far hundred forty-one taxa were reported, of which twenty-nine belong to Cyanophyceae, forty five to Chlorophyceae and fifty five to Bacillariophyceae. The index of similarity of Bray Curtis with S= 48 separates the sampled sites. The greatest similarity is between summer and autumn of 2011 with S = 66.66. Among the common species of Bacillariophyceae, with *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, *Melosira varians*, *Fragilaria crotonensis*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Epithemia sorex*, *Nitzschia sigma*, *N. sigmoidea* and *Cymatopleura solea* were the highest percentage of occurrence at the study sites. Our results represent a great advance in the knowledge and distribution of algae in this region of the country.

Key words: Phycoflora; freshwater; Colorado river.

Palabras clave: Ficoflora; agua dulce; Río Colorado.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la estructura y dinámica de las comunidades algales en ríos es complejo debido a la interacción entre variables geomorfológicas, hidrológicas y bióticas que operan en una escala de amplio rango e influyen en la dinámica trófica y ciclo de nutrientes (Rout y Gaur, 1994; Luque y Martínez de Fabricius, 2005; Galea *et al.*, 2012). La conformación de asociaciones algales en ríos, arroyos serranos y de pedemonte es el resultado de la totalidad de condiciones ambientales pudiendo reflejar la estructura y el funcionamiento del ecosistema (Sabater *et al.*, 1988).

La gran variabilidad natural espacial y temporal en los ecosistemas de ríos hace que la categorización biológica, conjuntamente con el impacto antrópico que recibe, sea más dificultosa. De este modo el fitoplancton provee una medida directa de estos impactos sobre el medio acuático. Diversas investigaciones muestran que las algas planctónicas varían estacionalmente entre los sitios de muestreo y longitudinalmente de cabeceras a desembocaduras. Cuando los sistemas fluviales sufren alteraciones es común la disminución de la biodiversidad, especialmente a través de los representan-

tes de especies raras. Este hecho reduce la resiliencia del ecosistema para recuperarse de los disturbios, ya sean causados por la naturaleza o el hombre (Wetzel, 2001).

Los estudios realizados en Argentina referidos al fitoplancton en sistemas fluviales se han efectuado en ríos de gran envergadura como el Uruguay (O'Farrell e Izaguirre, 1994), Paraná y Paraguay (Anselmi de Manavella y García de Emiliani, 1995; Zalocar de Domitrovic, 1992, 1999, 2005; Zalocar de Domitrovic y Maidana, 1997; Mirande *et al.*, 2009) o en sus tributarios como el Río Salado del Norte en la provincia de Santa Fe (García de Emiliani y Devercelli, 2004; Polla *et al.*, 2008). Para el noroeste argentino las investigaciones en ríos ponen de manifiesto la eficacia del uso de algas planctónicas como bioindicadoras para evaluar calidad de agua (Mirande *et al.* 2000, 2009; Seeligman *et al.*, 2001; Mirande y Tracanna, 2005).

En el centro de Argentina se han realizado estudios ficológicos en las cuencas de los ríos Tercero y Cuarto en la provincia de Córdoba, aportando conocimientos florísticos y autoecológicos de las especies (Martínez de Fabricius, 1995; Martínez de Fabricius y Gari, 1996; Luque *et al.*, 1997; Luque y Martínez de Fabricius, 2000; Martínez de Fabricius *et al.*, 2003). En la provincia de Buenos Aires se han efectuado estudios del fitoplancton en los ríos Salado y Samborombón (O'Farrell, 1993; Solari, 1995), en corrientes eutrofizadas como el río Sauce Grande (Vouilloud *et al.*, 2005) y ríos contaminados como el Matanza y Riachuelo (del Giorgio *et al.*, 1991; Conforti *et al.*, 1995). En la franja costera del río de La Plata los estudios de diversidad fitoplanctónica fueron realizados por Gómez y Bauer (2000) y Gómez *et al.* (2002).

En la Patagonia argentina se han estudiado las algas del sistema del río Limay en diversos limnótopos de su cuenca (Guarrera *et al.*, 1987; Echenique y Guerrero, 2003).

En la provincia de La Pampa, exigua en redes hidrográficas, los estudios ficológicos realizados en ríos se llevaron a cabo en los bañados del río Atuel (Bazán y Alvarez, 2004) y en el río Curacó (Bazán *et al.*, 2013). Los antecedentes referidos al río Colorado están vinculados con estudios de la biodiversidad y estado trófico en el Dique Embalse Casa de Piedra emplazado sobre su curso. Durante los años 1991 y 1992 respondiendo a una solicitud de COIRCO (Comisión Interprovincial del río Colorado), se estudió la flora algal del Embalse Casa de Piedra, antes de la finalización de su llenado (Álvarez *et al.*, 1993; Wenzel *et al.*, 1996).

A fines del año 1997 COIRCO pone en marcha el "Programa de Calidad de Aguas del Sistema río Colorado-Embalse Casa de Piedra" que continúa hasta el presente. La explotación de hidrocarburos, actividad agrícola-ganadera y los asentamientos poblacionales constituyen fuentes potenciales de contaminación que afectan el recurso tanto *in situ* como aguas abajo, donde se encuentra la toma del acueducto que provee de agua a la capital pampeana (Bazán *et al.*, 2008; Echaniz *et al.*, 2008; Alcalde y Seltzer, 2010).

Hasta el presente existen escasos registros o estudios específicos del componente algal de la cuenca del río Colorado (Biasotti *et al.*, 2012, 2013; Galea *et al.*, 2012). Este trabajo tiene como objetivo el estudio de la composición fitoplanctónica y su distribución espacio temporal aguas arriba y aguas abajo del embalse casa de Piedra, durante el período comprendido entre mayo de 2010 y abril de 2011.

MATERIALES Y MÉTODOS

El río Colorado nace de la confluencia de los ríos Grande y Barrancas, originados en la zona de alta montaña de Mendoza y Neuquén (Fig. 1a), su recorrido supera los 850 km y desemboca en el Océano Atlán-

Otoño Sitio I año 2010; Inv SI 2010: Invierno SI año 2010; Pr SI 2010: Primavera Sitio I año 2010; Ve SI 2011: Verano Sitio I año 2011; Ot SI 2011: Otoño Sitio I año 2011; Ot SII 2010: Otoño Sitio II año 2010; Inv SII 2010: Invierno Sitio II 2010; Pr SII 2010: Primavera Sitio II año 2010; Ve SII 2011: Verano Sitio II año 2011; Ot SII 2011: Otoño Sitio II año 2011). Los datos resultantes se expresan en dendrogramas.

RESULTADOS

Los resultados de las variables físico-químicas medidas *in situ* en cada fecha de muestreo para cada sitio seleccionado, se presentan en la Tabla 1. Los valores de pH registrados mantienen su secuencia alcalina y similar en ambos sitios de muestreo en las colectas estacionales. La conductividad, sin embargo, evidenció variaciones; el valor más elevado se registró en el invierno de 2010 en el Sitio I (1349 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el menor valor se obtuvo en el otoño de 2011 en el Sitio II (684 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

En relación a la velocidad de corriente en el Sitio I fue más elevada, con una merma en verano de 2011; mientras que en el Sitio II, aguas abajo del Dique Embalse Casa de Piedra, se registraron los menores valores en el otoño de 2010 y de 2011. Los valores de temperatura del agua y del aire se relacionan con los valores térmicos estacionales, registrándose las máximas tem-

peraturas en las estaciones de primavera y verano. La concentración de OD guardó estrecha relación con la temperatura del agua, encontrándose sus máximos en invierno, en coincidencia con las bajas temperaturas.

En el Sitio I la transparencia del agua obtuvo su mayor registro de 125 cm en otoño de 2010 y el menor en verano de 2011, con 20 cm. En el sitio II la mayor transparencia se registró en otoño de 2011 con 100 cm y la menor con 50 cm en otoño e invierno de 2010.

Del análisis taxonómico de la comunidad fitoplanctónica del río Colorado se determinó un total de 141 taxones (Tabla 2), de los cuales 55 pertenecen a Bacillariophyceae, 44 a Chlorophyceae, 29 a Cyanophyceae, 7 a Euglenophyceae, 3 a Dinophyceae, 2 a Xanthophyceae y 1 a Rhodophyceae.

En la Fig. 2 se observa la distribución del número de especies de las clases algales durante el período otoño 2010-otoño 2011 para ambos sitios muestreados, las clases Cyanophyceae, Chlorophyceae y Bacillariophyceae estuvieron presentes en todas las estaciones, variando su número para los diferentes sitios de muestreo. Las clases acompañantes (Xanthophyceae, Euglenophyceae, Rhodophyceae y Dinophyceae) se presentaron de manera discontinua en el tiempo y en el espacio, pudiéndose observar en menor número que las clases principales.

Tabla 1. Valores absolutos estacionales de los parámetros físico-químicos y ambientales registrados *in situ* durante el periodo 2010 - 2011. Zona pedemontana de río Colorado.

Parámetros Físico-químicos y Ambientales	OTOÑO 2010		INVIERNO 2010		PRIMAVERA 2010		VERANO 2011		OTOÑO 2011	
	SITIO I	SITIO II	SITIO I	SITIO II	SITIO I	SITIO II	SITIO I	SITIO II	SITIO I	SITIO II
pH	8,71	8,18	8,48	8,54	8,30	8,34	8,45	8,59	8,38	8,53
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1297	894	1349	1082	934	1141	1348	1181	1267	684
T° agua (°C)	11	9,5	6,5	5	18	16	22	20	17	18
T° aire (°C)	16	8	10	7	24,5	29,5	20,5	29	22	20
Vel. de corriente (m/seg)	0,94	0,38	1,10	0,76	1,10	0,59	0,73	0,71	0,82	0,27
Transparencia (cm)	125	50	80	50	40	85	20	80	40	100
OD (mg/l O ₂)	11,35	11,44	12,38	12,80	9,54	9,89	8,87	9,14	9,74	9,50

Tabla 2. Distribución espacial y temporal de la riqueza fitoplanctónica específica en la zona pedemontana del río Colorado, periodo otoño 2010 - otoño 2011.

TAXA	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño		
	2010		2010		2010		2011		2011		
	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	
CLASE CYANOPHYCEAE											
<i>Anabaena</i> sp.		x	x				x	x		x	x
<i>Anabaena spiroides</i>		x		x							
<i>Anabaena variabilis</i>		x									
<i>Calothrix</i> sp.		x									
<i>Chamaesiphon minimus</i>				x				x		x	
<i>Chroococcus</i> sp.		x									
<i>Gloeocapsa punctata</i>					x						
<i>Gomphosphaeria aponina</i>											x
<i>Lyngbya hieronymusii</i>						x					
<i>Lyngbya</i> sp.	x										
<i>Merismopedia punctata</i>		x							x		x
<i>Microcoleus lacustris</i>				x							
<i>Nodularia harveyana</i>		x			x						
<i>Nostoc sphaericum</i>		x									x
<i>Oscillatoria jatorvensis</i>		x									
<i>Oscillatoria angustisima</i>				x							
<i>Oscillatoria chilensis</i>	x					x					
<i>Oscillatoria limosa</i>	x	x	x	x							x
<i>Oscillatoria margaritifera</i>	x										
<i>Oscillatoria proteus</i>	x								x		x
<i>Oscillatoria</i> sp.										x	
<i>Oscillatoria splendida</i>											x
<i>Oscillatoria tenuis</i> var. <i>tergestina</i>				x				x	x		x
<i>Phormidium fragile</i>				x		x		x		x	
<i>Phormidium</i> sp.	x					x					
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	x										
<i>Raphidiopsis</i> sp.		x									
<i>Simploca</i> sp.				x				x		x	
<i>Spirulina subsalsa</i>		x							x		
CLASE CHLOROPHYCEAE											
<i>Chara</i> sp.		x									
<i>Cladophora glomerata</i>	x			x		x		x		x	
<i>Closteriopsis acicularis</i>	x	x			x		x		x	x	x
<i>Closterium parvulum</i>				x							
<i>Closterium</i> sp.	x										
<i>Closterium tumidulum</i>				x							

TAXA	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	2010		2010		2010		2011		2011	
	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II
<i>Coelastrum astroideum</i>		x				x		x		
<i>Coelastrum microporum</i>						x				x
<i>Cosmarium botrytis</i>	x		x		x	x	x	x		x
<i>Cosmarium</i> sp.		x								
<i>Crucigeniate trapedia</i>				x						
<i>Dictyosphaerium</i> sp.		x						x		x
<i>Kirchneriella obesa</i>				x						
<i>Lagerheimia subsalsa</i>		x		x						
<i>Microspora tumidula</i>						x				x
<i>Monoraphidium</i> sp. 1		x								
<i>Monoraphidium</i> sp. 2	x									
<i>Mougeotia</i> sp. 1	x	x	x	x		x		x		x
<i>Mougeotia</i> sp. 2	x	x		x		x		x		x
<i>Mougeotia</i> sp. 3				x		x		x		x
<i>Oedogonium</i> sp.						x				
<i>Oocystis lacustris</i>		x								
<i>Oocystis parva</i>		x								
<i>Pediastrum boryanum</i>				x		x		x		
<i>Pediastrum duplex</i>		x		x				x		x
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i>		x								
<i>Pediastrum simplex</i>		x		x		x		x		x
<i>Pediastrum simplex</i> var. <i>echinولاتum</i>		x				x		x		x
<i>Pediastrum</i> sp.		x								
<i>Pediastrum tetras</i>		x								
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i>		x							x	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		x								
<i>Scenedesmus opoliensis</i>		x								
<i>Scenedesmus quadricauda</i>									x	
<i>Scenedesmus</i> sp.		x								
<i>Schroederia setigera</i>					x		x		x	
<i>Spirogyra</i> sp.	x		x	x		x				x
<i>Staurastrum gracile</i>		x		x		x				x
<i>Staurastrum leptocladum</i>		x		x		x		x		x
<i>Stigeoclonium stagnatile</i>	x									
<i>Stigeoclonium tenue</i>	x		x		x				x	
<i>Tetraedron caudatum</i>		x								
<i>Tetraedron minimum</i>		x								
<i>Tetrastrum komarekii</i>	x									

TAXA	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	2010		2010		2010		2011		2011	
	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II
CLASE										
BACILLARIOPHYCEAE										
<i>Achnanthes parvula</i>	x									
<i>Amphipleura</i> sp.	x								x	
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>		x							x	
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> f. <i>costata</i>		x			x	x				
<i>Aulacoseira granulata</i>		x		x		x		x		x
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	x	x		x		x		x		x
<i>Biddulphia laevis</i>					x		x		x	x
<i>Caloneis amphisbaena</i>	x		x		x	x		x	x	
<i>Campylodiscus clypeus</i>	x			x						
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	x		x		x	x	x		x	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	x									
<i>Craticula ambigua</i>	x									
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Cyclotella striata</i>	x				x			x		
<i>Cymatopleura solea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Cymbella affinis</i>	x	x	x		x	x	x			x
<i>Cymbella cistula</i>			x							
<i>Cymbella prostrata</i>	x	x						x		x
<i>Cymbella tumida</i>						x				
<i>Diatoma tenue</i>					x					
<i>Diatoma vulgare</i>	x		x		x	x	x		x	
<i>Diatoma vulgare</i> var. <i>linearis</i>					x					
<i>Epithemia adnata</i>	x	x	x		x	x	x			x
<i>Epithemia argus</i> var. <i>alpestris</i>	x						x			
<i>Epithemia sorex</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Eunotia</i> sp.		x								
<i>Fragilaria construens</i>	x	x		x		x				
<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	x		x		x		x	x	x
<i>Fragilaria virescens</i>			x							
<i>Gomphonema minutum</i>					x					
<i>Gomphonema olivaceum</i>	x		x		x		x			
<i>Gomphonema parvulum</i>	x		x		x		x		x	
<i>Gomphonema</i> sp.		x		x				x		x
<i>Gyrosigma scalproides</i>	x		x		x	x	x		x	x
<i>Gyrosigma</i> sp.	x	x					x		x	
<i>Hantzschia amphyoaxis</i>	x				x					

TAXA	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	2010		2010		2010		2011		2011	
	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II	Sitio I	Sitio II
<i>Melosira varians</i>	x	x	x	x	x	x	x		x	
<i>Navicula</i> sp.									x	
<i>Nitzschia acicularis</i>		x								
<i>Nitzschia amphibia</i>			x							
<i>Nitzschia linearis</i>						x			x	
<i>Nitzschia obtusa</i>	x									
<i>Nitzschia recta</i>					x					
<i>Nitzschia sigma</i>	x	x			x		x	x	x	
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Pinnularia viridis</i>	x		x			x	x			
<i>Pleurosigma</i> sp.	x									
<i>Rhoicosphenia curvata</i>			x							
<i>Rhopalodia gibba</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	
<i>Rhopalodia musculus</i>	x		x		x					
<i>Stephanodiscus dubius</i>						x				
<i>Surirella ovalis</i>	x	x				x		x	x	x
<i>Surirella minuta</i>						x				
<i>Surirella</i> sp.		x								x
<i>Synedra ulna</i>	x	x			x		x		x	x
CLASE XANTHOPHYCEAE										
<i>Heterothrix bristoliana</i>	x	x		x	x	x		x		x
<i>Tribonema fonticola</i>				x						
CLASE EUGLENOPHYCEAE										
<i>Euglena oblonga</i>	x									
<i>Euglena spiroides</i>						x		x		
<i>Euglena viridis</i>	x	x	x							
<i>Euglena</i> sp.			x							
<i>Phacus</i> sp.		x								
<i>Phacusstokesii</i> f. <i>minor</i>	x		x							
<i>Trachelomonas</i> sp.		x								
CLASE RHODOPHYCEAE										
<i>Porphiridium</i> sp.			x							x
CLASE DINOPHYCEAE										
<i>Ceratium hirundinella</i>	x	x		x		x		x	x	x
<i>Ceratium</i> sp.		x								
<i>Peridinium</i> sp.	x	x						x		

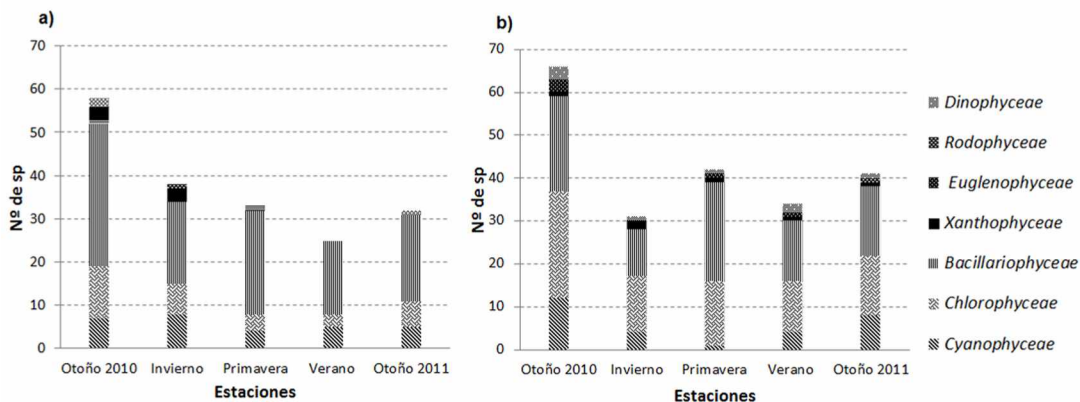


Figura 2. Distribución del número de especies de las clases algales durante el período otoño 2010 – otoño 2011. Sitio I (a) y Sitio II (b). Zona pedemontana del río Colorado.

El análisis de agrupamiento de Bray Curtis separa los sitios muestreados con un $S=48\%$ y define dos subgrupos mostrando en ambos, a la estación otoño 2010 separada del resto. La mayor similitud se da en el Sitio I entre verano y otoño de 2011 con $S=67\%$ (Fig. 3).

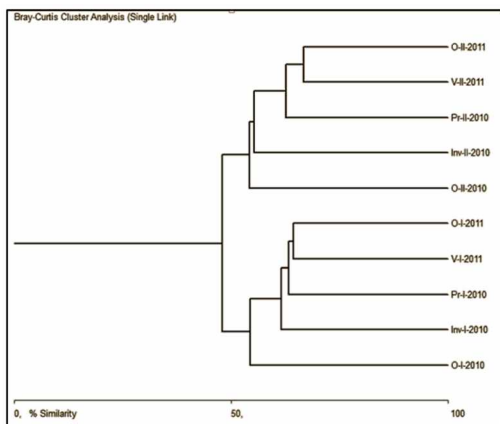


Figura 3. Dendrograma de Bray-Curtis indicando el grado de similitud de la ficoflora entre los distintos sitios de muestreo y estaciones del año. Zona pedemontana río Colorado. Ot SI 2010: Otoño Sitio I año 2010; Inv SI 2010: Invierno SI año 2010; Pr SI 2010: Primavera Sitio I año 2010; Ve SI 2011: Verano Sitio I año 2011; Ot SI 2011: Otoño Sitio I año 2011; Ot SII 2010: Otoño Sitio II año 2010; Inv SII 2010: Invierno Sitio II 2010; Pr SII 2010: Primavera Sitio II año 2010; Ve SII 2011: Verano Sitio II año 2011; Ot SII 2011: Otoño Sitio II año 2011.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las especies algales de mayor riqueza específica en el fitoplancton del río Colorado pertenecen a las clases Bacillariophyceae y Chlorophyceae, componentes que se reportan para diversos ríos y arroyos de nuestro país (Zalocar de Domitrovic, 1992; Anselmi de Manavella y García de Emiliani, 1995; Martínez de Fabricius y Gari, 1996; Luque y Martínez de Fabricius, 2000; Seeligmann *et al.*, 2001; Mirande y Traccana, 2005).

El flujo unidireccional, la turbulencia continua y los periódicos cambios de turbidez caracterizan a los sistemas lóticos. El Sitio I, aguas arriba del Dique Embalse Casa de Piedra registra algunos representantes de los géneros *Oedogonium*, *Phormidium*, *Spirogyra* y *Cladophora*, tal lo observado en el río Gastona por Mirande y Traccana (2004). La presencia de estas especies filamentosas se debe a la existencia de macrófitas en los márgenes del curso lótico y a una alta turbulencia del río que arrastra hacia el plancton estas formas originariamente bentónicas y perifíticas. La presencia de organismos no planctónicos en la fracción planctónica indica un aporte más o menos continuo del bentos como consecuencia de las características morfológicas e hidrológicas del río (Luque y Martínez de Fabricius, 2000).

Filamentos de *Cladophora glomerata* presentes en el Sitio I durante todo el año constituyen un importante sustrato para organismos epífitos especialmente diatomeas. Si bien se indica que el máximo crecimiento se presenta en primavera (Rosemarin, 1985; Martínez de Fabricius, 1986; Sánchez, 1991; Dodds y Gudder, 1992), posteriormente parte del talo se desprende y es transportado por la corriente (Luque y Martínez de Fabricius, 2000).

Las diatomeas pennadas fueron los taxones con mayor riqueza específica (48), típico de ambientes lóticos de bajo orden (Margalef, 1980) y coincide con lo observado en ríos serranos de provincia de Córdoba, mientras que las diatomeas del orden centrales (7) estuvieron poco representadas (Luque y Martínez de Fabricius, 2003).

Las especies comunes registradas para ambos sitios durante la campaña 2010-2011 incluyen a las diatomeas: *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, *Melosira varians*, *Fragilaria crotonensis*, *Cocconeis placentula* var. *euglypta*, *Epithemia sorex*, *Nitzschia sigma*, *N. sigmoidea* y *Cymatopleura solea*, con el mayor porcentaje de ocurrencia en los sitios muestreados.

Respecto a Chlorophyceae, el orden Chlorococcales se encuentra representado por 28 taxones infragenéricos definidos por sus hábitos unicelulares o en agregados cenobiales de forma bien definida (Komárek y Fott, 1983), en coincidencia con lo registrado para el eje potámico Paraguay - Paraná (Zalocar de Domitrovic, 2005).

Las Cyanophyceae estuvieron representadas por los órdenes Chroococcales, Oscillatoriales y Nostocales. El Orden Oscillatoriales registró la mayor riqueza específica (16).

Coincidiendo con Zalocar de Domitrovic (2005) para el eje Paraguay - Paraná las Xanthophyceae estuvieron escasamente representadas en el plancton del río.

El análisis de agrupamiento de Bray Curtis separa los sitios muestreados con un $S=48\%$ y define dos subgrupos (Sitio I y Sitio II). En ambos la estación de otoño 2010 se separa del resto en concordancia con la mayor riqueza específica.

Debido a la importancia geopolítica y socio-económica del río Colorado, resulta de interés la continuidad de estudios que monitoreen los parámetros físico-químicos del agua y su biodiversidad. Esto permitirá un mayor conocimiento del ecosistema para evaluar el impacto provocado por la explotación de hidrocarburos, actividad agrícola-ganadera y los asentamientos poblacionales sobre la cuenca. Es importante que estas áreas sean protegidas y valoradas de manera efectiva como recursos para las generaciones futuras.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcalde, R. y P. Seltzer. 2010. Estudios de la calidad de aguas en la cuenca del río Colorado. Tercer Congreso Pampeano del Agua: 17-21.
- Álvarez, S.B., G.I. Bazán, O.E. Romero y M.T. Wenzel. 1993. Estudio de la ficoflora del Embalse Casa de Piedra (Prov. La Pampa). COPROCNA: 1-25.
- Anselmi de Manavella, M.I. y M.O. García de Emiliani. 1995. Composición y dinámica del fitoplancton en una sección transversal del río Correntoso (Llanura aluvial del Río Paraná). Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 26(2): 39-54.
- Bazán, G.I. y S.B. Álvarez. 2004. Estudio preliminar de la ficoflora (algas) de los bañados del Atuel. <http://www.Alihuen.org.ar/proyectos/proyecto>.
- Bazán, G.I., S.B. Álvarez, S.A. Echaniz, A.M. Vignatti y O. Del Ponti. 2008. Estudio de la ficoflora en el Embalse Casa de Piedra. IV Congreso Argentino

- de Limnología, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina: 87.
- Bazán, G.I., M.J. Galea y A.E. Biasotti. 2013. Comunidad fitoplanctónica en el tramo inferior del río Curacó (La Pampa, Argentina). IV Congreso Pampeano del Agua. ISBN: 978-987-27265-3-9.
- Biasotti, A.E., S.B. Álvarez y A.L. Martínez de Fabricius. 2012. Estudio preliminar de la ficoflora en la zona aluvial del Río Colorado (La Pampa, Patagonia Argentina). *Biología Acuática*, 27: 43-49.
- Biasotti, A.E., S.B. Álvarez, G.I. Bazán y A.L. Martínez de Fabricius. 2013. Biodiversidad y distribución temporal fitoplanctónica en Río Colorado, La Pampa, Argentina. *Revista Biológica de la DES Ciencias Biológicas Agropecuarias*, 15(1): 38-51. México. ISSN: 2007-705X.
- Conforti, V., J. Alberghina y E. González Urda. 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4: 59-75.
- Del Giorgio, P., A.L. Vinocur, R.J. Lombardo y H.G. Tell. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river - a multivariate approach. *Hydrobiologia*, 224: 129-154.
- Desikachary, T.V. 1959. *Cyanophyta*. Ed. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 686 pp.
- Dodds, W.K. y D.A. Gudder. 1992. The ecology of *Cladophora*. *Journal of Phycology*, 28: 415-427.
- Echaniz, S.A., A.M. Vignatti, O. Del Ponti, S.B. Álvarez, G.I. Bazán, E.M. Quirán, M.A. Rocha e I.L. Doma. 2008. Estado trófico del Embalse Casa de Piedra (La Pampa, Argentina). IV Congreso Argentino de Limnología. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina, 122 pp.
- Echenique, O.R. y J.M. Guerrero. 2003. Las algas del sistema Río Limay (Argentina). III Chrysophyta, Bacillariophyceae. 1: Centrales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38(1-2): 149-163.
- Galea, M.J., S.B. Álvarez, G.I. Bazán y A.L. Martínez de Fabricius. 2012. Monitoreo inicial de la ficoflora en Villa Vieja, Río Colorado (Dpto. Puelén, La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 135-140.
- García de Emiliani, M.O. y M. Devercelli. 2004. Estructura y dinámica del fitoplancton de un río tributario (Salado) y cauces secundarios del río Paraná (Santa Fe, Coronda y El Vado) en el área de confluencia (Santa Fe, Argentina). *FABICIB*, 8: 23-42.
- Geitler, L. 1932. *Cyanophyceae*. *En: Rabbenhorst's Kryptogamen-Flora*, 14, 1196.
- Gómez, N. y D.E. Bauer. 2000. Diversidad fitoplanctónica en la Franja Costera Sur del Río de la Plata. *Biología Acuática*, 19: 7-26.
- Gómez, N., D.E. Bauer, M. Licursi y P.R. Hualde. 2002. Planktonic and periphytic coastal algae of the Río de la Plata, Argentina. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 250-253.
- Guarrera, S.A., M.A. Casco, R.O. Echenique y H.A. Labollita. 1987. Las algas del sistema Río Limay (R. Argentina) I. *Cyanophyta: Chroococcales y Chamaesiphonales*. *Revista Museo La Plata*, 14(Bot. 96): 163-189.
- Hustedt, F. 1930. *Bacillariophyta (Diatomaceae)*. *En: A Pascher. Die Süßwasser-flora Mitteleuropas. Heft. 10*. Jena, Gustav Fischer Verlag, 466 pp.
- Komárek, J y K. Anagnostidis. 1999. *Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Berg.

- Von PascherHrsg. Von H. Ettl, Jena. G. Fischer Bd. 19, 548 pp.
- Komárek, J y K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Berg. Von PascherHrsg. Von H. Ettl, Jena. G. Fischer Bd. 19/2, 759 pp.
- Komárek, J. y B. Fott. 1983. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. DieBinnengewässer. Das Phytoplankton des Süßwasser. von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart, Germany, 1044 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1986. Bacillariophyceae 2. Naviculaceae, 2/1, Jena, 875 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1988. Bacillariophyceae 2. Bacillariaceae, Ephithemiaceae, Surirellaceae, 2/2, Stuttgart, 596 pp.
- Krammer, K. y H. Lange-Bertalot. 1991. Bacillariophyceae 3. Fragilariaceae, Eunotiaceae, 2/3. Stuttgart, 576 pp.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2000. Ficoflora fitoplanctónica y epilítica del río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 35(1-2): 21-32.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2003. Distribución temporal del fitoplancton y epilíton en el río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). Limnética, 22(3-4): 19-34.
- Luque, M.E. y A.L. Martínez de Fabricius. 2005. Algas fitoplanctónicas del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina) y su relación con los factores ambientales. Lilloa, 42(1-2): 69-79.
- Luque, M.E., N. Gari y A.L. Martínez de Fabricius. 1997. Análisis cualitativo-cuantitativo de la flora algal en el tramo superior de la cuenca del río Chocancharava (ex Cuarto) (Córdoba, Argentina). Revista UNRC, 17(1): 49-67.
- Margalef, R. 1980. Composición y fenología de la vegetación algal de un arroyo de Montseny (Barcelona). Oecología aquatica, 4: 111-112.
- Martínez de Fabricius, A.L. 1986. La ficoflora del Río Grande (Departamento de Calamuchita, provincia de Córdoba-Argentina). Revista UNRC, 6: 221-235.
- Martínez de Fabricius, A.L. 1995. Bacillariophyceae del Río Cuarto (Córdoba). Nuevas o raras para la Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 31(1-2): 41-47.
- Martínez de Fabricius A.L. y E.N. Gari. 1996. Estudios sistemáticos de las Bacillariophyceae del Río Grande (Departamento de Calamuchita, Córdoba, Argentina). Pennales III. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 32(1-2): 21-35.
- Martínez de Fabricius, A.L., N. Maidana, N. Gómez y S. Sabater. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). Biodiversity and Conservation, 12: 2443-2454.
- McAleece, N., P.J.D. Lamshead, G.L.J. Paterson y J.D. Gage. 1997. BioDiversity Professional versión 2. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. London.
- Mirande, V. y B.C. Traccana. 2004. Fitoplancton del río Gastona (Tucumán, Argentina): Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta y Rhodophyta. Iheringia, Sér. Bot., 59(1): 35-58.
- Mirande, V. y B.C. Traccana. 2005. Fitoplancton de un río del noroeste argentino contaminado por efluentes azucareros y cloacales. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 40(3-4): 169-182.

- Mirande, V., N. Romero, M.A. Barrionuevo, G.S. Meoni, B. Navarro, M.C. Apella y B.C. Tracanna. 2000. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona river (Tucumán, Argentina). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 11(2): 101-110.
- Mirande, V., G.A. Barreto, S.E. Haleblan y B.C. Tracanna. 2009. Biodiversidad del Parque Nacional Pre-Delta (Entre Ríos, Argentina) II. Estudio cuantitativo del fitoplancton. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 44(1-2): 11-23.
- O'Farrell, I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 271: 169-178.
- O'Farrell, I. y I. Izaguirre. 1994. Phytoplankton ecology and limnology of the River Uruguay Lower Basin (Argentina). *Hidrobiologia*, 112: 155-179.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1966. The Diatoms of United States. V. 1. Monographs Acad. Sci. Philadel., 13, 688 pp.
- Patrick, R. y C. Reimer. 1975. The Diatoms of United States. V. 2. Monographs Acad. Sci. Philadel., 13, 213 pp.
- Polla, W.M., M.M. Salusso y V.C. Fernández. 2008. Estructura del fitoplancton de un sistema fluvial de llanura (río Salado del norte, Santa Fe) en dos fases hidrológicas diferentes. *FABICIB*, 12: 11-24.
- Prescott, G. M. 1982. Algae of the Western Great Lakes Area. N. M. C. Brown Co. Inc., 660 pp.
- Rosemarin, A.S. 1985. Reproductive strategy in the filamentous green alga *Cladophora glomerata* (L.) Kütz, an explanation for its widespread distribution. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 22: 2872-2877.
- Rout. J. y J.P. Gaur. 1994. Composition and dynamics of epilithic algae in a forest stream at Shillong (India). *Hydrobiologia*, 291: 61-74.
- Sabater, S., F. Sabater y J. Armengol. 1988. Relationships between diatom assemblages and physico-chemical variables in the River Ter (N.E. Spain). *Internationale Revue gesamten Hydrobiologie*, 73: 171-179.
- Sánchez, V. 1991. Biología de *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. en ríos y arroyos serranos de la provincia de Córdoba. Trabajo final Licenciatura en Ciencias Biológicas. UNRC.
- Seeligmann, C.T., B.C. Tracanna, S. Martínez de Marco y S. Isasmendi. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad de agua de sistemas lóticos en el Noroeste Argentina. *Limnética*, 20: 123-133.
- Solari, L.C. 1995. Structure and dynamics of phytoplankton of the River Samborombón (Buenos Aires, Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 37(4): 231-241.
- Starmach, K. 1966. Cyanophyta - Scinice, Glaucophyta - Glaucophyta. En: *Flora Slodkowodna Polski*, 2. Polsk. Ak. Inst. Bot. Warszawa, 807 pp.
- Tell, G. 1985. Catálogo de algas de agua dulce de la República Argentina. J. Cramer, Germany, 283 pp.
- Tell, G. y V. Conforti. 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. *Bibl. Phycol. J. Cramer, Berlin, Stuttgart*, 75, 301 pp., 1025 láms.
- Vouilloud, A.A., S.E. Sala y M.R. Sabbatini. 2005. Diatomeas perifíticas de la cuenca del Río Sauce Grande (Buenos Aires, Argentina). *Iheringia, Sér. Bot.*, 60(1): 77-89.
- Wenzel, M.T.; S.B. Álvarez y G.I. Bazán. 1996. Estudio preliminar de las cianofíceas del Embalse Casa de Piedra (Prov. La Pampa), Argentina. *Physis (Buenos Aires), Secc. B.*, 51(120-121): 9-16.

- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third edition. Elsevier Academic Press, 1006 pp.
- Zalocar de Domitrovic, Y. 1992. Fitoplancton de ambientes inundables del río Paraná (Argentina). Estudio comparativo entre áreas libres y vegetadas. *Hydrobiologia*, 25: 177-188.
- Zalocar de Domitrovic, Y. 1999. Estructura y dinámica del fitoplancton en la cuenca del eje potámico Paraguay-Paraná (Argentina). Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, 375 pp.
- Zalocar de Domitrovic, Y. 2005. Biodiversidad del fitoplancton en el eje fluvial Paraguay-Paraná. En: Aceñolaza, F.G. (ed.). *Temas de la biodiversidad del litoral fluvial argentino II*. INSUGEO, Miscelánea, 14: 229.
- Zalocar de Domitrovic, Y. y N.I. Maidana. 1997. Taxonomic and ecological studies of the Paraná River diatom flora (Argentina). *Bibliotheca Diatomologica* 34, J. Cramer, Berlín, 122 p.

LA VEGETACIÓN DE RIBERA COMO INDICADORA DE CALIDAD AMBIENTAL EN RÍOS SERRANOS DE LA PROVINCIA DE SAN LUIS (ARGENTINA)

R.P. NIEVAS & M.M. MOGLIA

Universidad Nacional de San Luis. Facultad de Química, Bioquímica y Farmacia. Ejército de los Andes 950. San Luis (5700).

e-mail: romina.paola.nievas@gmail.com

ABSTRACT. The quality of the rivers can be analyzed using the characteristics of the vegetation of its banks. Nowadays, these habitats are being degraded at an accelerated rate by human disturbance. The aim of this study was to use the riparian vegetation of three rivers of the Sierra de San Luis (Argentina) as an indicator of the quality of aquatic environments. Fourteen phytosociological inventories were conducted in randomly selected sites on the banks of Potrero, El Volcán and El Trapiche rivers. In addition to the inventories, an anthropization index was calculated and a total of 23 alterations were identified. Each of these were assigned a value 0 (zero), 1 (low), 2 (medium) and 3 (high). These values were summed up to obtain a final score for each site. The results indicated that areas with higher anthropization possess a higher richness and coverage of invasive plants species, which are characteristic of disturbed sites. The site with the highest human disturbance was located on the banks of river El Volcán, while the lowest value was found in Potrero river. It can be inferred that invasive plants and the riparian communities' characteristics are good indicators of the environmental quality of these rivers.

Key words: invasive plants; riverbank; anthropization.

Palabras clave: plantas invasoras; ribera; antropización.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas asociados a cuerpos de agua y se pueden encontrar en ríos, lagos, esteros y arroyos. Las riberas de los ríos son humedales que constituyen importantes zonas de transición y representan la interfase entre los ecosistemas acuáticos y los terrestres (Gregory *et al.*, 1991; Naiman *et al.*, 1993, 2005; Tang y Montgomery, 1995; Prach *et al.*, 1996; Naiman y Décamps, 1997), donde se producen complejas interacciones entre agua, suelo, microorganismos, plantas y animales (Lovett y Price, 2007). La vegetación que crece en estas zonas está especialmente adaptada a las condiciones de suelo húmedo y puede tolerar inundaciones periódicas. Está determinada por el clima regional, por la diversidad de especies regionales y

la hidrogeomorfología, como también por el grado de antropización (Naiman *et al.*, 1993; Décamps *et al.*, 1995; Shafroth *et al.*, 2002; Cooper *et al.*, 2003). En la mayor parte del mundo, las zonas ribereñas están altamente modificadas (Detenbeck *et al.*, 1999; Richardson *et al.*, 2007). Las alteraciones originadas por los diferentes usos de la tierra adyacentes al río se pueden deber a factores tales como la tala, la ganadería, la extracción de agua, las urbanizaciones y el turismo (Stromberg *et al.*, 1996; MacNally *et al.*, 2001; Washitani, 2001; Meeson *et al.*, 2002). Estos disturbios, que incluso pueden ocurrir en conjunto, pueden desencadenar la proliferación de plantas exóticas (Zedler y Kercher, 2004). Si bien sólo una pequeña proporción, menos de 0,1% de las especies introducidas, invadirá los ecosistemas

(Godfray y Crawley, 1998), esa pequeña cantidad puede producir serios problemas, tanto a la economía como a la conservación de la integridad funcional de los ecosistemas (Wilcove *et al.*, 1998; Richardson *et al.*, 2000; Westphal *et al.*, 2007). En este sentido, las plantas invasoras pueden afectar a los hábitats naturales y seminaturales de diversas maneras. Pueden desplazar a las especies nativas, cambiar el estado de los nutrientes del suelo y eliminar o introducir fuentes de alimento (Drake *et al.*, 1989; Menuz y Kettenring, 2013). Además, Drake *et al.* (1989) citan su efecto negativo, a través de la alteración de los regímenes de incendios, del agua y de los procesos geomorfológicos. Debido a que el estado de conservación y calidad ambiental de los cuerpos de agua pueden inferirse a partir de la vegetación de sus riberas (Suárez *et al.*,

2004; Chaves *et al.*, 2005), el objetivo de este trabajo fue utilizar la vegetación de las riberas de tres ríos de la Sierra de San Luis (Argentina) como indicadora de la calidad de ambientes ribereños.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio corresponde a las zonas ribereñas de los ríos: Potrero, El Volcán y Trapiche, situados en la Sierra de San Luis (Argentina). Estas localidades poseen un alto valor paisajístico y, en consecuencia, el turismo es una de sus principales actividades económicas. Fitogeográficamente se ubican en la Provincia del Chaco, distrito Serrano (Cabrera, 1976; Cabrera y Willink, 1980) (Fig. 1) y presentan un clima templado subhúmedo serrano, con veranos cálidos e inviernos rigurosos (Capitanelli y Zamorano, 1971).

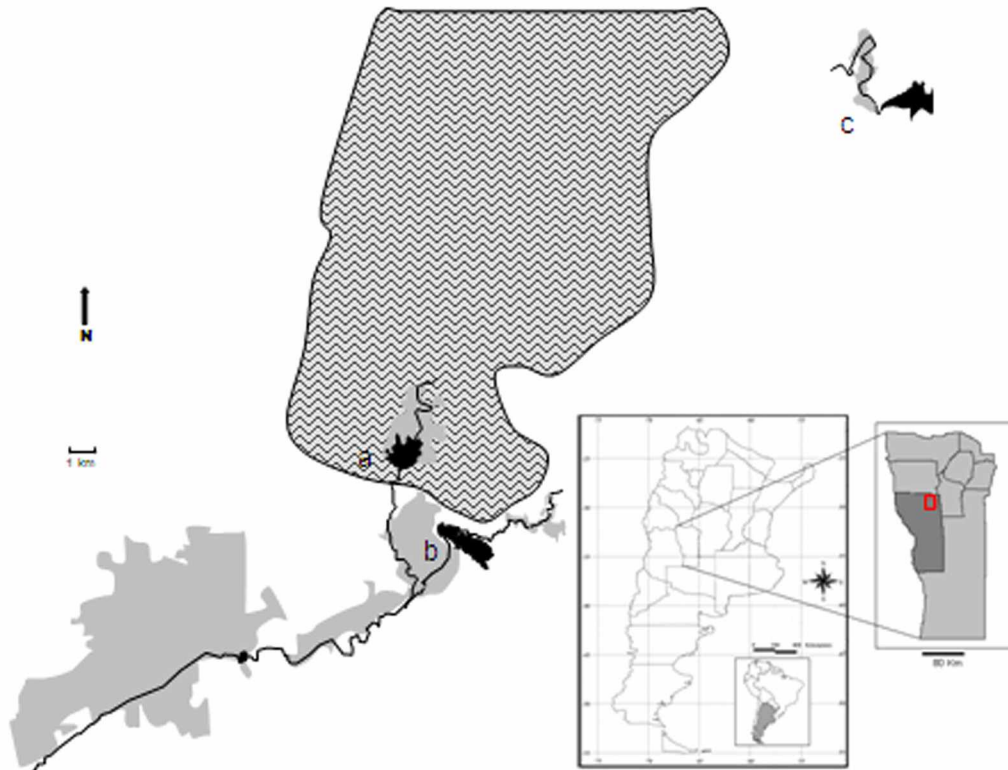


Figura 1. Área de estudio. a: río Potrero. b: río El Volcán. c: río Trapiche.

Las áreas de muestreo se seleccionaron a partir del análisis de imágenes satelitales (Google Earth versión 6.0). Los sitios se ubicaron al azar sobre transectas a lo largo de las márgenes de los ríos Potrero y El Volcán, ambos de orden 3, y del río Trapiche, cuyo orden es 2. La distancia promedio entre los ríos fue de 13 km, en línea recta, y la longitud de los tramos donde se ubicaron las transectas fue de 4 km para el río Potrero, de 2,3 km para el río El Volcán y de 3,5 km para el río Trapiche, con 7, 4 y 3 transectas respectivamente en cada río. En los muestreos se incluyó tanto a la vegetación terrestre como a la palustre y acuática. El número de inventarios fitosociológicos y el largo de las transectas se determinó tomando en cuenta las unidades de vegetación, identificadas en las imágenes satelitales. Los datos fueron recolectados desde 2010 a 2012, durante el período primavera-estival, que se corresponde con los estadios fenológicos de floración y fructificación de la mayoría de las plantas del área. A cada taxón identificado en los inventarios se le asignó un valor de abundancia-cobertura de Braun-Blanquet (Mueller Dombois y ElleMBERG, 1974; Matteucci y Colma, 1982) (Tabla 1). El tamaño del área inventariada fue de aproximadamente 100 m² para las comunidades leñosas y de 50 m² para las herbáceas, cuyo ancho y longitud fue variable, considerando la extensión natural de las riberas.

Tabla 1. Promedios utilizados para calcular valores de cobertura (Mueller Dombois y ElleMBERG, 1974; Matteucci y Colma, 1982).

Abundancia/ Dominancia	Corresponde a un % de recubrimiento	Promedio a utilizar
5	75-100	87.5
4	50-75	62.5
3	25-50	37.5
2	5-25	15
1	0-5	2.5
+	0.1	0.1

El grado de alteración de los sitios se evaluó a través de un índice de antropización, adaptado a las características del área, propuesto para sitios de humedales (Corigliano, 2008). Si bien, en el listado original se incluían a las plantas invasoras como factor, no fue considerado como perturbación en este trabajo, debido a que constituía una de las variables de respuesta a analizar. Además, se agregaron otras perturbaciones tomadas del trabajo de Martorell y Peters (2005), para hábitats no asociados a humedales. De esta manera, se obtuvieron un total de 23 perturbaciones. A cada una de éstas se les asignó un valor, según la siguiente escala, que define cualitativamente el nivel de perturbación: 0 (nulo), 1 (bajo), 2 (medio) y 3 (alto). Los valores correspondientes a cada perturbación fueron sumados para obtener el valor del índice de antropización correspondiente a cada sitio (Tabla 2).

RESULTADOS

Las zonas con mayores índices de antropización presentaron una elevada riqueza de plantas invasoras (Fig. 2). El número total de especies invasoras registrado fue de cincuenta para el área muestreada. Los taxones más abundantes se indican en la Tabla 3 y la cobertura promedio de plantas invasoras para cada río, en la Tabla 4.

El sitio con mayor perturbación antrópica se ubicó en las márgenes del río El Vol-

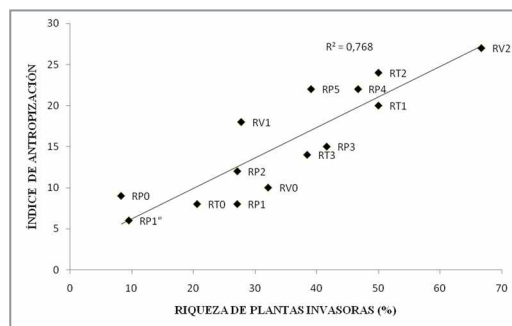


Figura 2. Relación entre la riqueza de plantas invasoras (%) y el índice de antropización en los ríos: Potrero (RP), El Volcán (RV) y Trapiche (RT).

Tabla 2. Perturbaciones antrópicas utilizadas para calcular el índice de antropización.

Perturbaciones antrópicas	
Heces de ganado*	Extracciones de agua
Animales sueltos, criaderos de animales	Extracción de áridos, minas
Sobrepastoreo	Azudes, vallas, represas.
Áreas agrícolas*	Canalizaciones
Desmontes, extracción de leña*	Desagües pluviales, desagües domésticos y tuberías
Escombros	Brazos de río eliminados o en vías de desaparición
Erosión*	Tributarios aislados
Urbanización: densidad (caseríos, viviendas aisladas)	Mallas soporte del sustrato
Urbanización: cercanía*	Puentes
Senderos, caminos y rutas de tierra.	Residuos (microbasurales, residuos sólidos urbanos, efluentes domiciliarios, otros)
Senderos, caminos y rutas asfaltadas.	
Construcción de recreación.	
Signos de fuego*	

* Perturbaciones antrópicas propuestas por Martorell y Peters (2005) no consideradas por Corigliano (2008)

Tabla 3. Principales taxones exóticos registrados en los ríos: Potrero (RP), El Volcán (RV) y Trapiche (RT).

Familia	Taxones	Ríos
Asteraceae	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	RP, RV, RT
	<i>Heterotheca subaxillaris</i> (Lam.) Britton & Rusby.	RP, RV, RT
	<i>Xanthium cavanillesii</i> Schouw	RP, RV, RT
	<i>Carduus thoermeri</i> Weinm.	RP, RV, RT
Brassicaceae	<i>Brassica rapa</i> L.	RP, RT
	<i>Hirschfeldia incana</i> (L.)	RP, RT
Fabaceae	<i>Medicago lupulina</i> L.	RP, RV, RT
	<i>Trifolium repens</i> L.	RP, RV, RT
	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	RP, RV, RT
Lamiaceae	<i>Mentha spicata</i> L.	RP
	<i>Prunella vulgaris</i> L.	RP, RV
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W. T. Aiton	RP, RV, RT
Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. var. <i>dactylon</i> .	RP, RV, RT
	<i>Sorghum halepense</i> (L.).	RP, RV, RT
Polygonaceae	<i>Polygonum lapathifolium</i> L.	RP, RV, RT
	<i>Polygonum persicaria</i> L.	RP
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	RP, RV, RT
Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	RV
Violaceae	<i>Viola metajaponica</i> Nakai.	RP, RT
	<i>Viola odorata</i> L.	RP, RV

Tabla 4. Cobertura promedio de plantas invasoras en los ríos: Potrero (RP), El Volcán (RV) y Trapiche (RT).

río Potrero		río Trapiche		río El Volcán	
Sitio	Cobertura promedio (%)	Sitio	Cobertura promedio (%)	Sitio	Cobertura promedio (%)
RP0	0.1	RT0	37.5	RV0	37.5
RP1	2.5	RT1	2.5	RV1	87.5
RP1"	2.5	RT2	62.5	RV2	62.5
RP2	8.75	RT3	62.5		
RP3	15				
RP4	37.5				
RP5	62.5				
Cobertura promedio del río (%)	18.41		41.25		62.5

cán (RV2). Este sitio es altamente turístico, ya que corresponde al balneario denominado "La Hoya". Las principales perturbaciones que se presentaron en el área fueron: presencia de puentes, residuos sólidos urbanos, cercanía a la urbanización, signos de fuego y construcciones de recreación. Un 67% de los taxones de plantas registradas en este sitio fueron exóticas, cuya cobertura alcanzó el mayor valor (62,5%) con respecto a aquéllas de los ríos Potrero (18,4%) y Trapiche (41,25%).

En cuanto a la vegetación, a lo largo del río El Volcán se presentaron comunidades ribereñas de *Hydrocotyle ranunculoides* y *Nasturtium officinale*, de *Xanthium cavanillesii* y *Polygonum lapathifolium*, chilcales de *Baccharis salicifolia* y cortaderas de *Cortaderia selloana*. En zonas altas y removidas del río, se desarrolla el alcanforal de *Heterotheca subaxillaris*.

Sobre las márgenes del río Trapiche las plantas invasoras presentaron valores intermedios de índice de antropización, entre 20 y 50% aproximadamente. Las principales comunidades registradas fueron las de *Polygonum* spp. y *X. cavanillesii*, el espinillar de *Acacia caven*, el cortaderal de *C. selloana* y la comunidad de *Heterosperma ovatifolia*, *Salpichroa organifolia* y *Dichondra microcalyx*.

El índice de antropización en los sitios del río Potrero presentó una amplia variación, debido a que éstos incluyen tanto áreas muy alteradas como otras bien conservadas. El sitio menos antropizado de los tres ríos en estudio fue el RP0, ubicado aguas arriba del río Potrero donde las plantas invasoras representaron un 9,50% del total. La comunidad vegetal característica de esta zona es el bosque de molle de beber (*Lithraea molleoides*). Es una comunidad climácica y, entre todas las del área, la estructuralmente más rica. Otras comunidades registradas a lo largo de los sitios muestreados en el río Po-

trero fueron: el espinillar de *A. caven*, el gramillar de *Cynodon dactylon* var. *dactylon*, el cortaderal de *C. selloana* y la comunidad de *Polygonum* spp. y *X. cavanillesii*.

DISCUSIÓN

En general, la degradación del medio ambiente por la actividad humana conduce a la desaparición o modificación de la vegetación original, al incremento de las rutas de introducción de especies y a la creación de espacios libres, susceptibles a la invasión por oportunistas (Williamson y Fitter, 1996; González-Muñoz *et al.*, 2014), independientemente de la diversidad biológica local (Groves, 1991; Stohlgren *et al.*, 1999; Sobrino *et al.*, 2002; Sanz-Elorza *et al.*, 2006). Así, las comunidades vegetales pueden incrementar su potencial de invasión por plantas no nativas (Hobbs y Huenneke, 1992). En particular, los ambientes ribereños son especialmente propensos a la invasión (Stohlgren *et al.*, 1999; Sobrino *et al.*, 2002), ya que están siendo degradados de manera acelerada por la acción antrópica (Planty-Tabacchi *et al.*, 1996; Detenbeck *et al.*, 1999; Cooper *et al.*, 2003; Richardson *et al.*, 2007). En las comunidades vegetales invadidas también se modifican la estructura y composición (Fletcher *et al.*, 2000; Feijoó *et al.*, 2012). En concordancia con lo citado por Nieves y Moglia (2013) se encontró que entre las comunidades menos invadidas de la porción de la Provincia fitogeográfica Chaqueña de Potrero de los Funes en San Luis, se hallaban los bosques de *Lithraea molleoides* y, entre las más invadidas, las comunidades de herbáceas anuales asociadas a las márgenes del río, tales como las de *Xanthium cavanillesii* y *Polygonum* spp. y los gramillares ribereños de *Cynodon dactylon* var. *dactylon*.

El índice de antropización (Martorell y Peters, 2005; Corigliano, 2008) adaptado al área de estudio fue útil para relacionar

el grado de alteración de las riberas de los ríos estudiados con la invasión por plantas herbáceas y leñosas. Este índice, a diferencia de otros tales como el índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Munné *et al.*, 2003), Stream-Wetland-Riparian (SWR) (Brooks *et al.*, 2009), y el índice de calidad de riberas (Troitiño *et al.*, 2010) adaptado por Feijoó *et al.* (2012), no incluyó a las plantas exóticas como variable, debido a que las mismas constituían la variable de respuesta. Además, permitió incorporar en el cálculo a otros sitios con vegetación zonal, ubicados en áreas no ribereñas.

Se concluye que las plantas invasoras y las características de las comunidades de los ríos Potrero, El Volcán y Trapiche son buenas indicadores del grado de alteración de los sitios y, en consecuencia, de su calidad ambiental.

AGRADECIMIENTOS

A los revisores que mejoraron la versión presentada. Al proyecto PROICO 2-0202 de la Universidad Nacional de San Luis, que financió el trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Brooks, R., M. McKenney-Easterling, M. Brinson, R. Rheinhardt, K. Havens, D. O'Brien, J. Bishop, J. Rubbo, B. Armstrong y J. Hite. 2009. A stream-wetland-riparian (SWR) index for assessing condition of aquatic ecosystems in small watersheds along the Atlantic slope of the eastern U.S. *Environmental Monitoring and Assessment*, 150: 101-117.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentina. Fascículo I. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Ed. ACME, Bs. As, Tomo II, fascículo 2 (1), 85 pp.
- Cabrera, A.L. y K. Willink. 1980. *Biogeografía de América Latina*. Secretaría de los Estados Americanos. Programa de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografía N° 13, Washington D. C., 122 pp.
- Capitanelli, R. y M. Zamorano. 1971. *Geografía Regional de la provincia de San Luis*. Tomo I. Ed. E.D.I.P.A., San Luis, 192 pp.
- Chaves, M.L., P.M. Chainho, J.L. Costa, N. Prat y M.J. Costa. 2005. Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Montego River basin, Portugal. *Archiv fur Hydrobiologie*, 163: 497-523.
- Cooper, D.J., D.C. Andersen y R.A. Chimner. 2003. Multiple pathways for woody plant establishment on floodplains at local to regional scales. *Journal of Ecology*, 91: 182-196.
- Corigliano, M.C. 2008. Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. *Revista Universidad Nacional de Río Cuarto*, 28(1-2): 33-54.
- Décamps, H., A.M. Planty-Tabacchi y E. Tabacchi. 1995. Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11: 23-33.
- Detenbeck, N.E., S.M. Galatowitsch, J. Atkinson y H. Ball. 1999. Evaluating perturbations and developing restoration strategies for inland wetlands in the Great Lakes Basin. *Wetlands*, 19: 789-820.
- Drake, J.A., H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves., F.J. Kruger., M. Rejmánek y M. Williamson. 1989. *Biological invasions: A global perspective*. New York. Ed. John Wiley and Sons. Chichester, UK, 525 pp.
- Feijoó, C., P. Gantes, J.J. Rosso y E. Zunino. 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.
- Fletcher, D.E., S.D. Wilkins, J.V. McArthur y G.K. Meffe. 2000. Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater streams. *Ecological Engineering*, 15: S67-S78.
- Godfray, H.C.J. y M.J. Crawley. 1998. Introduction. En: Sutherland, W.J. (ed.). *Conservation Science and Action*, Blackwell Science, Oxford, UK: 39-65.
- González-Muñoz, N, P. Castro Díez y O. Godoy. 2014. Lack of superiority of invasive over co-occurring native riparian tree seedling species. *Biological Invasions*, 16: 269-281.
- Google Earth Versión 6.0. <http://www.earth.google.com>
- Gregory, S.V., F.J. Swanson, W.A. McKee y K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian areas. *BioScience*, 41: 540-551.
- Groves, R.H. 1991. The biogeography of Mediterranean plant invasions. En: Groves, R.H. y F. di Castri (eds.). *Biography of Mediterranean invasions*, Cambridge, United Kingdom: 427-438.
- Hobbs, R.J. y L.F. Huenneke. 1992. Disturbance, Diversity and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3): 324-335.
- Lovett, S y P. Price (eds.). 2007. *Principles for riparian lands management*. Land and water. Australia, Canberra (ACT).
- MacNally, R., A. Parkinson, G. Horrocks, L. Conole y C. Tzaros. 2001. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biological Conservation*, 99: 191-205.
- Martorell, C. y E.M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124: 199-207.
- Matteucci, S. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría de los Estados Americanos. Programa de Desarrollo Científico y Tecnológico. Monografía N° 22, Washington D.C., 168 pp.
- Meeson, N., A.I. Robertson y A. Jansen. 2002. The effects of flooding and livestock on post-dispersal seed predation in river red gum habitats. *Journal of Applied Ecology*, 39: 247-258.
- Menuz, D.R. y K.M. Kettenring. 2013. The importance of roads, nutrients, and climate for invasive plant establishment in riparian areas in the northwestern United States. *Biological Invasions*, 15(7): 1601-1672.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellemberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Ed. John Willey & Sons, New York, 547 pp.
- Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada y M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 147-163.
- Naiman, R.J., H. Décamps y M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3: 209-212.
- Naiman, R.J. y H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.
- Naiman, R.J., H. Décamps y M.E. McClain. 2005. *Riparian: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier, Amsterdam, Academic Press, 448 pp.

- Nievas, R.P. y M.M. Moglia. 2013. Flora exótica de una localidad serrana de San Luis (Argentina). *Métodos en Ecología y Sistemática*, 8(2): 1-14.
- Planty-Tabacchi, A.M., E. Tabacchi, R.J. Naiman, C. Deferrari y H. Decamps. 1996. Invasibility of species rich communities in riparian zones. *Conservation Biology*, 10: 598-607.
- Prach, K., J. Jeník y A.R.G. Large. 1996. Floodplain ecology and management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Richardson, D.M., P. Pysek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, D.F. Panetta y C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Richardson, D.M., P. Holmes, K. Esler, S. Galatowitsch, J. Stromberg, S. Kirkman, P. Pysek y R. Hobbs. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13: 126-139.
- Sanz-Elorza, M., E.D. Dana y E. Sobrino. 2006. Invasibility of an inland area in NE Spain by alien plants. *Acta Oecologica*, 29: 114-122.
- Shafroth, P.B., J.C. Stromberg y D.T. Patten. 2002. Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecological Applications*, 12: 107-123.
- Sobrino, E., M. Sanz-Elorza, E.D. Dana y A. González. 2002. Invasibility of a coastal strip in NE Spain by alien plants. *Journal of Vegetation Science*, 13: 585-594.
- Stohlgren, T.J., D. Binkley, W. Ginebra, M. Chong, L. Kalkhan, K. Schell, Y. Bull, Y. Newma, M. Bashkin y Y. Yowhan. 1999. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecological Monographs*, 69(1): 25-46.
- Stromberg, J.C., R. Tiller y B. Richter. 1996. Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological Applications*, 6: 113-131.
- Suárez, M.L., M.R. Vidal-Abarca, M.M. Sánchez Montoya, J. Alba-Tercedor, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, P. Jáimez-Cuellar, A. Munné, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, M.J. Salinas, M. Toro y S. Vivas. 2004. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnética*, 21: 135-148.
- Tang, S.M. y D.R. Montgomery. 1995. Riparian buffers and potentially unstable ground. *Environmental Management*, 19: 741-749.
- Troitiño, E., M.C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. 2010. La conservación de las zonas ribereñas de arroyos pampeanos. *Actas de Congreso de Hidrología de Llanuras*: 1256-1263.
- Washitani, I. 2001. Plant conservation ecology for management and restoration of riparian habitats of lowland Japan. *Population Ecology*, 43: 189-195.
- Westphal, M.I., M. Browne., K. MacKinnon y I. Noble. 2007. The link between international trade and the global distribution of invade alien species. *Biological invasions*, 10: 391-398.
- Wilcove, D.S., D. Rothstein, J. Dubrow, A. Phillips y E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48: 607-615.
- Williamson, M. y A. Fitter. 1996. The varying success of invaders. *Ecology*, 77: 1661-1666.
- Zedler, J.B. y S. Kercher. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant sciences*, 23(5): 431-452.

BIOTRANSFERENCIA DE FLÚOR DE AGUA A DIFERENTES TEJIDOS DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*)

M.L. PUNTORIERO, A.V. VOLPEDO & A. FERNÁNDEZ CIRELLI

Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-UBA-CONICET), Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA-UBA), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, CP 1427CWO, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
e-mail: avolpedo@fvet.uba.ar

ABSTRACT. The presence of fluorine (F), toxic trace element, has relevance in the trophic chain because it can biotrasfer to different levels. It can come from water as food, being chronic ingestion harmful to human beings. Fluorine was found in different water bodies of southwest of Buenos Aires. Chasicó Lake has the highest fluorine concentration. This water body is the most important for commercial and recreational fishing silverside (*Odontesthes bonariensis*) of the area. The aim of this paper is to analyze the biotransfer of F from water to different silverside tissues in Chasicó Lake. Fish organs were subjected to an alkaline digestion. Fluorine was determined using a fluoride ion selective electrode. F concentrations were 6,4-8,5 mg/L in water and in fish tissues were in gonads: 4,2 to 69,4 µg/g, in liver: 7,1 to 75,3 µg/g, in gills: 49,1 to 110,1 µg/g, in vertebrae: 70,2 to 457,9 µg/g and in muscle: 5,1 to 86,8 µg/g. The concentrations found in muscle were higher than the maximum limit allowable for human consumption, according to CAA (1,5 µg/g). Whereas silverside is a native fish of major commercial importance in Buenos Aires Province, it is important to perform studies on the fluorine concentration to ensure quality for human consumption.

Key words: fluorine; *Odontesthes bonariensis*; Buenos Aires.

Palabras clave: flúor; *Odontesthes bonariensis*; Buenos Aires.

INTRODUCCIÓN

El flúor (F) se puede encontrar tanto en el agua como en los alimentos. La presencia de flúor, elemento traza tóxico, tiene relevancia en la cadena trófica, ya que altas concentraciones del mismo en el agua pueden biotransferirse a los diferentes niveles. El origen del F en aguas superficiales se puede deber a uno o más factores tales como la cercanía de los cuerpos de agua a áreas con sedimentos de origen volcánico, al aporte de agua subterránea con alta concentración de F y a la actividad antrópica, tanto industrial como agropecuaria (Fuge y Andrews, 1988). En aguas superficiales continentales, la concentración de flúor generalmente está en el rango de 0,01 a 0,3 mg/L (Fuge y An-

draws, 1988; Datta *et al.*, 2000; Camargo, 2003). No obstante, se pueden encontrar niveles elevados de fluoruro inorgánico de origen natural en las regiones con actividad geotérmica o volcánica (Alarcón-Herrera *et al.*, 2013).

Un aspecto importante a considerar en relación con el F en ecosistemas acuáticos, es su impacto sobre los organismos. La captación de F por los organismos acuáticos está en función de su concentración en el medio, del tiempo de exposición y de la temperatura del agua (Pillai y Mane, 1985; Nell y Livanos, 1988). Diferentes autores han determinado que el F tiende a acumularse en el exoesqueleto de invertebrados acuáticos y predominantemente en tejidos duros

de los peces (Gauldie y Nelson, 1990; Moren *et al.*, 2007), aunque estos organismos poseen diferentes mecanismos de eliminación de flúor. Las concentraciones letales de F en agua afectan a los diferentes estadios del ciclo de vida de los peces, observándose efectos en peces dulceacuícolas expuestos a concentraciones de 0,5 mg/L (Damkaer y Dey, 1989). Diferentes efectos deletéreos se han reportado en peces de agua dulce, como inhibición del crecimiento, cambios en el comportamiento, alteraciones enzimáticas, deformaciones óseas y retraso en la eclosión de los huevos fecundados (Camargo, 2003).

La mayoría de los trabajos que analizan la influencia del F en peces fueron realizados en especies del hemisferio norte, principalmente salmónidos (Camargo, 2003; Moren *et al.*, 2007; Shi *et al.*, 2009), siendo escasos en Latinoamérica.

Este elemento traza se ha encontrado en diferentes cuerpos de agua de la Llanura Pampeana (Rosso *et al.*, 2011), pero se ha observado un incremento de los niveles hacia el sudoeste bonaerense, siendo el Lago Chasicó el cuerpo de agua que presenta las mayores concentraciones de estos elementos (Puntoriero *et al.*, 2012). Este ecosistema acuático tiene gran importancia para la actividad pesquera comercial y deportiva del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). En este contexto, y considerando que el pejerrey es la especie de pez nativa bonaerense de mayor importancia comercial (Tombari y Volpedo, 2008), se analizó la biotransferencia del F desde el agua hasta los distintos tejidos de los peces, con el fin de poder estimar el impacto en la cadena agroalimentaria debido al consumo de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Lago Chasicó se encuentra ubicado en el sudoeste bonaerense (Fig.1). Es un siste-

ma endorreico que solo recibe las aguas del arroyo homónimo bonaerense (Volpedo y Fernández Cirelli, 2013). Está ubicado sobre una falla tectónica que se extiende desde el Noroeste al Sudoeste y que es paralela a la fosa tectónica que ocupa el río Colorado (Varela *et al.*, 1986). El sistema de recarga del lago se produce por el aporte de precipitaciones, a través del proceso de infiltración de las aguas subterráneas y por el aporte de los escurrimientos superficiales de una amplia cuenca de recepción (3764 km²) (Bonorino *et al.*, 1989). Posee una extensión de 50,3 km², siendo uno de los cuerpos de agua de mayor superficie de la provincia de Buenos Aires. Este sistema léntico es un área protegida categorizada como Reserva Natural Provincial de Objetivos Definidos Mixtos (Ley Provincial N° 12.353). Este lago se caracteriza por su alta salinidad (> 30 g/L) y por los altos niveles de F y arsénico (As) (Puntoriero *et al.*, 2012). La especie predominante en este cuerpo de agua es el pejerrey (*O. bonariensis*), el cual tiene importancia comercial, tanto para el mercado local como para el externo (MINAGRI, 2014).

Metodología

Las muestras de agua del Lago Chasicó fueron tomadas en botellas de polietileno,

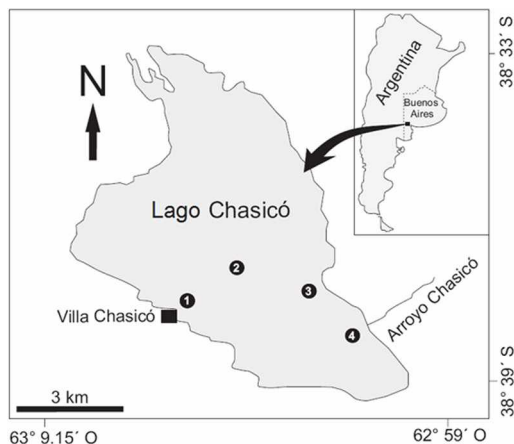


Figura 1. Ubicación geográfica del Lago Chasicó y sitios de muestreo en el mismo (agua y peces).

en condiciones hidrológicas medias, por triplicado (Fig. 1). Se determinó pH, T° y conductividad *in situ*, luego de lo cual se transportaron al laboratorio refrigeradas a 4°C donde se filtraron con filtros de nitrocelulosa de tamaño de poro de 0,45 µm. La determinación de F en las muestras se realizó mediante un electrodo selectivo de iones fluoruro (THERMO ORION/modelo 96-09) (Método APHA, 4500 C).

Se colectaron los pejerreyes en diferentes puntos del lago (Fig. 1) utilizando distintas artes de pesca (redes de enmalle, espineles), se registró su longitud total (LT) y estándar (LS) en mm. La LT de la muestra de peces (n = 20) estuvo en el rango de 39,2-42,5 cm. Las muestras de tejidos (vértebras, músculo, hígado, branquias y gónadas) se sometieron a una digestión alcalina,

previa a la medición de flúor (Malde Kjelle-vold *et al.*, 2001).

RESULTADOS

En las muestras de agua el pH fue de 8,6, la T° de 17,8°C y la conductividad del lago fue de 44,4 mS/cm. Las concentraciones de F del agua estuvieron comprendidas entre 6,4-8,5 mg/L, siendo superiores al nivel máximo permitido para protección de la biota acuática (1,4 mg/L), según la Ley de Residuos Peligrosos (Ley 24051, decreto reglamentario 831/93). En los tejidos de los peces se encontraron diferentes concentraciones de F, en el caso del músculo, los valores determinados para el pejerrey fueron mayores a los registrados en la bibliografía, para otras especies de consumo humano (Tabla 1).

Tabla 1. Concentración de flúor en diferentes tejidos de peces (en µg/g de peso seco), n=20.

Especie	Vértebra	Músculo	Hígado	Branquia	Gónada	Referencias
<i>Acipenser baerii</i>	670-1200	4,2-5,2	36,8-51	158-181,2	-	Shi <i>et al.</i> , 2008
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	220-420	<1	-	-	-	Yoshitomi <i>et al.</i> , 2007
<i>Odontesthes bonariensis</i>	70,2-47,9	5,1-86,7	7,1-75,3	49,1-110,1	4,2-69,4	Este trabajo

DISCUSIÓN

La especie analizada en este trabajo, posee como característica la capacidad de soportar altos niveles de salinidad (eurihalinidad), por lo que podría existir cierta interacción entre las sales disueltas en el agua y el flúor lo que facilitaría su asimilación diferencial. Sin embargo la incorporación del flúor en los peces se puede dar tanto por la ingestión de alimento o bien por el medio circundante. Las concentraciones halladas en todos los tejidos fueron variables, pero cabe destacar que se hallaron concentraciones altas en músculo de pejerrey, siendo superiores al límite máximo permitido para consumo humano, según el CAA (1,5 µg/g). Esto es de particular relevancia ya que el pejerrey del Lago Chasicó integra la dieta habitual de los pobladores de la región y

además es capturado por aproximadamente 65000 pescadores deportivos que visitan el lago anualmente y que, además, lo consumen (Petersen *com. pers.*).

En este sentido, este tipo de estudios debería ser profundizado y extendido a otros cuerpos de agua del país ya que el pejerrey es la especie de pez nativa bonaerense de mayor importancia comercial y que ha sido utilizado para repoblar ríos, lagos y represas del país (Tombari y Volpedo, 2008). Además es importante determinar la presencia de este elemento tóxico en los distintos tejidos de los peces nativos consumidos por la población a fin de analizar su efecto anatómico-fisiológico y toxicológico en los mismos, garantizando la calidad para consumo humano en las regiones donde el F está presente.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Universidad de Buenos Aires y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCYT), por el financiamiento de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alarcón-Herrera, M.T., J. Bundschuh, B. Nath, H.B. Nicolli, M. Gutiérrez, D. Reyes-Gómez, V.M. Núñez, I.R. Martín-Domínguez y O. Sracek. 2013. Co-occurrence of arsenic and fluoride in groundwater of semi-arid regions in Latin America: Genesis, mobility and remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 262: 960-969.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition. American Public Health Association, Washington.
- Bonorino, A., E. Ruggiero y E. Mariño. 1989. Caracterización hidrogeológica de la cuenca del arroyo Chasicó. Provincia de Buenos Aires. *Comisión de Investigaciones Científicas*, 44: 1-39.
- CAA (Código Alimentario Argentino), Capítulo III, Productos Alimenticios, Artículo 156, Res. 1546, 17.9.85.
- Camargo, J.A. 2003. Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. *Chemosphere*, 50: 251-264.
- Damkaer, D.M. y D.B. Dey. 1989. Evidence for Fluoride Effects on Salmon Passage at John Day Dam, Columbia River, 1982–1986. *North American Journal of Fisheries Management*, 9:154-162.
- Datta, D.K., Grupta, L.P. y V. Subramanian. 2000. Dissolved fluoride in the lower Ganges-Brahmaputra- Meghna river system in the Bengal Basin, Bangladesh. *Environmental Geology*, 39: 1163-1168.
- Fuge, R. y M.J. Andrews. 1988. Fluorine in the UK environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 10: 96-104.
- Gauldie, R.W. y D.G.A. Nelson. 1990. Interactions between crystal structure and microincrement layers in fish otoliths. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 97: 449- 459.
- Ley 24.051. Ley Nacional de Residuos Peligrosos. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina. 1992.
- Ley Provincial 12.353. Creación de la Reserva Natural Provincial de Objetivos Definidos Mixtos de la Provincia de Buenos Aires.
- Malde Kjellekvold, M., Bjorvatn, K. y K. Julshamn. 2001. Determination of fluoride in food by use of alkali fusion and fluoride ion-selective electrode. *Analytical, Nutritional and Clinical Methods Section. Food Chemistry*, 73: 373-379.
- MINAGRI, 2014. Exportaciones pesca continental. Disponible en: http://www.minagri.gov.ar/site/pesca/pesca_continental.
- Moren, M., Malde, M.K., Olsen, R.E., Hemre, G.I., Dahl, L., Karlsen, O. y K. Julshamn. 2007. Fluorine accumulation in Atlantic salmon (*Salmo salar*), Atlantic cod (*Gadus morhua*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) fed diets with krill or amphipod meals and fish meal based diets with sodium fluoride (NaF) inclusion. *Aquaculture*, 269: 525-531.
- Nell, J.A. y G. Livanos. 1988. Effects of fluoride concentration in seawater on growth and fluoride accumulation by Sydney rock oyster (*Saccostrea commercialis*) and flat oyster (*Ostrea angasi*) spat. *Water Research*, 22: 749-753.
- Pillai, K.S. y U.H. Mane. 1985. Effect of fluoride effluent on fry of *Catla catla* (Hamilton). *Fluoride*, 18: 104-110.

- Puntoriero, M.L., A.V. Volpedo y A. Fernández Cirelli. 2012. "Presencia de Flúor en aguas superficiales ricas en Arsénico en el sudoeste bonaerense: Riesgo Potencial para la biota acuática". III Jornada Científica Institucional: "Las ciencias agrarias y ambientales desde diferentes enfoques y niveles de análisis". INBA- CONICET. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Libro de resúmenes.
- Rosso, J.J., M.L. Puntoriero, J.J. Troncoso, A.V. Volpedo y A. Fernández Cirelli. 2011. Occurrence of Fluoride in Arsenic-rich surface waters: a case study in the Pampa Plain, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87 (4):409-41.
- Shi, X., P. Zhuang, L. Zhang, G. Feng, L. Chen, J. Liu, L. Qu y R. Wang. 2009. The bioaccumulation of fluoride ion in Siberian Sturgeon (*Acipenser baerii*) under laboratory conditions. *Chemosphere*, 75: 376-380.
- Tombari, A. y A.V. Volpedo. 2008. Modificaciones en la distribución original de especies por impacto antrópico: el caso de *Odontesthes bonariensis* (Pisces: Atherinopsidae). En: Volpedo, A.V. y L. Fernández Reyes (eds.). Efecto de los cambios globales sobre biodiversidad. 155-165. RED CYTED 406RT0285 "Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica".
- Varela, R., Leone, E.M. y R. Manceda. 1986. Estructura tectónica en la zona del Cerro del Corral, Sierras Australes de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 3-4: 256-261.
- Volpedo, A.V. y A. Fernández Cirelli. 2013. El Lago Chasicó: similitudes y diferencias con las lagunas pampásicas. *Rev. AUGMDOMUS*, La Plata, 5: 1-18.
- Yoshitomi, B., Masatoshi, A. y O. Syun-ichirou. 2007. Effect of total replacement of dietary fish meal by low fluoride krill (*Euphausia superba*) meal on growth performance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in fresh water. *Aquaculture*, 266: 219-225.

En memoria de Victor H. Conzonno

Alicia Fernandez Cirelli (UBA)

Alejandra V. Volpedo (UBA)



Victor H. Conzonno falleció el 3 de febrero de 2014. Cursó sus estudios universitarios en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires (UBA), de donde egresó como Licenciado y posteriormente como Doctor en Ciencias Químicas (1996). Su tesis se basó en "Sustancias húmicas solubles presentes en ambientes acuáticos" e inició de esta manera el estudio de la importancia de los ácidos húmicos en los cuerpos de agua pampeanos en nuestro país, siendo un pionero en la temática.

El Dr. Conzonno era miembro de la Carrera del Investigador Científico del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). A partir del año 1977 comenzó sus investigaciones en Limnología Química en el Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA), donde realizó estudios en distintos ambientes acuáticos de Argentina integrando grupos interdisciplinarios. Escribió numerosas contribuciones entre capítulos de libros y artículos publicados en revistas nacionales e internacionales, dictó cursos sobre la especialidad en facultades pertenecientes a la Universidad de Buenos Aires, Universidad Nacional del Litoral, Universidad Nacional de Río Cuarto y Universidad Nacional de la Patagonia "San Juan Bosco". En los últimos años se desempeñó en el Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LI-SEA), dependiente de la Facultad de Ciencias Naturales y de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de La Plata. En el 2010 publicó el libro *Limnología Química* que es un importante aporte a la disciplina y que reúne toda su experiencia en la temática.

Victor Conzonno además de ser respetado y admirado profesionalmente, se destacó por ser un excelente ser humano, generoso con sus conocimientos, amable en el trato y siempre sonriente. Su ausencia deja un vacío importante en la Limnología Argentina y en la vida de quienes lo conocimos.

ÍNDICE

Prólogo	3
Aliaga, V.S.; Bohn, V.Y; Piccolo M.C. y Perillo, G.M.E. Efecto de la precipitación sobre la dinámica hidrológica de las lagunas de la cuenca inferior del río Colorado (período 1981-2012)	5
Arдохain, D.M.; Benítez, H.H.; Gabellone, N.A. y Claps, M.C. Respuesta de la estructura zooplanctónica a cambios físicos y biológicos en una laguna pampásica (laguna Lacombe)	17
Barroso, C.N.; Barbero, M.D.; Oberto, A.M. y Gualdoni, C.M. El Bentos y su fracción derivante: composición y estructura en un arroyo regulado (Achiras, Córdoba)	27
Bazán, G.; Almeyda, D.; Olivera, L. y Oriani, B. Biodiversidad fitoplanctónica en tres lagunas someras de la provincia La Pampa, Argentina	47
Bethular, A.; Mancini, M.; Salinas, V.; Echaniz, S.; Vignatti, A. y Larriestra, A. Alimentación, condición corporal y principales parásitos del pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) del embalse San Roque (Argentina)	59
Bonanse, M.; Bazán, R.; Pagot, M.; Pinotti, L.; Ledesma, C. y Rodríguez, C. Utilización de imágenes Aster y Landsat para el monitoreo de la concentración de clorofila-a en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina	69
Cony, N.L.; Ferrer, N.C. y Cáceres, E.J. Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la región pampeana: laguna Sauce Grande (Pcia. de Buenos Aires, Argentina)	79
Crettaz-Minaglia, M.C.; Juárez, R.A.; Aguer, I.; Borro, E.D. y Peruzzo, R.B. Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualeduaychú, Entre Ríos, Argentina)	93

Del Ponti, O.; Marani, J.L.; Ganora, E.; Berguño, A.; Galea, J.M. y Pratts, P.	
Parámetros ambientales y pesqueros de un lago somero de La Pampa, luego de una mortandad masiva de <i>Odontesthes bonariensis</i>	107
Gantes, P.; Falco, L. y Sánchez Caro, A.	
Efecto del ganado sobre la estructura de la vegetación en las riberas de un arroyo pampeano	123
Giorgi, A.; Rosso, J.J. y Zunino, E.	
Efectos de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano	133
Mancini, M.; Biolé, F.; Salinas, V.; Morra, G.; Prieto, G. y Montenegro, H.	
Caracterización limnológica y fauna de peces de la laguna La Helvecia (Córdoba, Argentina)	141
Mariñelarena, A.; Donadelli, J. y Hechem, M.	
Cambios en las características limnológicas del embalse del río Tercero por efecto de la invasión de <i>Limnoperna fortunei</i> (<i>Bivalvia: Mytilidae</i>)	151
Medina, M.; Solari, L. y Agostini, G.	
Estructura y dinámica del fitoepifiton en cuerpos de agua temporarios del cinturón hortícola platense	159
Rodríguez Catanzaro, L.; Luque, E. y Gari, N.	
La comunidad algal epilítica en hábitat de rabión en un arroyo serrano	175
Sanzano, P.; Grosman, F. y Colasurdo, V.	
Estudio limnológico de Laguna Blanca Chica (Olavarría, provincia de Buenos Aires) durante un período de sequía	189
Schwerdt, M.G. y López Cazorla, A.C.	
Ecología trófica del pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) en la Laguna del Venado y Alsina, dos ambientes del sistema Encadenadas del Oeste, prov. de Buenos Aires	203
Solimano, P.J.; Garcia De Souza, J.; Maiztegui, T.; Bazzani, J.L.; Baigún, C.R.M. y Colautti, D.C.	
Evaluación de modelos de crecimiento en diferentes condiciones de cultivo de pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)	219
Velasco, C.A.M.; Berasain, G.E. y Padín, D.A.	
Crecimiento de juveniles de pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>) bajo dos diferentes condiciones de cultivo	229

Vilches, C.; Torremorell, A.; Debandi, J.; Rodríguez Castro, M.C.; Rigacci, L.; Zunino, E.; Kravetz, S. y Giorgi, A. Efecto de la invasión de acacia negra (<i>Gleditsia triacanthos</i> L.) sobre arroyos pampeanos	241
Biasotti, A.E.; Álvarez, S.B.; Bazán, G.I. y Martínez de Fabricius, A.L. Variación estacional de la comunidad microfitoplanctónica del curso medio del río Colorado (La Pampa-Argentina)	249
Brancolini, F.; Maroñas, M.E. y Sendra, E.D. Dieta de <i>Pseudocorynopoma doriae</i> (Characiformes: Characidae) en el arroyo La Choza, Buenos Aires, Argentina	259
Cabrera, G.; Vignatti, A.; Echaniz, S.; Mancini, M.; Salinas, V. y Rodríguez, C. Composición taxonómica y variación estacional del zooplancton del embalse Piedras Moras (Córdoba, Argentina)	267
Efron, S.T.; Aquino, J.; De Cabo, L.; Dos Santos Afonso, M. y Graziano, M. Evaluación de la capacidad de auto-depuración de un arroyo urbano y el uso de macrófitas nativas como estrategia de restauración	275
Galea, M.J. Bazán, G.I. Álvarez, S.B. y Martínez de Fabricius, A.L. Estudio del fitoplancton aguas arriba y aguas abajo del dique Embalse Casa de Piedra, río Colorado (La Pampa, Argentina)	287
Nievas, R.P. y Moglia, M.M. La vegetación de ribera como indicadora de calidad ambiental en ríos serranos de la provincia de San Luis (Argentina)	301
Puntoriero, M.L.; Volpedo, A.V. y Fernández Cirelli, A. Biotransferencia de flúor de agua a diferentes tejidos de pejerrey (<i>Odontesthes bonariensis</i>)	309
En memoria de Víctor H. Conzonno	315

