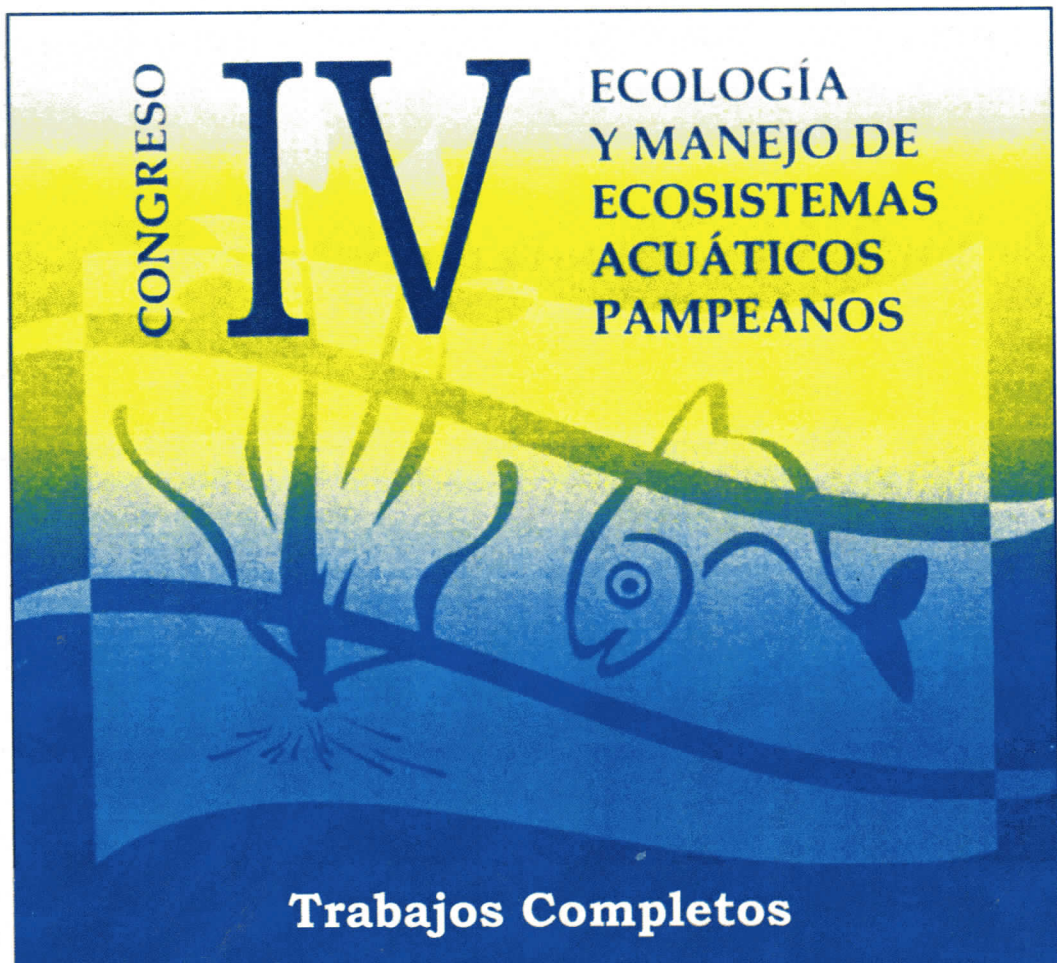


ISSN 0326-1638

BIOLOGÍA ACUÁTICA

Volumen N° 24

Año 2008



INSTITUTO DE LIMNOLOGÍA "Dr. Raúl A. Ringuelet"
CONICET - UNLP

La Plata, mayo de 2008

NOTAS SOBRE EL CAMBIO AMBIENTAL EN ICTIOLOGÍA

S. E. GÓMEZ

Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia», Av. Angel Gallardo 470 – CP1405DJR,
Ciudad de Buenos Aires, Argentina. sgomez@macn.gov.ar

«.....la respuesta de la vida a la escala de temperaturas es asimétrica, el calor destruye la organización, el frío simplemente... la inmoviliza...»

Ramón Margalef – 1983.

ABSTRACT. In historical and geologic times significant climatic and topographical changes have taken place, the topographical changes are those where it varies the coordinate «z» that corresponds to the altitude or depth of the environment. The climatic changes can produce topographical changes, and in the other hand, topographical changes more rarely produce climatic changes. The human action generates many of these changes and it accelerates them notably. The dynamic interaction in the time of the three factors, climatic, topographical, and human it is what is denominated «environmental change». Inside this mark the dispersion of *Hypostomus commersoni* is analyzed in the east of the pampasia, from 1957 until the present time. New records for *Crenicichla lepidota* and of some species introduced recently: *Ictalurus cf. punctatctus*, *Acipenser cf. baerii* and *Oreochromis sp.*, are given. Great part of the climatic change perhaps is modelable and predictable, but the topographical changes and the human factor have a high grade of randomness, for what the goods of the environmental change are, for the time being, impredecibles.

Keywords: climatic change, topographic change, environmental change, pampasic and patagonian fishes.

INTRODUCCIÓN

El período histórico de la humanidad, aproximadamente 4 milenios antes de Cristo, se desarrolló bajo condiciones geológicas y climáticas que podemos considerar relativamente estables, donde el cambio antrópico más relevante es la construcción de la Gran Muralla China.

En tiempos históricos y geológicos se han producido cambios climáticos (**CC**) y topográficos significativos, los cambios topográficos (**CT**) son aquellos donde varía la coordenada «z», esta coordenada es normal a la gravedad con valor cero a nivel del mar y corresponde a la altitud, o profundidad en los ambientes acuáticos. Los eventos y **CC** pueden producir **CT**, y viceversa, raramente **CT** producen **CC**, la acción humana genera muchos de estos cambios y los acelera notablemente. El objetivo de esta sinopsis es proveer algunos datos propios (**DP**), observaciones y opiniones que contribuyan a modelar un

concepto de cambio ambiental (**CA**) aplicable en ictiología continental.

La temperatura

Según algunos autores desde 1850 aproximadamente el aumento de consumo de combustibles fósiles, motivado por la revolución industrial, generó la acumulación de dióxido de carbono en la atmósfera y el «efecto invernadero», rápidamente se detectó el fenómeno conocido como «calentamiento global», que conceptualmente en la primera década del s.XXI evolucionó en corto tiempo a «cambio climático global». La ecología y la zoogeografía del s.XX se habían desarrollado dentro de una perspectiva de clima estable con variaciones solo estacionales.

En biología acuática la temperatura es el factor abiótico más importante porque condiciona la vida dentro del estrecho límite de -2 a +50 °C, y siempre está relacionada de manera directa o indirecta con todos los fenómenos biológicos, su impor-

tancia radica en que:

1- el aumento de la radiación solar y de la temperatura favorece las floraciones algales, incluso las de cianofitas que producen compuestos tóxicos.

2- la solubilidad de todos los gases disueltos en agua disminuye con la temperatura, mientras que por evaporación aumenta la salinidad y presión osmótica del medio.

3- la temperatura aumenta el metabolismo de los organismos, sus procesos endógenos son más rápidos y consumen más rápidamente el oxígeno.

4- la materia orgánica se degrada más rápidamente con altas temperaturas consumiendo grandes cantidades de oxígeno.

La situación climática actual

Los **CC** en regiones meridionales como es la latitud de la pampasia (38°S) son: un aumento de la temperatura media ambiente estimado en 1°C para los próximos 20 años, un cambio los de vientos dominantes que ya se estableció en el cuadrante este, en el s.XX el aumento promedio del nivel del mar fue del orden de los 10 a 20 cm, mayor erosión de la línea de costa y un aumento de la pluviosidad, aunque los grandes ríos perderán hasta un 30% de su caudal en verano. El dinamismo es tan alto que, por una reciente convención internacional los datos se compilan como referencia y para comparación cada tres décadas.

Los cambios topográficos modificando el clima

Durante el siglo XX algunos **CT** han sido relevantes como la construcción del Canal de Suez, el Canal de Panamá y las represas de Assuán (río Nilo, Egipto) e Itaipú (río Paraná, Brasil-Paraguay). Estos emprendimientos se realizaron sin considerar las consecuencias ambientales a mediano plazo, y próximamente se inaugurará la represa más grande del mundo «Tres Gargantas» (China) sobre el río Yangtzé, con una superficie de 1000 kilómetros cuadrados que es similar a la de Itaipú.

Muy recientemente se determinó que las 52000 represas en el mundo contribuyen en más del 4% del calentamiento global (Lima Iván, *com. pers.*, ver Lima *et al.*, 2007) debido al metano emitido por procesos de difusión y burbujeo, originado por

la descomposición de la materia orgánica de los embales (Lima *et al.*, 2007).

Un caso singular es documentado por Aust (1994), cuando se produjo la falla de la placa brasilica que originó las Cataratas del Iguazú, por aumento de la fricción la temperatura del agua aumentó en un grado centígrado. Si la ictiofauna que quedó restringida aguas arriba de los saltos, soportó condiciones térmicas distintas a las del Paraná, esto podría explicar el muy alto grado de endemismos que se verifica en el noreste de la Argentina (Menni, 2004).

El concepto de cambio ambiental

El ambiente acuático presenta marcadas diferencias con el terrestre, y los vertebrados que lo habitan explotan ampliamente las tres coordenadas espaciales (x, y, z) presentando distintas estrategias para combatir el frío. Entre éstos, los peces son particularmente sensibles a la temperatura que afecta de manera importante alguno de los tres aspectos básicos de su nicho ecológico, ya sea distribución, alimentación o reproducción, y son particularmente afectados por el cambio ambiental. Se denomina cambio ambiental al producto de la interacción dinámica en el tiempo del cambio climático con el cambio topográfico y con la acción humana.

Los cambios topográficos en la pampasia

La pampasia es un sistema muy alterado desde su descubrimiento, los **CT** antrópicos comenzaron con la construcción de la «Zanja de Alsina» en 1876, una excavación de dos metros de profundidad y tres de ancho, desde Tornquist hasta Itailó (sur de Córdoba), destinada a evitar la sustracción del ganado por los indígenas. Del plan original solo se concretaron 374 kilómetros debidos a la tos-cosidad del terreno.

Las tosqueras para la extracción de tierra y fabricación de adobe, utilizado en ranchos y corrales, posteriormente las canteras destinadas a extraer material para los terraplenes de caminos y ferrocarriles alteraron la dirección de la escorrentía y produjeron endicamientos, las represas, los canales que inicialmente desagotaban la baja cuenca del Salado y la desembocadura del río Colorado y los canales más recientes (Mercante, Canal del Oeste y

Ameghino) que conducen al oeste de la pampasia, son una lista de los innumerables **CT**.

Cada zanja o canal implica un terraplén y cada depresión sufre la acción de deflación eólica o la profundización por efecto de los unglados. Estas depresiones se inundan ya sea por alcanzar niveles freáticos, canalizaciones o por el notorio aumento de la pluviosidad, Hoffmann (1989) señala un fuerte desplazamiento hacia el oeste de la isoyeta de 800 mm entre los años 1921-1950 y 1971-1980. Estos cambios en la coordenada z, insignificantes a nivel global alteraron la topografía del ambiente pampásico que actualmente tiene una pendiente promedio del 1%. Un canal que conecta dos cuerpos de agua es un nuevo ambiente acuático de por sí, y una vía por donde se desplaza la fauna. La ictiofauna de los innumerables canales y el curso principal del río Salado casi no se han estudiado.

Algunos cambios topográficos en la Provincia de Buenos Aires

1- las «Canteras de los Talas» (34°58' S, 58° W) excavadas a principios del s.XX para extracción de conchilla se inundaron posteriormente, en la actualidad tienen una rica ictiofauna y comunicación con el Río de la Plata. Han originado publicaciones científicas relevantes, y son un ejemplo claro del **CT** y **CA**, sus rasgos y dinamismo actual han sido estudiados y compilados por Menni (2004).

2- otro **CT** es la Represa Roggero (Partido de Moreno) construida en 1967 sobre el río Reconquista, donde se han registrado varias mortandades masivas de peces atribuibles al manejo inadecuado. La ictiofauna del curso medio y bajo de este río está prácticamente extinta y se conoce a partir de material de colección. (López, 1990) y fotografías periodísticas que documentan mortandades con *Prochilodus* sp. y *Pimelodus* sp. (**DP**).

3- el Embalse Paso de las Piedras (Partido de Tornquist) construido en 1974 en el río Sauce Grande, que parece tener floraciones algales recurrentes, se ha introducido fauna patagónica en 1990 (*Percichthys* sp. y *Salvelinus* sp.) y estas poblaciones actualmente se mantienen, la fauna brasilica está representada por *Oligosarcus* sp., *Astyanax* sp., *Rhamdia* sp. y *Odontesthes* sp. (**DP**).

4- *Crenicichla lepidota*, de distribución parano platense se había documentado en arroyos afluentes del Río de La Plata. Desde el 2000 se encuentra en el lago semi-artificial situado frente a la Cancha Municipal de Golf en los Bosques de Palermo de la CA de Buenos Aires. Este lago tiene conexión con el Río de La Plata y se construyó sobre los antiguos «Bajos de Nuñez». *C. lepidota* originó allí una población estable en la medida que se capturan adultos y juveniles todos los veranos (**DP**). Los únicos ciclidos de éste ambiente previamente eran *Australoheros facetum* y *Gymnogeophagus meridionalis* (**DP**).

Los cambios en Oeste de la Pampasia y Norte de Patagonia

Estas dos regiones están siendo intensamente estudiadas y de hecho son los únicos casos en la Argentina que documentan cambios y movimientos significativos en poblaciones de peces por el **CA**.

En el Oeste de la pampasia entre las encadenadas del Oeste y Gral. Villegas se originaron nuevos cuerpos de agua y otros ampliaron su superficie por **CC** y **CT** y fueron colonizados por un subconjunto de las más euritópicas especies del Salado. Esta región geográficamente es bastante coincidente con el trazado original de la «Zanja de Alsina», el Oeste de la pampasia en el meridiano 64°W ya no es una región seca sin peces, se incluye en la Subregión Brasilica y en sus cuerpos de agua se pueden encontrar hasta 18 especies de peces brasilicos con poblaciones presuntamente en expansión (Gómez *et al.*, 2004; Gómez y Menni, 2005).

Los cambios en Patagonia comenzaron a principios del s.XX con la introducción de salmónidos y posteriormente con la expansión de la ictiofauna brasilica que alcanzó el norte de la Patagonia aparentemente después de 1951 cuando se canalizó la boca del río Colorado.

La situación actual es realmente compleja incluyendo a) la ictiofauna Austral interactuando con salmónidos desde 1904 y sin retrocesos notables hacia el sur, b) **CT** y **CC** significativos desde 1900 y c) un desplazamiento hacia el sur de la ictiofauna Brasilica con al menos nueve especies representadas en o al sur del río Colorado (Ortubay *et al.*, 2004).

La zona litoral de los lagos presenta diferencias térmicas con el epilimnion que

condicionan su uso por parte de los peces. Estas situaciones micro-ambientales de exclusión, tanto espacial como temporal, tendrán repercusión sobre el acceso al alimento, el crecimiento y la depredación. El uso diferencial de la zona litoral es la clave que permite la coexistencia de salmónidos y peces nativos. (Cussac *et al.*, 2005). Es importante el aumento del número de especies brasílicas en Patagonia y hay indicios de deterioro de las poblaciones de salmónidos en su zona norte, se prevé la profundización de la termoclina y la ampliación de las zonas litorales.

Movimientos de peces exóticos

Un efecto humano muy importante es la introducción, transporte y escape de especies exóticas. Las tilapias (*Oreochromis* sp. y *Tilapia* sp.) fueron introducidas durante la década del 90 en Formosa, Corrientes y Misiones, y muy recientemente en el Embalse del Uruguá-í con fines de acuicultura (**DP**), además existe un criadero de *O. niloticus* en el noreste de la Pcia. de Bs. As. (**DP**).

Un caso distinto son los «escapes», recientemente se documentó el esturión, *Acipenser* cf. *baerii*, (Azpelicueta y Almirón, 1999) en la región de Atalaya, y luego un ejemplar de 880 mm en la costanera del Río de La Plata (**DP**-2002). Ejemplares adultos del bagre norteamericano, *Ictalurus* cf. *punctatus*, fueron capturados en el río Alto Iguazú en el 2006 (**DP**, Figura 1). Ambos son casos de introducciones accidentales, no deseadas, producidas presuntamente por escapes de criaderos de países limítrofes, no se sabe si estas especies originarán poblaciones estables. Los escapes de ejemplares adultos de criaderos en general se relacionan con un error en el manejo de compuertas, rotura de tajamares o diseños y canalizaciones más profundas que la cubeta o estanque de cría.

Las especies exóticas son difíciles de identificar por la falta de claves y ejemplares de colección en la Argentina, además *Acipenser* sp. *Oreochromis* sp. y *Tilapia* sp. presentan numerosas formas híbridas de cultivo (Bardach *et al.*, 1990) lo que complejiza su determinación. Las especies introducidas producen nuevas relaciones biológicas, y aunque inicialmente la biodiversidad del ambiente aumenta en general comprimen o fragmentan el nicho de las especies autóctonas.



Figura 1. Único testimonio de la presencia de *Ictalurus* cf. *nebulosus* en territorio argentino. Foto tomada en las cercanías de Colonia Andresito (Misiones), Río Iguazú Superior, 2006.

La Represa de Itaipú fue un **CT** notable sobre el Paraná y posibilitó que *Plagioscion squamosissimus* llegara al Paraná Medio (Bonetto y Maldonado, 1984) extendiéndose actualmente hasta el Delta (López *et al.*, 2003).

Situación de *Hypostomus commersoni* en la pampasia

Estos animales son sedentarios, de tamaño mediano, muy identificables, se capturan fácilmente con las artes comunes de pesca, y no tienen valor deportivo u ornamental, por lo que no son objeto de pesca, cultivo o antropocoria. Si analizamos su distribución en el este de la pampasia vemos que esta citada de manera amplia para «cuenca del río Salado de Buenos Aires» (Ringuelet y Arámburu, 1957) aunque solo se encontraba bien documentada en laguna Vitel (Olivier 1961). Veinte años después se la confirma para laguna Chascomús (Iwaszkiw y Sendra, 1981), posteriormente se la encuentra en Lobos (López, 1987), Monte y Yalca (López y Miquelarena, 1991; López *et al.*, 2001), y con **DP** se agrega a las lagunas de Pila, Chis-Chis y Salada de Monasterio. En total esta documentado para 8 lagunas, López *et al.*, 2006 lo encuentran en las cabeceras del río Samborombón. Muy probablemente ya este distribuido en todo el grupo de las Encadenadas del Este y otras localidades de la pampasia (Figura 2).

Considerando que las Encadenadas del

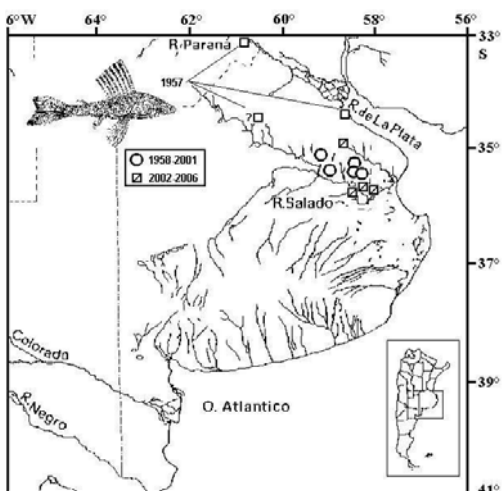


Figura 2. Distribución actual de *Hypostomus commersoni* en la pampasia. En el mapa se han obviado los canales.

Oeste son la región más intensamente muestreada de la Argentina y la poca tolerancia al frío de *H. commersoni*. esta distribución muy incrementada a partir de 1960, puede responder a los numerosos pequeños canales de la baja cuenca del Salado, al aumento de la temperatura y de la pluviosidad.

Las condiciones ambientales actuales de vida de *H. commersoni* y otros peces de la baja cuenca del río Salado son: una temperatura media anual de 14,8°C, una precipitación de 922 mm anuales y una temperatura media para el mes de julio de 4,2 °C considerando la Estación Dolores 36°21'LS, 57°44'W y 9 m.s.n.m.(1961-1991, Servicio Meteorológico Nacional, www@meteofa.mil.gov.ar) Para el estudio de los ambientes y peces de la alta cuenca del río Salado se deben considerar los datos de la Estación Meteorológica Junín.

CONCLUSIONES

Además del aumento de la temperatura, la morfometría y fisiografía características de las lagunas pampeanas va a cambiar por efecto del **CC** y los **CT**, especialmente en las zonas deprimidas como son la Encadenadas del Este y las Encadenadas del Oeste. Las lagunas serán menos numerosas y más grandes. Los peces tendrán períodos de crecimiento más prolongados y la ictiofauna se está desplazando claramente hacia el sur y el oeste. El aumento del nivel del mar aumentará la ero-

sión de la línea de costa y afectará la desembocadura de ríos y arroyos, algunos de los cuales ya están canalizados como el río Colorado y el Samborombón donde se están realizando nuevas obras (Conzono *et. al.*, 2005).

Para peces de aguas templado frías del hemisferio norte se han desarrollado modelos adecuados de respuesta frente al **CA**. Éstos incluyen como factores abióticos básicos el calentamiento, la profundización de la termoclina y la ampliación de la zona litoral que trae aparejado una nueva distribución de los recursos tróficos, las respuestas incluyen el cambio de distribución geográfica, la alteración de parámetros poblacionales como son la temporada reproductiva y el período de crecimiento y las relaciones intra e inter específicas (Shuter y Post, 1990; Jansen y Hesslein, 2004). Este tipo de modelos, con las modificaciones adecuadas, podrían aplicarse en la Argentina a los pejerreyes y salmónidos para su manejo en la actual situación de **CA**.

Los análisis de movimientos de fauna y **CA** necesariamente requieren de datos previos de clima, topografía y distribución de especies. En la Argentina los datos anteriores a 1950 son muy escasos, y estamos limitados al estudio de cambios y situaciones actuales puntuales. Ampliando el concepto de **CC** el de cambio ambiental incluye una importante consideración sobre la topografía y de las interacciones biológicas especialmente las de origen antrópico.

Se propone como norma que en el s.XXI que todos los estudios ictiológicos estén correctamente georeferenciados, incluyan consideraciones topográficas y que una muestra del material se deposite en colecciones ictiológicas reconocidas. Gran parte del cambio climático tal vez sea modelable y predecible, pero los cambios topográficos y el factor humano tienen un alto grado de aleatoriedad, por lo que los efectos del cambio ambiental son, por ahora, impredecibles.

BIBLIOGRAFÍA

- Aust, C. A. 1994. Origen and development of the Iguazu Falls. Posadas, Misiones, 48 pp. (ISBN 950-43-5226-X).
- Azpelicueta, M. M. y A. Almirón. 1999. A sturgeon (Acipenseridae) in temperate waters of the South Hemisphere, Río de la Plata, Argentina.

- Biogeographica*, 75(3): 129-130.
- Bardach, J. E., Ryther J. H. y W. A. McLaren.** 1990. Acuacultura. Crianza y cultivo de organismos marinos y de agua dulce. AGT Editor S.A., México, 741 pp.
- Bonetto, A. A. y G. C. Maldonado.** 1984. La represa de Itaipú y su posible impacto en la ictiofauna paranaense de la Argentina. En: Resúmenes de Comunicaciones VII Jornadas Argentinas de Zoología, Mar del Plata, octubre: 114.
- Conzonno, V., P. Miretzky y A. Fernández Cirelli.** 2005. La teoría de Florentino Ameghino y el plan maestro integral cuenca del río Salado en el tramo de la desembocadura en la Bahía de Samborombón. Propuesta de construcción de un dique de retención. *Biología Acuática*, 22: 71-75.
- Cussac, V., S. Ortubay, S. Gómez, J. Aigo, M. E. Lattuca y M. Battini.** 2005. La importancia de la temperatura para los peces de patagonia. En: Libro de resúmenes del Tercer Congreso Argentino de Limnología, Chascomús, 31 de octubre- 2 de noviembre de 2005, pp 142.
- Gómez, S. E. y R. C. Menni.** 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la pampasia (Argentina central). *Biología Acuática*, 22: 151-156.
- Gómez, S. E., P. S. Trenti y R. C. Menni.** 2004. New fish populations as evidence of climate change in former dry areas of the pampa region (Southern South America). *Physis Sec. B (136-137)*: 43-44.
- Hoffmann, J. A.** 1989. Las variaciones climáticas ocurridas en la Argentina desde fines del siglo pasado hasta el presente. Servicio Meteorológico Nacional (FAA). Serie Divulgación 15: 1-9.
- Iwazkiw, J. M. y E. D. Sendra.** 1981. Nuevas citas para la ictiofauna de la laguna de Chascomús y análisis de las relaciones merísticas en *Gymnogeophagus australis* (Gosse) (Cichlidae) y *Plecostomus commersoni* (Val.) (Loricariidae). *Limnobiós*, 2(4): 247-252.
- Jansen, W. y R. H. Hesslein.** 2004. Potential effects of climate warming in fish habitats in temperate zone lakes with special reference to Lake 239 of the experimental lakes area (ELA), north-western Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 70: 1-22.
- Lima, I. B. T., F. M. Ramos, L. A. W. Bambace y R. R. Rosa.** 2007. Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A Developing Nation Perspective. *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change* DOI 10.1007/s11027-007-9086-5.
- López, G. R., E. M. Fernández, R. A. Ferriz y C. A. Bentos.** 2006. Ictiofauna de dos arroyos de la alta cuenca del río Samborombón, Pcia. de Buenos Aires, República Argentina. En: Resúmenes del IV Congreso de Ecología y Manejo de Eco-sistemas Acuáticos Pampeanos, Chascomús, pag 28.
- López, H. L.** 1987. Apuntes ictiológicos de la laguna de Lobos (Pcia. de Bs. As.). *Boletín de la Asociación Argentina de Limnología*, 5: 15-16.
- López, H. L.** 1990. Apuntes ictiológicos del río Reconquista (Pcia. de Buenos Aires). *Boletín de la Asociación Argentina de Limnología*, 7: 25-26.
- López, H. L. y A. M. Miquelarena.** 1991. Los Hypostominae (Pisces: Loricariidae) de Argentina. En: *Fauna de Agua Dulce la República Argentina*, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, 40(2): 1-64.
- López, H. L., R. C. Menni y A. M. Miquelarena.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica n° 5, ProBiotA. La Plata, Bs. As., 85 pp.
- López, H. L., C. R. M. Baigún, J. M. Iwaskiw; R. L. Delfino y O. H. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad de La Plata, Serie Ambiente y Desarrollo, La Plata, Argentina, 75 pp.
- Menni, R. C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, N°5, 316 pp.
- Olivier, S. R.** 1961. Estudios limnológicos en la Laguna Vitel (Partido de Chascomús, Bs. As., Arg.). *Agro*, 3(6): 1-128.
- Ortubay, S., V. Cussac, S. Gómez y G. Iglesias.** 2004. Cambio ambiental y peces Brasileños en la Patagonia extrandina. En: Libro de resúmenes de II Reunión Binacional de Ecología, 31 de octubre-5 de noviembre de 2004, pp 130.
- Ringuelet, R. A. y R. H. Aramburu.** 1957. Enumeración sistemática de los vertebrados de la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de Asuntos Agrarios, La Plata, Argentina, Publicación 119: 1-94.
- Shuter, B. J. y J.R. Post.** 1990. Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fish. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 314-336.

ENSAYOS DE TOXICIDAD DE SEDIMENTOS CON *Hyaella pseudoazteca* CON COBRE COMO TÓXICO DE REFERENCIA

A. GIUSTO, A. SALIBIÁN Y L. FERRARI

Programa de Ecofisiología Aplicada, Dpto. Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján, Argentina
lferrari@mail.unlu.edu.ar

ABSTRACT. The suitability of *Hyaella pseudoazteca* as a test organism for sediment toxicity bioassays and the employment of the sediment from Las Flores stream as a solid control matrix were evaluated. The animals were collected from Las Flores stream and acclimated to the conditions of the laboratory. The toxicity of spiked sediments with two concentrations of Cu^{2+} (25 y 75 mg Cu^{2+} /Kg dry sediment) was tested. The samples used were physicochemically analyzed and their contaminants content determined. The assay was run with five replicates on each treatment at constant temperature and photoperiod ($23\pm 1^\circ\text{C}$; 16L/8D). The exposition time lasted ten days and for each replicate it was determined survival, biomass (dry weight) and length increase rates as end points. On the assay's initial and final time, hardness, pH, DO, NH_4^+ concentration, and conductivity were measured. The statistical significance relative to control was evaluated by means of ANOVA and Tukey's comparison test. No effect on survival was registered. There was a significant decrease of the biomass of the animals exposed to 75 mg Cu^{2+} /Kg. The length showed a tendency to decrease in both concentrations. From the obtained results it could be concluded that *Hyaella pseudoazteca* is a sensitive species for the assessment of spiked sediment toxicity assays with Cu^{2+} , being this toxic apt as reference in assays with this species. Las Flores stream's sediment proved to be adequate as negative control sediment because of its negligible level of chemical pollution and its granulometric composition.

Keywords: sediment toxicity bioassays, spiked sediment, amphipoda, *Hyaella pseudoazteca*, Copper.

Palabras clave: bioensayos de toxicidad de sedimentos, sedimentos adicionados, anfípodos, *Hyaella pseudoazteca*, Cobre.

INTRODUCCIÓN

Cuando los tóxicos son liberados a un cuerpo de agua superficial, se distribuyen entre la fase líquida y la particulada depositándose durante largos periodos de tiempo en los sedimentos del fondo. Un sedimento contaminado puede definirse como aquel que contiene sustancias químicas en exceso en relación a criterios geoquímicos y/o toxicológicos de calidad (Burton, 2002). A nivel regional la caracterización ecotoxicológica de los sedimentos se determina evaluando en ellos los niveles de los contaminantes considerados como prioritarios, sin tener en cuenta otros factores tales como posibles interacciones entre ellos, biodisponibilidad, resuspensión e impacto sobre la estructura y funcionamiento de las comunidades asociadas a ellos (Ronco *et al.*, 2000).

Los bioensayos son una herramienta útil para la evaluación de la toxicidad de

los sedimentos ya que los organismos de ensayo responden de manera integrada a los efectos adversos de las mezclas químicas con las que están en contacto, siendo sus resultados complementarios de los físico-químicos. Su incorporación en programas de monitoreo biológico de calidad toxicológica en Argentina requiere del desarrollo e instrumentación de diversos aspectos, tales como generación de metodologías adecuadas adaptadas a nuestras necesidades, aprovechando la experiencia existente en otros países tanto en lo metodológico como en la información en banco de datos, selección de ensayos según las especies a utilizar, efectos a evaluar, niveles de organización, objetivo de la evaluación, entre otros aspectos (Ronco *et al.*, 1995).

Los protocolos estandarizados para la realización de bioensayos con sedimentos utilizan como especie de ensayo al anfípodo *Hyaella azteca* (Ingersoll *et al.*, 1998).

No obstante es necesario adecuar los mismos a especies nativas. En este trabajo se utilizó como organismo prueba a *Hyalella pseudoazteca* (González y Watling, 2003), anfípodo representativo de las asociaciones zoobentónicas en ambientes de Sudamérica Austral. En el caso de ensayos de toxicidad con organismos bentónicos la técnica con sedimentos adicionados (*spiked sediment toxicity test*) es la más apropiada para caracterizar respuesta a sedimentos contaminados (EC, 1997).

El Cu^{2+} es un metal habitualmente hallado en sedimentos; sus niveles guía se encuentran entre 35 y 197 mg/Kg de sedimento seco (CEQG, 2002). El uso de este metal es atractivo como tóxico de referencia en bioensayos de monitoreo toxicológico de sedimentos ya que los riesgos sanitarios asociados a su manipulación son relativamente bajos (EC, 1995) y los organismos *test* son sensibles al mismo (Suedel *et al.*, 1996; Borgmann y Norwood, 1997; Vecchi *et al.*, 1999).

La bibliografía referida a bioensayos de toxicidad de sedimentos registra una amplia gama de matrices control, desde sedimentos tomados de ambientes naturales no contaminados (como en nuestro caso) hasta sedimentos sintéticos (EC, 1995; Borgmann *et al.*, 2001; McDonald y Haynes, 2001; Pasteris *et al.*, 2003).

En éste trabajo se evaluó la utilidad de *H. pseudoazteca* como organismo en bioensayos de toxicidad con sedimentos adicionados con Cu^{2+} ; también se estudió al sedimento del arroyo Las Flores (cuenca alta del río Luján), para su uso como matriz control sólida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un ensayo de sobrevivencia y crecimiento de 10 días de duración. Los animales fueron expuestos a sedimentos adicionados con dos cantidades de Cu^{2+} . Para el diseño experimental se utilizaron los protocolos de EC (1997) y US EPA (2000) con modificaciones.

Cultivo y mantenimiento de los animales

Los anfípodos utilizados fueron colectados del arroyo Las Flores, donde se los halla asociados a macrófitas *Egeria densa* y *Ceratophyllum demersum* (Casset *et al.*,

2001). En el laboratorio se realizó una separación inicial de las dos especies que co-habitan en dicho arroyo (*H. pseudoazteca* e *Hyalella curvispina*). Los ejemplares de *H. pseudoazteca* se mantuvieron hasta el inicio de los bioensayos en recipientes de plástico con agua potable, junto con algunas macrófitas del lugar. Se agregó alimento triturado para peces cada 3 días, semanalmente se renovó el 50% del volumen de agua y se removió el alimento residual.

El cultivo se mantuvo en laboratorio (durante 15 días) con temperatura y fotoperíodo constantes ($23 \pm 1^\circ\text{C}$ y 16L/8O) en agua no clorada de dureza moderada (80 - 90 mg $\text{CO}_3\text{Ca/L}$). Diez días antes del inicio del ensayo se seleccionó un *pool* de individuos menores a 3 mm de longitud, que fue llevado a una cámara experimental (con igual régimen de temperatura y fotoperíodo) en agua reconstituida moderadamente dura (MHW) de la siguiente composición (mg/L): NaHCO_3 , 96; $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 60; MgSO_4 , 60; KCl, 4; pH, 7,4 - 7,8; dureza, 80 -100 mg $\text{CO}_3\text{Ca/L}$ (US EPA, 1993).

Colección y manipulación del sedimento

Los sedimentos fueron tomados del fondo del arroyo Las Flores ($59^\circ 07'\text{O}$ y $34^\circ 29'\text{S}$) mediante draga. Se tomaron aproximadamente 15 Kg de sedimento (hasta 15 cm de profundidad), en 3 sitios distanciados entre sí por aproximadamente 3 m. El total del sedimento colectado se homogeneizó manualmente y se conservó en refrigerador durante 24 h. Luego se extrajo la hojarasca y macrofauna, y se homogeneizó nuevamente. Se tomaron tres submuestras y se determinó la composición química, el contenido de poluentes, la relación peso seco/peso húmedo (PS/PH) (Pasteris *et al.*, 2003), humedad, contenido de materia orgánica y composición granulométrica mediante el método de la pipeta de Robinson (Lopretto y Tell, 1995).

Preparación de los sedimentos adicionados con Cu^{2+}

El agregado del tóxico al sedimento se realizó incorporando al mismo el volumen necesario de una solución stock de 10 g Cu^{2+}/L (como CuSO_4) en MHW. El control fue adicionado con MHW.

Las concentraciones de Cu^{2+} (nominales) alcanzadas fueron: 0 (control), 25 y

75 mg Cu²⁺/Kg sedimento seco. La adición del tóxico al sedimento se realizó en pasos sucesivos de acuerdo al procedimiento de Pasteris *et al.* (2003). La relación volumen de agua de dilución:volumen de sedimento fue 2:1,5.

Dieciocho días previos al inicio del ensayo (*día -18*) se mezclaron 700 ml de sedimento con 1 L de MHW y el volumen requerido de solución stock de Cu²⁺ en un recipiente de polipropileno de 4 L de capacidad. Para el sedimento control se procedió de igual forma reemplazando la solución stock por agua MHW.

Los recipientes se conservaron en heladera herméticamente cerrados durante 18 días. Cada 4 días se homogeneizaron manualmente por 5 minutos utilizando una cuchara de acero inoxidable.

Veinticuatro horas previas al comienzo del ensayo (*día -1*) se descartó el sobrenadante de cada recipiente, se homogeneizó y separó una alícuota para determinar la concentración inicial de Cu²⁺, luego el contenido de cada recipiente se fraccionó en 5 réplicas que se prepararon con 100 ml del sedimento y 190 ml de MHW.

Todas las réplicas fueron colocadas en la cámara de ensayo, cubiertas con placas de vidrio a fin de minimizar la evaporación, dejándolas equilibrar durante 24h.

Descripción del bioensayo

A tiempo inicial (*día 0*) en cada réplica de ambos tratamientos y en el control se colocaron 10 individuos de *H. pseudoazteca* tomados al azar del grupo que se encontraba en aclimatación. Se separó también un grupo de 20 animales para realizar mediciones de longitud y peso seco inicial.

Durante el tiempo de exposición los animales fueron alimentados periódicamente con alimento para peces triturado interrumpiéndose la alimentación 48 h antes de la finalización del ensayo.

A tiempo final de exposición (*día 10*) los puntos finales (*endpoints*) considerados fueron: sobrevivencia y crecimiento (biomasa y longitud) relativos al tiempo inicial.

Se contó el número de individuos vivos, se los fijó en formol al 2% y se midió longitud desde la base de la primera antena hasta el final del telson mediante calibre digital bajo lupa (precisión < 0,01 mm).

Se determinó la biomasa y se la expresó como peso seco/individuo sobreviviente por tratamiento. El peso seco se obtuvo colocando los grupos de animales pertenecientes a una misma réplica en estufa a 60°C durante un tiempo no menor a 24 h.

Algunas submuestras de sedimento control y tratadas fueron observadas bajo microscopio para evaluar presencia de organismos.

Caracterización fisicoquímica del medio de ensayo

El sedimento del arroyo Las Flores fue caracterizado por Ronco *et al.* (comunicación personal) para componentes mayoritarios, minoritarios y contaminantes.

A tiempo inicial y final de ensayo se determinaron oxígeno disuelto, pH y conductividad mediante sensores (oxímetro Hanna ($\pm 0,1$ mg/L); pHmetro Mettler ($\pm 0,01$), conductímetro Consort C532 ($\pm 0,1$ μ S/cm) respectivamente); además se determinó concentración de NH₄⁺ (*kit* de reactivos Merck Spectroquant, 1.14752) y dureza (método volumétrico, *kit* de reactivos Merck Aquamerck, 1.08039).

A tiempo final se tomaron muestras de sedimento y de agua de una de las 5 réplicas de cada tratamiento y control para la determinación de la concentración efectiva de Cu²⁺ por Espectrofotometría de Absorción Atómica con aspiración directa en llama aire-acetileno (Método 3111B, APHA, 1995).

Análisis estadístico

La normalidad de la distribución fue evaluada mediante el *test* de Shapiro Wilks, la homogeneidad de varianza por el *test* de Levene. La significatividad de las diferencias entre tratamientos para longitud y biomasa se analizó por ANOVA de un factor con comparaciones de Tukey y en el caso de la sobrevivencia se utilizó el *test* de Kruskal Wallis (Zar, 1999). Se usó el paquete estadístico Infostat. El nivel de significatividad fue del 95%.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se indican el contenido de materia orgánica, humedad, relación PS/PH y composición granulométrica del sedimento del arroyo Las Flores. La humedad se halla dentro del rango habitual

Materia orgánica*	Humedad (n= 9)	PS/PH (n= 9)	Porcentaje de componentes
5,3	48,3 ± 0,9	0,52 ± 0,01	Arena 47,0 Arcilla 36,4 Limo 17,4

Tabla 1. Proporción de materia orgánica (%), humedad (%; media ± DS), relación peso seco/peso húmedo (PS/PH; media ± DS) y granulometría del sedimento (%) del arroyo Las Flores. * Ronco et al. (com. pers.).

en este sitio con un nivel relativamente elevado de materia orgánica. La composición granulométrica indicó que se trata de un sedimento franco (MESL, 2001), con potencialidad en la retención de metales pesados.

La concentración efectiva de Cu^{2+} en el sedimento adicionado fue cercana a la nominal y permaneció estable durante el tiempo de ensayo confirmando que el nivel de exposición al tóxico fue prácticamente constante (Tabla 2).

[Cu^{2+}]		
Nominal	Efectiva inicial	Efectiva final
0	4	4
25	23	27
75	74	76

Tabla 2. Concentración de cobre nominal y efectiva (inicial y final) en sedimento. Valores en $\text{mg Cu}^{2+}/\text{Kg}$ sedimento seco.

En la Tabla 3 se muestran los parámetros registrados en la matriz acuosa al inicio y al final de cada tratamiento. El aumento de OD fue significativo en controles y en el grupo de 25 $\text{mg Cu}^{2+}/\text{Kg}$, en tanto que la concentración de amonio disminuyó significativamente. Estos parámetros no registraron diferencias en el grupo de mayor concentración (75 $\text{mg Cu}^{2+}/\text{Kg}$).

Parámetros	Grupos Experimentales					
	control		25 $\text{mgCu}^{2+}/\text{Kg}$ sed.		75 $\text{mgCu}^{2+}/\text{Kg}$ sed.	
	T0	T10	T0	T10	T0	T10
pH	7,97 +0,21	9,26 +0,06*	7,88 +0,17	9,39 +0,23*	7,70 +0,12	8,40 +0,05*
OD	6,98 +0,46	9,56 +0,92*	6,80 +0,43	14,72 +2,52*	6,72 +0,26	7,50 +0,14
NH_4^+	1,76 +0,11	0,18 +0,08*	1,94 +0,30	0,12 +0,04*	1,42 +0,08	1,60 +0,66
Dureza	90,0 +0,4	144 +10*	90,0 +0,7	113 +10*	90 +0	144 +20*
Conductividad	433,4 +32,0	601,4 +32,6*	430,2 +34,8	545,6 +16,2*	407,6 +8,2	594,2 +6,5*

Tabla 3. Caracterización fisicoquímica de la matriz acuosa (OD (mg/L); NH_4^+ (mg/L); dureza ($\text{mgCO}_3\text{Ca/L}$); conductividad ($\mu\text{S/cm}$)) a tiempo inicial (T0) y final (T10) de exposición. Valores medios ± DS (n=5).

* diferencia estadísticamente significativa entre T0 y T10 para cada grupo y parámetro evaluado ($p < 0,05$).

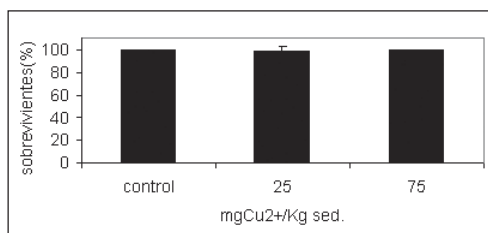


Figura 1. Porcentaje de anfípodos sobrevivientes a tiempo final en cada tratamiento. Valores expresados como media ± DS.

En todos los grupos hubo un aumento significativo de la conductividad, la dureza y el pH.

No se registraron efectos sobre la sobrevivencia por exposición a Cu^{2+} (Figura 1). Sin embargo el crecimiento disminuyó de manera significativa tanto en longitud como en peso (biomasa). El grupo control incrementó su longitud un 12% en relación al tiempo inicial, en cambio en los individuos expuestos a 25 y a 75 $\text{mg Cu}^{2+}/\text{Kg}$ el incremento fue de aproximadamente un 6%, no diferenciándose del grupo

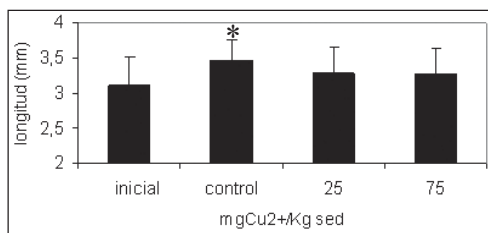


Figura 2. Longitud (mm) del grupo inicial y de cada condición experimental a tiempo final. Valores expresados como media ± DS. * indica diferencias significativas con respecto al grupo inicial según la prueba de comparaciones de Tukey ($p < 0,05$).

inicial (Figura 2).

En cuanto a la biomasa, en los tres

grupos se observó un aumento con respecto al inicial. Sin embargo, mientras que en el grupo control los individuos duplicaron su peso seco con respecto al tiempo inicial, en el grupo expuesto a 75 mg Cu²⁺/Kg solo lo hicieron en aproximadamente un 50%. El grupo expuesto a la concentración menor no mostró diferencias de peso en relación al control (Figura 3).

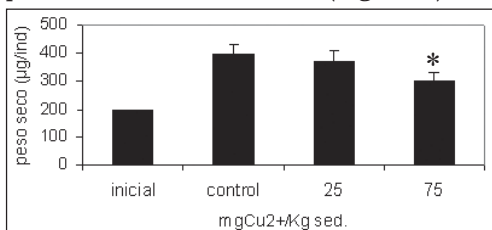


Figura 3. Biomasa expresada como peso seco (µg/individuo) del grupo inicial y de cada condición experimental a tiempo final. * indica diferencias significativas con respecto al grupo control según la prueba de comparaciones de Tukey (p < 0,05).

DISCUSIÓN

De acuerdo a las recomendaciones de Environment Canada (EC, 1995) un sedimento control es esencialmente aquel en el que la especie de ensayo sobrevive en los controles experimentales. El mismo puede ser colectado en cualquier área no contaminada y debe satisfacer los requerimientos del tamaño de grano para la especie de ensayo. Sus propiedades físico-químicas y niveles basales de los elementos traza de interés deben ser determinados. En muchas ocasiones el sitio de recolección es el mismo en el que los organismos de ensayo son encontrados.

De acuerdo a la información química el contenido de metales del sedimento del arroyo Las Flores indicó el siguiente orden de abundancia: mayoritarios: Fe > Ca > K > Mg > Mn > Na. No se registró presencia de sulfitos, cianuros ni hidrocarburos. Las determinaciones de pesticidas organoclorados, organofosforados y piretroides alcanzaron valores menores a los límites de detección (2 µg/Kg) (Ronco *et al.*, manuscrito enviado para su publicación). Este sedimento puede caracterizarse como no poluido en relación a niveles guía de calidad de sedimentos (Mac Donald *et al.*, 2000). En particular el contenido de Cu²⁺ se encuentra dentro del rango esperado para materiales típicos de la corteza te-

rrestre (Frink, 1996), pudiendo utilizarse como sedimento control en protocolos de bioensayos de sedimentos adicionados con este metal como tóxico referente.

Además, dicho arroyo resulta muy ventajoso para la provisión de sedimento blanco o control debido a su composición granulométrica que provee un sustrato con capacidad para la adsorción de metales, minimizándose la resuspensión de los mismos en la columna de agua. Esta condición permite una estimación más realista del efecto tóxico en evaluaciones ecotoxicológicas de riesgo de la biota asociada a sedimentos de la región por contaminación con metales pesados (APHA, 1995).

Sin embargo el uso de sedimento fresco como matriz sólida control puede ofrecer la desventaja de incluir su comunidad asociada. En este caso en particular, la presencia de organismos fotosintetizadores en las muestras evaluadas podría explicar el aumento del OD en la fase acuosa y la disminución del nivel de amonio. La variabilidad causada por esta condición, no factible de cuantificar, agrega un posible factor de incertidumbre al ensayo. En experimentos realizados con sedimento secado y rehidratado del mismo arroyo no se registró este efecto (Giusto, comunicación personal).

En relación al incremento registrado de dureza, conductividad y pH de la matriz acuosa a tiempo final de ensayo, éste podría atribuirse a la resuspensión de sales y electrolitos contenidos inicialmente en el sedimento, ya que el efecto evaporativo puede considerarse despreciable debido a que los recipientes permanecieron tapados durante todo el ensayo.

La identificación de efecto tóxico causado por un metal pesado mediante la técnica de adición al sedimento es un método relativamente robusto, puesto que si no hay cambios con respecto al control es razonable asumir que el elemento agregado al sedimento no causó toxicidad; por el contrario, si se produce un incremento de la toxicidad indudablemente se debe al metal adicionado (Borgmann, 2000).

Borgmann y Norwood (1997) reportaron para *H. azteca* expuesta durante 4 semanas a concentraciones de 74 a 300 mg Cu²⁺/Kg sedimento seco, y para ensayos con sedimentos adicionados con cobre entre 74 y 1868 mg/Kg de una sema-

na de duración, porcentajes de supervivencia mayores al 90%. Estos autores observaron efectos sobre el crecimiento a partir de una concentración de 363 mg/Kg en animales expuestos por cuatro semanas. Nuestros resultados en cuanto a sobrevivencia son comparables con los reportados para *H. azteca* con igual concentración. Para la misma especie Milani *et al.* (2003) en exposición crónica a cobre en un sistema de *spiked sediment* reportaron efectos sobre el crecimiento, como concentración inhibitoria 25%, a 76 mg Cu²⁺/Kg. Si bien las condiciones experimentales no son similares a las seguidas en este estudio, nuestros resultados indicaron un nivel de sensibilidad comparable entre *H. azteca* e *H. pseudoazteca*.

Esta es una primera contribución a la evaluación de toxicidad por metales con *H. pseudoazteca*. Bajo nuestras condiciones experimentales esta especie resultó sensible al Cu²⁺ adicionado al sedimento control. Es importante considerar que la concentración de efecto (75 mg Cu²⁺/Kg) se halla por debajo del nivel probable de efecto (PEL) para Cu²⁺ en sedimentos de agua dulce (MacDonald *et al.*, 2000; CEQG, 2002). Nuestros resultados sugieren que el Cu²⁺ puede ser utilizado como tóxico referente en bioensayos con *H. pseudoazteca*.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto financiado por la ANPCyT (PICT N° 14129/03) y la Universidad Nacional de Luján.

BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association (APHA)**. 1995. Standard methods for examination of water and wastewater. 19th ed. APHA-AWWA.WPCF. Washington D.C.
- Borgmann, U.** 2000. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: bio-accumulation toxicity relationships, water concentrations and sediment spiking approaches. *Aquatic Ecosystem Health Management*, 3: 277 - 289.
- Borgmann, U. y W.P. Norwood.** 1997. Toxicity and accumulation of zinc and copper in *Hyalella azteca* exposed to metal-spiked sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1046 - 1054.
- Borgmann, U., R. Néron y W.P. Norwood.** 2001.

- Quantification of bioavailable nickel in sediments and toxic thresholds to *Hyalella azteca*. *Environmental Pollution*, 111: 189-98.
- Burton, G. A. Jr.** 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3: 65-75.
- Casset, M.A., F.R. Momo y A.D.N Giorgi.** 2001. Dinámica poblacional de dos especies de anfípodos y su relación con la vegetación acuática en un microambiente de la cuenca del río Luján. *Ecología Austral*, 11: 79-85.
- CEQG (Canadian Environmental Quality Guidelines).** 2002. Summary of Existing Canadian Environmental Quality Guidelines. www.ccme.ca/assets/pdf/e1_06.pdf
- EC (Environment Canada).** 1995. Guidance document on measurement of toxicity test precision using control sediments spiked with a referent toxicant. Environmental Protection Service, Ottawa, ON, Report EPS 1/RM/30, 56p.
- EC (Environment Canada).** 1997. Biological test method: test for survival and growth in sediment using freshwater amphipod *Hyalella azteca*. Environmental Protection Series, Report EPS 1/RM/33, 56p.
- Frink, C.R.** 1996. A perspective on metals in soils. *Journal of Soil Contamination*, 5: 329 - 359.
- González, E.R. y L. Watling.** 2003. A new species of *Hyalella* from Brazil (Crustacea: Amphipoda: Hyallellidae), with redescrptions of three other species in the genus. *Journal of Natural History*, London, 37: 2045-2076.
- Ingersoll, C.G., E.L. Brunson, F.J. Dwyer, D.K. Hardesty y N.E. Kembli.** 1998. Use of sublethal endpoints in sediment toxicity test with the amphipod *Hyalella azteca*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 1508-1523.
- Lopretto, E.C. y G. Tell.** 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio, tomo I. Ediciones Sur.
- MacDonald, D.D., C.G. Ingersoll y T.A. Berger.** 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39: 20-31.
- McDonald, B.G. y P.A. Haynes.** 2001. Silica sand as an artificial control sediment in a 20 day *Neanthes arenaceodentata* toxicity test. *Environmental Toxicology*, 16: 172-176.
- MESL (MacDonald Environmental Sciences Ltd.).** 2001. *Hyalella azteca* sediment toxicity test, solid-phase microtox toxicity test, metals analyses of whole sediment and pore water, and physical characterization of sediments of the Calcasieu estuary, Louisiana. Report for CDM Federal Programs Corporation. 73 pp.
- Milani, D., T.B. Reynoldson, U. Borgmann y J. Kolasa.** 2003. The relative sensitivity of four benthic invertebrates to metals in spiked-sediment exposures and application to contaminated field sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22: 845-854.
- Pasteris, A., M. Vecchi, T.B. Reynolgsen y G. Bonomi.** 2003. Toxicity of copper-spiked sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): a comparison of the 28-day re-

- productive bioassay a 6-month cohort experiment. *Aquatic Toxicology*, 65: 253-265.
- Ronco, A.E., M.C. Sobrero, P.R. Alzuet, G.D. Bulus Rossini y B. Dufka.** 1995. Screening for sediment toxicity in the Río Santiago basin: A base line study. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 10: 35-39.
- Ronco, A. C. Camilión y M. Manassero.** 2000. Metales pesados en sedimentos de fondo de arroyos de la franja costera sur bonaerense. *Gerencia Ambiental*, 70: 856-862.
- Ronco, A.E., L. Peluso, M. Jurado, G. Bulus Rossini y A. Salibián.** Screening of sediment pollution in tributaries from the Southwestern coast of the Río de la Plata estuary. Enviado.
- Suedel, B.C., E. Deaver y J.H. Rodgers Jr.** 1996. Experimental factors that may affect toxicity of aqueous and sediment-bound copper to freshwater organisms *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 30: 40-46.
- US EPA (Environmental Protection Agency).** 1993. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. (4th Ed). Environmental Monitoring Systems Laboratory, U.S. EPA, Cincinnati, Ohio. EPA /600/4-90/027F.
- US EPA (Environmental Protection Agency).** 2000. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Office of Science and Technology. Office of Water, Report, EPA 600/R-99/064.
- Vecchi, M., T.B. Reynoldson, A. Pasteris y G. Bonomi.** 1999. Toxicity of copper-spiked sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): comparison of the 28-day reproductive bioassay with an early-life-stage bioassay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18: 1173-1179.
- Zar, J.H.** 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey 661 pag.

PRODUCCIÓN INTENSIVA DE OVAS EMBRIONADAS DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*) A PARTIR DE REPRODUCTORES MANTENIDOS EN CAUTIVERIO

G. E. BERASAIN, C. A. VELASCO, F. MIR Y D. PADÍN

Estación Hidrobiológica Chascomús, Dirección Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras y
Desarrollo del Delta del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires.
berasain@infovia.com.ar

ABSTRACT. The aim of this work was the obtainment of *Odontesthes bonariensis* eggs from broodstocks reared in captivity since they hatched. The experiment took place from September 2005 to April 2006 during this time fish were kept in two circular tanks of 20 m² (A1 and A2), with water salinity of 9 g/l and 3,6 times/day water volume changes. Water temperature varied from 17 to 22,5°C. Broodstocks were fed with artificial food twice a day at 1% of body weight/day. The initial densities were 20,4 (A1) and 18,7 (A2) ind/m². The male/female relationship was 1,02 (A1) and 0,86 (A2). Mean standard length of A1 reproducer was 293,1mm and 286,3mm in A2. Mean weight was 322 g (A1) and 306,4 g (A2). From A1 7.868.550 eggs with a 74,31 % fertilization rate and 6.061.790 with 75,11 % fertilization rate in A2 were obtained. During the first fifteenth of October the greater percentage of eggs was collected 25.01 % in A1 and 29.14 in A2. Each A1 female spawned 39.942 eggs in average and 32.208 in A2. Reproducers survival rates were 96,98 % and 94,66 % (A1 and A2). Finally we think that massive egg production with a high fertilization rate is possible from high densities of reproducers reared in captivity.

Keywords: aquaculture, pejerrey, broodstocks, intensive eggs production.

Palabras Clave: acuicultura, pejerrey, reproductores, producción intensiva, ovas.

INTRODUCCIÓN

La piscicultura del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) se inició en la ciudad de Chascomús en 1904 (Tulián, 1909) y a partir de ese momento comenzó un programa de siembra en diversos cuerpos de aguas provinciales, nacionales e internacionales, debido a la gran importancia de su pesca comercial y deportiva (Boneto y Castello, 1985; Marini y Mastrarrigo, 1963), convirtiéndose en la especie de aguas continentales más emblemática de la Argentina (López *et al*, 1991; López y García, 2001).

En 1943 se inauguró la Estación Hidrobiológica Chascomús (EHCh), dependiente del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires. Este establecimiento se dedicó a continuar e intensificar el repoblamiento de diferentes cuerpos de agua de la provincia de Buenos Aires y de otras provincias con ovas y larvas de pejerrey obtenidas a partir de

reproductores silvestres de la laguna Chascomús, según las técnicas descritas por Ringuelet (1943, 1957) y Marini y Mastrarrigo (1963).

Como consecuencia de la disminución de la población de pejerreyes de la laguna Chascomús, a partir de 1979 la obtención de ovas provenientes de reproductores silvestres se llevó a cabo en otras lagunas de la provincia de Buenos Aires como la Salada Grande (General Madariaga y General Lavalle), Gómez (Junín), Alsina y Cochicó (Guaminí), Hinojo (Trenque Lauquen) y Chasicó (Villarino) (Berasain *et al*, 1999), haciéndose cada vez más difíciles dichas tareas y aumentando considerablemente los costos de los programas de repoblamiento. Esta actividad se realizó con importantes limitaciones, mediante el uso de técnicas de fecundación artificial poco eficientes basadas en una laboriosa selección de ejemplares maduros y una ineficiente e impredecible recolección de sus gametas (Miranda y Somoza, 2001),

con tasas de fecundación que frecuentemente no superaban el 25 %, debido fundamentalmente al escaso volumen de esperma, la amplia variabilidad en la proporción de espermatozoides viables y la dificultad de capturar simultáneamente ejemplares maduros de ambos sexos en las proporciones adecuadas. No obstante, en los últimos años se produjeron importantes avances en la tecnología de la reproducción artificial del pejerrey (Espinach Ros, 2002; Espinach Ros y Seigneur, 2002).

El control de la reproducción es esencial para la producción masiva de larvas y esto permitiría la independencia del medio silvestre, la formación de planteles «domesticados» y la selección de caracteres deseables tales como velocidad de crecimiento, tolerancia a la manipulación y resistencia a las enfermedades (Miranda y Somoza, 2001; Strüsmann, 1989), pero para el caso del pejerrey, la producción masiva de larvas representó uno de los cuellos de botella que restringieron la expansión de la acuicultura de esta especie (Reartes, 1995).

Los primeros datos sobre reproducción natural en cautiverio se remontan a la década del 40, (González Regalado y Mastrarrigo, 1948; Mac Donagh, 1946). Pero es recién a partir de principios de la década de 1980 que se comenzaron a realizar los primeros trabajos de cultivo y a mantenerse reproductores en cautiverio para lograr desoves naturales (Berasain *et al*, 1998, 2000; Luchini *et al*, 1984; Porcaro *et al*, 2001; Reartes 1995).

En definitiva, las primeras experiencias con el fin de obtener en forma masiva ovas embrionadas a partir del mantenimiento de reproductores de pejerrey en cautiverio fueron realizadas en el marco del convenio entre JICA (Agencia de Cooperación Internacional del Japón), MAA (Ministerio de Asuntos Agrarios) y Conicet (Comisión Nacional de Ciencia y Técnica) (Miranda *et al*, 2006), dentro del proyecto: «Investigación y Desarrollo de la Acuicultura y propagación del Pejerrey» (2002-2005). Durante el desarrollo de este proyecto se mejoraron notablemente las técnicas de formación y manejo de planteles de reproductores y se produjeron importantes avances en la obtención masiva de ovas embrionadas a partir del desove natural de reproductores mantenidos en cautive-

rio.

En este trabajo se presentan los resultados de una experiencia cuyo objetivo fue evaluar la producción de ovas embrionadas en forma masiva a partir de pejerreyes de 22 meses de edad criados en forma intensiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los reproductores utilizados en esta experiencia se obtuvieron de un plantel criado desde su nacimiento en la EHCh. Los mismos, a partir del año de edad fueron mantenidos en un estanque de 80.000 litros, con circulación continua de agua, aireación y alimentados con balanceado para trucha. A fines de Agosto de 2005, a los 22 meses de edad, se realizó una selección de reproductores. Los mismos fueron capturados con redes de malla fina y colocados en una batea de 60 litros donde se anestesiaron con benzocaína con una concentración de 100 ppm. para luego seleccionar los machos espermiantes y las hembras con claros signos de madurez sexual (mayor tamaño, abdomen distendido, ovario palpable y poro genital prominente).

Los reproductores seleccionados fueron colocados en dos estanques circulares 20.000 litros de capacidad cada uno, con un diámetro de 5 metros y una superficie de 20 m², cubiertos parcialmente con mediasombra. En el tanque A1 se colocaron 200 machos y 200 hembras, mientras que en el tanque A2 se colocaron 175 machos y 192 hembras. Las densidades de siembra fueron de 20,4 individuos por m² para el estanque A1 y 18,7 individuos por m² para el estanque A2. La experiencia se llevó a cabo desde el 1° de Septiembre de 2005 al 30 de Abril de 2006.

Se utilizó agua de pozo con una salinidad de 9 gramos por litro y flujo de agua de 3.000 litros por hora con un recambio del volumen de agua de 3.6 veces por día. El ingreso del agua se hizo en forma paralela al borde del estanque y la salida a través de un caño central con orificios.

El agua se oxigenó a través de un soplador y dos veces por día (a las 8:00 y a las 16:00 hs.) se registró la temperatura. Dos veces por semana se realizó la limpieza del fondo de los estanques mediante sifoneado con caños de 2 pulgadas de diá-

metro.

Los reproductores fueron alimentados dos veces por día (9:00 y 16:00 horas), en forma manual, en un porcentaje del 1 % en relación al peso corporal. Este porcentaje se incrementó o se redujo de acuerdo a la demanda observada. Se utilizó alimento balanceado para trucha tipo Crumble n° 3, con 47 % de proteínas, 13 % de extracto etéreo, 2 % de fibra cruda, vitaminas y minerales. La cantidad total de alimento entregado fue de 186 kilos en A1 y 175 en A3 (Tabla 1).

Diariamente se recolectaron los huevos del caño central de salida de agua y del fondo de los estanques con rastrillos plásticos. Luego se procedió al lavado de la masa de huevos con agua limpia y a la separación de los huevos por frotación entre los dedos de las manos. Posteriormente según la relación 200 ovas por cm³ (González Regalado y Mastrarrigo, 1948; Ringuelet, 1957) se calculó la cantidad de ovas obtenidas en cada estanque y se tomó una muestra de aproximadamente 300 ovas para cuantificar con lupa binocular la cantidad de ovas fecundadas y no fecundadas. Finalmente se procedió a la incubación de los huevos hasta su nacimiento.

Al final de la experiencia se calculó el porcentaje mensual de huevos fecundados.

En la mitad de la experiencia se muestrearon quince ejemplares de cada estanque y se tomaron las siguientes medidas: Lst = longitud estándar en mm, Ltotal = longitud total en mm y peso en g.

Durante la experiencia se registró el número de individuos muertos y al finalizar la misma se calculó el porcentaje de supervivencia.

Mes	Estanque	
	A 1	A 2
Septiembre	19.85	19.95
Octubre	21.40	21.40
Noviembre	25.70	24.65
Diciembre	26.25	22.90
Enero	26.40	23.40
Febrero	24.75	22.00
Marzo	26.55	23.60
Abril	15.30	17.63
Total	186.20	175.53

Tabla 1. Cantidad de alimento entregado mensualmente, en kilogramos.

RESULTADOS

La temperatura del agua del estanque A1 varió entre 17 y 21°C a las 8:00 horas, con un promedio de 19,5°C ± 0.89, en cambio a las 16:00 horas la temperatura varió entre 17,5 y 22,5°C, siendo el promedio de 20,3°C ± 1.17. Para el tanque A2 la temperatura del agua varió entre 17 y 21,5 a las 8:00 horas, con un promedio de 19,5°C ± 0.89, en cambio a las 16:00 horas la temperatura varió entre 17,5 y 22°C, siendo el promedio de 20,1°C ± 1.07.

Los promedios y sus respectivos desvíos de longitud estándar, longitud total y peso, a los 26 meses de edad, se pueden observar en la Tabla 2.

Estanque	Lst	Desv.	Ltot	Desv.	P g.	Desv.
	mm.	st.	mm.	st.		st.
A 1	293,1	22,5	335,1	24,8	322,0	73,6
A 2	286,3	19,8	327,7	22,2	306,4	65,3

Tabla 2. Longitud estándar (Lst mm.), longitud total (Ltot mm.) y peso (P) con sus respectivos desvíos a los 26 meses de edad.

Durante la experiencia se recolectaron del estanque A1 7.868.550 ovas y del estanque A2 6.151.700, las que sumadas dan un total de 14.020.250. No se hallaron huevos en el estanque A1 en 9 oportunidades y en el estanque A2 en quince hasta el día 14 de Abril, fecha en la cual salvo dos ocasiones, los reproductores dejaron de reproducirse.

El promedio diario de huevos obtenidos hasta el 17 de Abril (último día que se reprodujeron), fue de 35.604 y 28.348 para los estanques A1 y A2 respectivamente. Si tenemos en cuenta que en A1 había 197 hembras y en A2 191 y consideramos que todas desovaron en algún momento durante la experiencia, podemos estimar que en promedio cada una desovó 39.942 huevos en el estanque A1 y 32.208 huevos en el estanque A2. La mayor cantidad diaria de huevos para ambos estanques se obtuvo en el mes de Octubre, el día 1° para el estanque A2 (134.000) y el día 21 para el tanque A1 (160.000). Si tenemos en cuenta la cantidad de ovas recolectadas por quincena, en la primera quincena de Octubre se obtuvieron los mayores valores para ambos estanques (Tabla 3).

El mayor porcentaje del total de ovas se obtuvo en el mes de Octubre en ambos

Estanque	A1	A1	A1	A2	A2	A2
Quincena	n° de huevos	% fertilidad	Desv st.	N° de huevos	% fertilidad	Desv st.
1° Septiembre	501800	72.76	15.17	378000	82.55	8.48
2° Septiembre	1049000	77.27	7.94	791000	74.90	9.56
1° Octubre	1229250	76.27	5.69	1034500	75.09	6.77
2° Octubre	739000	72.76	7.31	758000	75.73	8.58
1° Noviembre	753000	76.97	5.53	615200	80.73	7.20
2° Noviembre	375000	76.80	6.11	392000	76.73	10.05
1° Diciembre	246400	70.70	9.60	252000	74.86	6.88
2° Diciembre	321800	73.47	8.65	485400	70.47	10.81
1° Enero	457700	72.09	7.44	168500	72.97	9.06
2° Enero	260800	74.48	8.10	139900	72.23	5.51
1° Febrero	535400	73.27	9.43	122800	65.18	12.71
2° Febrero	495400	73.91	10.42	224600	73.98	7.12
1° Marzo	438000	75.03	9.70	411400	73.94	9.72
2° Marzo	290600	81.57	5.63	254000	80.98	6.09
1° Abril	165400	65.49	21.69	121400	75.41	14.74
2° Abril	10000	73.98	0.05	3000	80.80	0.00
Total/promedio	7868550	74.18	8.65	6151700	75.41	8.33

Tabla 3. N° de huevos recolectados y porcentaje de fertilidad quincenal.

estanques (Figura 1). En cambio un segundo período reproductivo se produjo en el mes de Febrero en el estanque A1 y en Marzo en A2. Las menores cantidades se obtuvieron en la 2° quincena de Abril (3.000 huevos en A2 y 10.000 en A1).

Respecto a los porcentajes de fecundidad, los mayores valores de los promedios quincenales se obtuvieron en la 1° quincena de Septiembre para el estanque A2 (82,55% \pm 8,48) y en la 2° quincena de Marzo para el estanque A1 (81,57 % \pm 5,63), en cambio los valores menores fueron en la 1° quincena de Abril para A1 (65,49 % \pm 21,69) y en la 1° quincena de Febrero para el estanque A2 (65,18 % \pm 12,71). Si tomamos en cuenta todo el pe-

ríodo de la experiencia, se puede observar que el mayor porcentaje de huevos fecundados se registró en el tanque A2 donde la relación machos/hembras es menor que en el tanque A1 (1,02 y 0,86 respectivamente). Para el estanque A1, el promedio del porcentaje de fecundación fue del 74,31 % y en el estanque A2 del 75,11 %. El promedio del porcentaje de fecundación entre los dos estanques fue del 74,71 % (Tabla 2).

Durante el desarrollo de la experiencia se murieron doce ejemplares en el estanque A1 y diecinueve en el tanque A2, resultando una supervivencia del 96,98 % en el tanque A1 y del 94,66 % en el tanque A2.

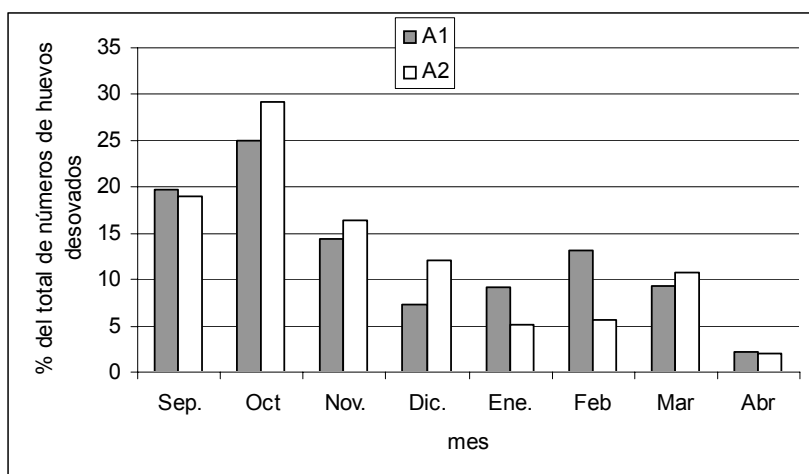


Figura 1. Porcentajes mensuales sobre el total de los huevos recolectados en ambos estanques.

DISCUSIÓN

Los promedios de la temperatura del agua de los estanques en esta experiencia estuvieron dentro del rango en el cual es mayor la actividad reproductiva del pejerrey en cautiverio (18 y 20 °C, Del Valle, 1993) y fue similar a la registrada por Miranda *et al.* (2006) para dicho periodo (16.2 a 18.1°C).

Los valores promedios de longitudes y pesos obtenidos para los reproductores de los dos estanques, pueden considerarse muy buenos comparados con los obtenidos en otras experiencias y por otros autores (Berasain *et al.*, 2001; Luchini *et al.*, 1984; Miranda *et al.*, 2006), siendo levemente superiores los valores de los ejemplares del estanque A1.

Durante el desarrollo de esta experiencia se observaron dos periodos reproductivos siendo el de primavera mayor que el de fines de verano principio de otoño, hecho que concuerda con lo citado por otros autores (Boschi y Fuster de Plaza, 1959; Calvo y Morriconi, 1972; Strüssmann, 1989; Miranda y Somoza, 2001).

En este trabajo se registró la mayor relación de huevos obtenidos por hembra de dos años de edad (39.942 en A1 y 32.208 en A2) en comparación a los 2000 huevos por hembra obtenidos por el Laboratorio de Piscicultura de Kanagawa, (Informe técnico, 1982), los 5000 huevos por hembra en tres meses obtenidos por Miranda *et al.* (2006) y los 18000 huevos por hembra de tres años de edad obtenidos por Toda *et al.* (1995), siendo un factor clave los altos valores de longitud y peso alcanzado por los reproductores a los 26 meses de edad.

Es importante destacar el alto porcentaje de fecundación promedio alcanzado en esta experiencia (74,71%) comparado con los obtenidos por otros autores que utilizaron una mayor relación de machos por hembras, por ejemplo Miranda *et al.* (2006) obtuvieron un 52% de fecundación con una relación de 1.5 machos por hembra y el promedio de fecundación de la Prefectura de Kanagawa fue del 50% (Ohashi, com. pers.). Otros autores han utilizado 2 o 3 machos por hembra (Del Valle, 1993) o de 1,5 a 2 machos por hembra (Toda *et al.*, 1995). Los resultados obtenidos en este trabajo están indicando que la relación de un macho por hembra es aconsejable para poder aprovechar una

mayor cantidad de hembras por estanque.

Utilizando esta metodología de producción de huevos comprobamos que no es necesario colocar en los estanques donde se mantienen los reproductores, redes, nidos o plantas acuáticas para que se adhieran los huevos (Del Valle, 1993, Porcaro *et al.*, 2001; Toda *et al.*, 1995), debido a que fácilmente son observados y retirados del fondo del estanque, sobre todo en la parte central.

Se observó que la técnica de separación de los huevos en forma manual es más adecuada por ser más rápida y con mejores resultados posteriores, debido a que los huevos no se vuelven a adherir como cuando se realiza el corte mecánico con tijera.

La mortalidad de ambos estanques durante el desarrollo de la experiencia puede considerarse mínima para un periodo de reproducción tan extenso. Las muertes ocurrieron principalmente al principio de la experiencia, hecho que puede atribuirse al stress por el manipuleo que se realizó durante el sexado y traslado a los estanques donde se desarrollaron las experiencias y al final de la misma, luego de reproducirse durante siete meses y medio y cuando pasaron a consumir menos cantidad de alimento. Es posible reducir esta mortalidad mejorando las condiciones de manejo de los reproductores.

En este trabajo se comprobó la factibilidad de obtener en forma masiva, ovas embrionadas a partir de reproductores de pejerrey criados en forma intensiva lo que nos permite contar con huevos y larvas de pejerrey durante una buena parte del año. Los nuevos desafíos serán poder sincronizar la puesta de huevos en periodos más cortos, con el fin de poder planificar la producción de huevos, alevinos y el alimento vivo o plancton para las crías. Además en próximas experiencias se controlará la calidad de los huevos a lo largo de toda la temporada de reproducción y la evolución de la incubación de estos huevos para evaluar los porcentajes de eclosión de las larvas vivas normales y su supervivencia hasta la primera alimentación.

AGRADECIMIENTOS

Al personal de la Estación Hidrobiológica de Chascomús, especialmente a

Guillermo Toffani y Julio Cepeda por su dedicación incondicional.

BIBLIOGRAFÍA

- Berasain, G., D. C. Colautti y C. A. Velasco.** 2000. Experiencias de cría de pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, durante su primer año de vida. *Revista Ictiología*, 8(1/2): 1-7.
- Berasain, G., C. A. M. Velasco y D. Colautti.** 1998. Experiencias de cultivo intensivo de larvas, juveniles y reproductores de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *En: 1º Taller Integral sobre el recurso Pejerrey en la Provincia de Buenos Aires*, MAA, Chascomús, Argentina: 43-47.
- Berasain G., C. A. Velasco y D. Colautti.** 2001. Experiencias de cultivo intensivo de larvas, juveniles y reproductores de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 33-40 pp.
- Berasain G., C. A. Velasco y M. Chiclana.** 1999. Historia de la piscicultura del pejerrey en Chascomús. 1º Jornada de Historia de Chascomús, 1779-1999, 14 y 15 de diciembre de 1999, 20 pp.
- Bonetto, A. A. y H. P. Castello.** 1985. Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina. Monografías de la OEA n° 31, erie Biología, Programa Regional Desarrollo Científico y Técnico, Washington, USA: 1-118.
- 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.
- 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.
- Del Valle, A. E.** 1993. Cría de pejerrey en Japón. Informe de beca a Japón (Nov.-Dic. 1991), 3: 43-51. Centro de Ecología Aplicada de Neuquén, Argentina, Informe Técnico 10.
- Espinach Ros, A.** 2002. Avances en la tecnología para la propagación del pejerrey, *Odontesthes bonariensis*. II. Procesamiento e incubación de ovas fecundadas. Segundas Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, La Plata. Noviembre de 2002.
- Espinach Ros, A. y G. N. Seigneur.** 2002. Avances en la tecnología para la propagación del pejerrey, *Odontesthes bonariensis*. I. Conservación de gametas y fertilización artificial. Segundas Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, La Plata. Noviembre de 2002.
- González Regalado, T. y V. Mastrarrigo.** 1948. Piscicultura. El pejerrey. Dirección Piscicultura, Pesca Interior, Ministerio Agricultura Nacional, Argentina, publicación Miscelánea n° 268: 1-52.
- Informe Técnico.** 1982. Informe sobre el Pejerrey del Laboratorio de Piscicultura de Kanagawa. Prefectura de Kanagawa, Japón, 22 pp.
- López, H. L. y M. L. García.** 2001. Aspectos históricos e importancia del pejerrey bonaerense: 15-20. *En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 13-20 pp.
- López, H. L., M. L. García y C. Togo.** 1991. Bibliografía de los pejerreyes argentinos de agua dulce. Situación ambiental de la Provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental, Comisión Investigaciones Científicas, La Plata, Argentina, 1(6): 1-72 pp.
- 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.
- Mac Donagh, E. J.** 1946. Piscicultura del pejerrey en el arrozal de la Facultad de Agronomía de La Plata. *Revista Facultad Agronomía de La Plata*, Argentina, XXVI (1946): 33-51.
- Marini, T. L. y V. Mastrarrigo.** 1963. Recursos acuáticos vivos. Vol. II. Piscicultura: 267-328. *En: Evaluación de los Recursos Naturales de Argentina*, tomo VII, apéndice, (1º etapa), Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, Argentina.
- Miranda L. A., G. E. 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.
- Miranda, L. A. y G. M. Somoza.** 2001. Biología reproductiva del pejerrey *Odontesthes bonariensis*: Diferenciación sexual y endocrinología de la reproducción. Aspectos básicos y su potencial aplicación en acuicultura: 41-45. *En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 41-45 pp.
- Porcaro, G., J. Imeroni, P. Sanzano, H. Pettinato y E. D'Amico.** 2001. Desove natural del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en estanques mediante el uso de plantas naturales: 62-64. *En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 62-65 pp.
- Reartes, J.** 1995. El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*): métodos de cría y cultivo masivo. *COPESCAL (FAO) Documento Ocasional*, 9: 1-35.
- Ringuelet, R. A.** 1943. Piscicultura del Pejerrey o Atherinicultura, Colección Agro, Volumen 6, Editorial Suelo Argentino, Buenos Aires, Argentina, 162 pp.
- Ringuelet, R. A.** 1957. Cartilla de piscicultura. Ministerio de Asuntos Agrarios, La Plata, Argentina 108: 1-19.
- Strüssmann, C. A.** 1989. Basic studies on seed production of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Tesis Doctoral, Universidad de Pesquerías de Tokio, Tokio, 351 pp.
- Toda K., N. Tonami, N. Yasuda y S. Suzuki.** 1998. Cultivo del pejerrey en Japón. Ed. Prel. De Técnicas de cultivo del pejerrey, publicada en Japón por la New Fish Development Association. 69 pp.
- Tulián, E.** 1909. Piscicultura argentina. Sus comienzos. 1904-1909. *The Standard*: 1-7.

USOS Y PERCEPCIÓN DE PROBLEMAS EN EL BALNEARIO MUNICIPAL DE LA CIUDAD DE AZUL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

J. GONZÁLEZ CASTELAIN; F. PELUSO; E. USUNOFF Y L. RODRÍGUEZ

*Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA-CIC-MA). Azul, Provincia de Buenos Aires
josegc@faa.unicen.edu.ar*

ABSTRACT. The Azul River, which crosses the Azul City (60.000 inhabitants), forms an artificial pond of about 7ha. used as a recreational and landscaping resource that is often being evaluated by the community and local authorities from its environmental and sanitary viewpoints. In order to contribute for generating management guidelines, a perception study over a sample of the population (N=1388) was carried out aimed at assessing the intensity of use as well as the existence and level of importance of environmental problems. The relationship between uses and problems was evaluated by means of the contingency coefficient. 58% of the interviewed people declared not to use the recreational resort. The remainder mentioned uses without direct contact with the water (long walks 41%), or other entertaining activities (34%), whereas bathing (26%) and fishing (20%) represent those which imply contact with the water, all of them during summertime. The use during winter is quite limited (14%). The environmental problems perceived as most important are the water quality degradation from garbage along the banks and in the water body, the water turbidity, and mud on the river bed. On the other hand, the sanitary quality of the water was selected as a problem of certain degree of risk for those activities that implied a direct contact with the water. It may be concluded that there exists a negative perception on the water quality, related to aesthetic and organoleptic criteria. Such facts allow putting forward actions of broader impact aimed at improving the quality of the site and attracting new users.

Keywords: Azul River. Swimming hole. Recreational use. Perception of environmental problems. Environmental management.

Palabras Clave: Arroyo del Azul. Balneario. Uso recreativo. Percepción de problemas. Gestión ambiental.

INTRODUCCIÓN

El Arroyo Azul (provincia de Buenos Aires) atraviesa la ciudad homónima (60.000 habitantes), donde forma un espejo de agua artificial de 7 has, utilizado como Balneario Municipal por la población local. Este recurso recreativo y paisajístico es promovido como un atractivo turístico de la ciudad. Por este motivo, es frecuentemente evaluado desde el punto de vista ambiental y sanitario por la comunidad y las autoridades municipales.

El Balneario Municipal, visto como un ambiente integral utilizado para diversos usos, genera uno de los conflictos más notorios sobre la calidad del agua del arroyo del Azul, dada la recurrencia y constancia del tema en el sentir de la población y los medios masivos de comunicación, particularmente en período estival. La percepción negativa de su calidad ambiental afectaría la presión de uso, en de-

trimento del rol social que cumple como espacio recreativo popular.

En las prácticas actuales de la gestión ambiental, se considera un requisito metodológico imprescindible la incorporación de la opinión de los diferentes actores sociales. Orientado hacia este objetivo, este estudio pretende realizar un aporte para mejorar la gestión del Balneario Municipal de Azul a partir del conocimiento de la percepción que la población tiene del mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para relevar la percepción que la población tiene de los problemas ambientales que afectan al Balneario Municipal, se efectuó una encuesta de tipo descriptiva, de corte transversal único (Lininger y Warwick, 1978) cuya unidad muestral fue la manzana catastral. Las poblaciones objetivo fueron las familias integrantes de las

unidades habitacionales seleccionadas. Las encuestas se distribuyeron regularmente sobre toda la planta urbana. El esfuerzo de muestreo fue de una encuesta por manzana, seleccionando la vivienda de modo aleatorio simple (Lininger y Warwick, 1978). Este procedimiento asumió que la información de la misma es representativa del conjunto de la población objetivo para la unidad muestral. La cantidad total de encuestas relevadas fue de 1388.

La encuesta contenía un listado de usos potenciales y de problemas ambientales presentes en el Balneario. El entrevistado debía asignar a cada uno un grado relativo de importancia según cuatro categorías (alto, medio, bajo y nulo), las cuales no fueron formalmente definidas sino que se dejaron libradas a la consideración subjetiva del encuestado. De esta manera se intentó relevar la real asignación del nivel de importancia percibido por el respondente según su saber y entender. Los usos listados fueron: paseo (caminatas, en bicicleta), esparcimiento en verano y/o en invierno (juegos de niños, picnics, deportes), baño en el agua del arroyo y pesca. Los problemas listados fueron: presencia de basura en el agua y/o orillas, presencia de barro en el lecho, mala calidad del agua desde el punto de vista organoléptico, mala calidad del agua desde el punto de vista sanitario, presencia de vegetación en el agua, deficiencias de los servicios brindados en el área. De esta forma, se relevó información acerca del tipo e intensidad de uso, y del grado de percepción de los problemas (gravedad del problema), a los fines de intentar determinar qué tipo de problema condiciona cada tipo e intensidad de uso.

La información emergente de las encuestas se discriminó entre la aportada por la subpoblación usuaria normal del Balneario (aquella que por lo menos realiza uno de los usos indicados, aún con baja intensidad) y por la subpoblación de no usuarios (que no realizan nunca ningún uso). Los resultados se analizaron utilizando técnicas no paramétricas simples (test de X^2 : pruebas de independencia y de bondad de ajuste).

A fin de dar mayor claridad a la información relevada, y a partir de diversas observaciones surgidas del análisis de los datos, se consideró la alternativa de agrupar las categorías alta+media por un lado, y baja+nula por otro, aplicando las mismas técnicas antes mencionadas.

Para cuantificar la fuerza de la relación entre distintos problemas percibidos y usos, se utilizó el coeficiente de contingencia entre intensidad de uso y gravedad de los problemas, el que se puede interpretar como un factor de dependencia entre ambas o bien como un índice de sensibilidad de cada uso a la gravedad de cada problema (Siegel, 1982).

RESULTADOS

Considerando a todo el conjunto de encuestas como grupo homogéneo, los resultados muestran que la gravedad percibida de los problemas es elevada; la gravedad «alta» es asignada por el 50 al 60% de los entrevistados para los problemas basura en el agua, basura en la orilla, barro y agua sucia, y por más del 40 % en los problemas vegetación y calidad sanitaria (Figura 1). Por el contrario, la percepción de la

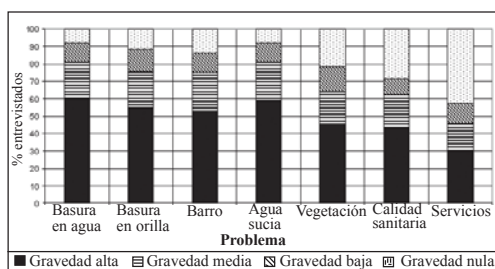


Figura 1. Resultado del relevamiento de percepción de la gravedad de problemas en el Balneario Municipal de Azul por parte de la población. Total de entrevistas: 1388 viviendas.

calidad de los servicios difiere significativamente de los otros problemas, dado que muchos entrevistados los consideraron de gravedad nula (43%) (prueba de independencia, $p < 0.01$). La calidad sanitaria del agua tiene una doble consideración ya que más del 44 % de los entrevistados la calificó como de alta gravedad, pero un 29 % lo hizo como de gravedad nula.

El 58% de los encuestados se declaró no usuario del Balneario (Figura 2). Las actividades más importantes que la población realiza en el Balneario, considerando todas las intensidades, resultaron ser paseo (41%) y esparcimiento en el verano (34%), y en menor grado baño (26%) y pesca (20%). Decididamente es un lugar re-

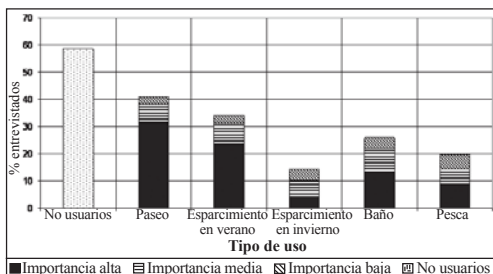


Figura 2. Usos del Balneario Municipal de Azul. Población consultada: 1997 viviendas.

creativo de verano, principalmente de paseo, ya que el 98% de los usuarios así lo consignaron. El uso en el invierno es muy limitado (14 % del total, 34 % de los usuarios, y no con alta intensidad de uso). Las actividades recreativas con contacto directo (baño y pesca) fueron seleccionadas por el 62% y 47% de los usuarios respectivamente, y de los que seleccionaron esas opciones, el 52% y el 42% lo hicieron optando por la intensidad «alta» (prueba de bondad de ajuste, $p < 0.01$).

La comparación de la percepción de los problemas entre la subpoblación de usuarios y la de no usuarios presentó diferencias significativas. Los no usuarios perciben con una gravedad mayor que los usuarios todos los problemas relevados, aunque el porcentaje de gravedad nula en ambos casos no difiere (prueba de homogeneidad, $p < 0,01$). Para los no usuarios la gravedad media y baja de los problemas se ve reducida, y aumentada la gravedad alta (Figura 3). De cualquier forma, tanto usuarios como no usuarios coinciden en identificar como problemas de mayor gravedad los referidos a la basura en el agua y a la baja calidad organoléptica de agua,

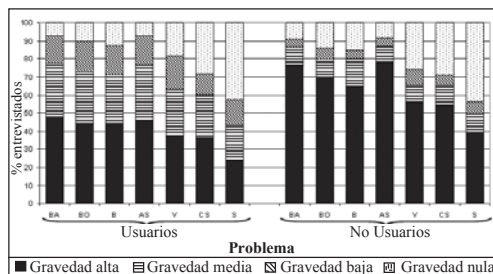


Figura 3. Percepción de los problemas en el Balneario Municipal de Azul discriminando entre usuarios y no usuarios del lugar. BA: basura en el agua; BO: basura en la orilla; B: barro; AS: agua sucia; V: vegetación; CS: calidad sanitaria del agua; S: calidad de los servicios.

y perciben que los servicios brindados y la calidad sanitaria del agua constituyen los problemas menos graves.

Según la distribución de la frecuencia de uso medida en la subpoblación de usuarios por las cuatro categorías de intensidad, se pueden discriminar tres tipos de perfiles diferentes (Figura 4): los usos principales, como paseo y esparcimiento en verano, con una mayor cantidad de respuestas de intensidad de uso alta; los usos infrecuentes,

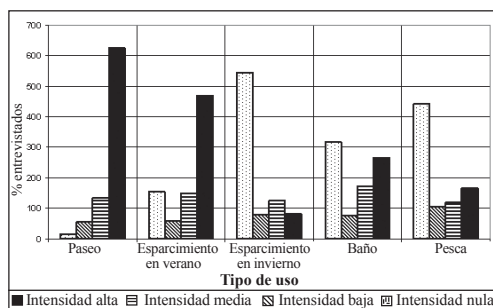


Figura 4. Perfiles de uso del Balneario Municipal de Azul relevados entre la población usuaria.

	Paseo	Esparcimiento en verano	Esparcimiento en invierno	Baño	Pesca	No usuarios
Basura en el Agua	0,024	0,212	0,080	0,206	0,071	0,159
Basura en la Orilla	0,057	0,168	0,105	0,191	0,099	0,109
Barro en el lecho	0,059	0,141	0,065	0,088	0,085	0,140
Agua Sucia	0,060	0,209	0,059	0,168	0,080	0,185
Vegetación en el lecho	0 ⁽¹⁾	0,153	0,178	0,230	0,157	0,037
Calidad sanitaria del agua	0,006	0,185	0,035	0,272	0,076	0,084
Servicios	0,009	0,306	0 ⁽²⁾	0,109	0,007	0,080
Suma	0,206	1,373	0,523	1,264	0,575	0,794

Asociaciones positivas (sinergismo): ⁽¹⁾ = 0,124; ⁽²⁾ = 0,106.

Tabla 1. Coeficiente de contingencia entre usos y percepción de los problemas, agrupando las categorías alto+medio y bajo+nulo.

raros o esporádicos, como el esparcimiento en invierno y la pesca, con una mayor cantidad de respuestas de intensidad de uso nula; y los usos intermedios como el baño, con una cantidad semejante de usuarios altos y nulos, y una menor cantidad de usuarios de intensidad media y baja.

La aplicación del coeficiente de contingencia a las relaciones intensidad de uso – percepción del problema permite identificar que los usos de esparcimiento en verano, baño y los no usuarios muestran una mayor sensibilidad a todos o a la mayoría de los problemas. Los usuarios del lugar como paseo son los que menor dependencia muestran con los problemas (Tabla 1).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Entender los usos y valores del agua es necesario para atender a los conflictos que pudieran suscitarse con relación a ese medio (Kakoyannis y Stankey, 2002). De acuerdo con Martin y Pendelton (2002), para lograr una efectiva estrategia de gestión de los ambientes acuáticos a partir de las demandas recreativas de los mismos, lo primero que los tomadores de decisión deben conocer es cómo el público usa y percibe esos ambientes.

Es evidente que existe una percepción negativa sobre la calidad del agua y del lugar en cuanto a la higiene de ambos, aunque la gravedad percibida de la calidad sanitaria es menor, teniendo un mayor peso los problemas estéticos (presencia de basura en agua y orilla, baja calidad organoléptica, barro y vegetación en el lecho). En un relevamiento previo de percepción en el área de estudio (Peluso y Usunoff, 1997), y del cual el presente trabajo es un estudio complementario focalizado en el Arroyo del Azul y su uso recreacional, ya se había revelado esa percepción negativa sobre la calidad del agua superficial en el área; esto muestra que, diez años después, la percepción se mantiene.

La existencia de un mayor número de usuarios que utilizan el lugar durante el verano como área de esparcimiento pero que no lo utilizan para baño podría ser una consecuencia de esa percepción negativa de la gente sobre la calidad del agua. La bibliografía refiere la asociación entre la percepción estética del agua y el uso de la misma, específicamente el uso recreativo

con contacto directo. Smith *et al.* (1995) demostraron una alta correlación positiva entre el buen aspecto del agua y la predisposición al uso de la misma para baño.

Coincidentemente, la subpoblación no usuaria del lugar muestra una percepción de problemas más agravada. Este agravamiento de la percepción negativa de los no usuarios del Balneario no puede explicarse por información técnica o por el acceso a la misma, dado que ésta estaría igualmente disponible tanto a usuarios como a no usuarios. De todas formas la percepción, objeto de este relevamiento, es una sensación interior que resulta de una impresión material hecha en nuestros sentidos, y por ello subjetiva y personal y no estaría necesariamente vinculada al conocimiento de información técnica, concreta u objetiva.

La percepción agravada en los no usuarios podría explicarse por tres hipótesis diferentes, no comprobadas, o bien a una conjunción de todas ellas. Por un lado, es posible que la percepción más negativa que demuestran los no usuarios sea la causa del rechazo al uso del espacio recreativo; es decir, el no usuario es más sensible o siente un mayor desagrado hacia las condiciones en que se encuentra el lugar. Por otro lado, es posible que el no usuario magnifique la situación, tal vez porque la no concurrencia al sitio implique que su percepción es indirecta a través de comentarios y experiencias ajenas negativas (amigos, vecinos, medios de comunicación), o bien por alguna visita esporádica cuyo impacto le resultó muy negativo. Estas dos hipótesis presuponen que el uso (o no uso) del lugar es respuesta de la percepción de los problemas. Como tercer hipótesis puede plantearse que la menor percepción de problemas por parte de los usuarios resulta de una minimización de su gravedad como forma de justificación del uso del espacio recreativo. En este caso, si bien no puede decirse que la percepción es consecuencia del uso, por lo menos supone una interdependencia entre ambas variables.

El uso como paseo es el que menos asociación presenta con la percepción de los problemas, mientras que los que presentaron asociaciones más importantes fueron el esparcimiento en verano (con la calidad de los servicios) y el baño (con la calidad sanitaria del agua). Estos resultados coinciden con los obtenidos por Smith

et al. (1995) donde expresan la asociación entre el uso del ambiente y la percepción sobre el mismo. Así, para un uso recreativo con contacto directo la calidad sanitaria del agua es un atributo muy tenido en cuenta por los bañistas mientras que para los usos recreativos sin contacto, el foco de atención se dirige a otros factores «externos» al agua. De todas maneras, se debe resaltar que la «asociación» no representa una relación causal unidireccional. La encuesta no confirma si el uso condiciona la percepción o viceversa.

En el trabajo de percepción realizado en el área hace una década se destacaba que la importancia atribuida a cada problema estaba muy sujeta a los tipos de perjuicios que la gente percibía que esos problemas le podían ocasionar (Peluso y Usunoff, 1997). La diferenciación en la percepción revelada por este trabajo entre usuarios y no usuario, y, dentro de los usuarios, entre bañistas y no bañistas, sería confirmatoria de los resultados de las encuestas previas.

BIBLIOGRAFÍA

- Kakoyannis, C. y G. Stankey.** 2002. Assessing and evaluating recreational uses of water resources: implications for an integrated management framework. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-536. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 59 pp.
- Lininger, C. y D. Warwick.** 1978. La Encuesta por Muestreo: Teoría y Práctica. Compañía Editorial Continental S.A., C.E.C.S.A., 405 pp.
- Martin, L. y L. Pendelton.** 2002. Perceptions of environmental quality and risk in beach recreation. University of Southern California. Manuscrito no publicado accesible en la web en <http://www.sccoos.org/docs/riskperceptions.pdf>.
- Peluso F. y E. Usunoff.** 1997. Perception analysis on the water resources quality in Azul, Buenos Aires province, Argentina. *Journal of Environmental Hydrology*. 6: 1-9.
- Siegel, S.** 1982. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta. Ed. Trillas, México, 344 pp.
- Smith D., G. Crocker y K. McFarlane.** 1995. Human perception of water appearance. Clarity and colour for bathing and aesthetics. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29: 29-43.

LOS HUMEDALES PAMPEANOS COMO HERRAMIENTAS PARA PRESERVAR LAS LAGUNAS

A. J. MARIÑELARENA

*Investigador adjunto Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires
Instituto de Limnología «Raúl Ringuelet»
alemar@ilpla.edu.ar*

ABSTRACT. Wetlands are ecosystems with known potential for particulate material retention. Many water bodies develop near shore wetlands or reed belts supported by external natural or artificial incomes from the drainage basin. The influent slows down and the particulate material sediments and is mineralized avoiding a damage to the water body. In a study done in a reed belt of Las Perdices pond, which receives municipal wastewaters from San Miguel del Monte city, it was concluded that in a surface of 2 - 3 Ha, the influent organic matter could be mineralized, the dissolved oxygen recovered and the inorganic nitrogen and soluble phosphorus concentrations reduced, under certain conditions. Knowing the involved process it is possible to design «tailored ecosystems» that can improve water quality and avoid environmental damage.

Keywords: Wetlands, pollution, ecotechnology, limnology.

Palabras Clave: Humedales, contaminación, ecotecnologías, limnología.

INTRODUCCIÓN

Durante siglos, grandes extensiones de tierras bajas, inundables, próximas a sistemas acuáticos marinos o continentales, han sido drenadas mediante canales y terraplenes, para incrementar las áreas de tierras cultivables. Existen casos paradigmáticos de drenado de humedales y un consecuente deterioro de la calidad de los cuerpos de agua adyacentes.

En los últimos 200 años, solamente en la cuenca oeste del lago Erie, se perdió el 95 % de los 4000 km² de pantanos que rodeaban ese cuerpo de agua, por trabajos de drenado y relleno. Si bien no hay estudios previos, se sabe que de no haberse eliminado los pantanos, el proceso de eutrofización que sufrió la región hubiese sido mucho menos severo (Mitsch et al., 1989). En la actualidad se realizan estudios para determinar las zonas más adecuadas para reinstalar pantanos y la capacidad que tendrán para retener nutrientes.

El río Zala, principal tributario del lago Balaton en Hungría, formaba un pantano de unos 50 km² en la zona de ingreso. Ese pantano se drenó con el objetivo de ganar terrenos para la agricultura. El río incrementó su velocidad y perdió mucha

de su biodiversidad y capacidad de depuración, con el consecuente deterioro de la calidad del agua. El lago Balaton representa un recurso de gran interés económico como centro de turismo y de pesca deportiva, por lo que esta situación generó un fuerte reclamo social. Como medida de mitigación del daño producido, se construyó una serie de pequeños embalses someros en la entrada del río, sembrados con macrófitas, para que funcionen como filtros biológicos de nutrientes en reemplazo del delta original (Brix & Schierup, 1989).

Recién hacia 1970 se relacionó el avance acelerado de los procesos de eutrofización con la eliminación de humedales. A partir de allí, se realizaron los primeros trabajos tendientes a cuantificar la capacidad metabólica y la función de resúmideros de materiales que tienen estos sistemas y se descubrió su papel fundamental en la conservación de la calidad del agua de los lagos. (Mitsch et al., 1989).

Los aportes de materia orgánica y nutrientes a los ecosistemas acuáticos producen distintos efectos, conocidos en su conjunto como proceso de eutrofización. Una de las alteraciones más frecuentes, es el desarrollo de un cordón de macrófitos (reedbelt) en todo el perímetro

del cuerpo de agua o en la zona de ingreso de las cargas contaminantes. Esos subsistemas funcionan como una interfase entre el sistema terrestre y el acuático y sirven como sumidero de materia y energía, ya que allí el agua que ingresa pierde velocidad, el material particulado que arrastra sedimenta, la fracción orgánica se mineraliza y los nutrientes se reciclan entre la comunidad microbiana y vegetal. Buena parte del nitrógeno vuelve a la atmósfera como N_2 por procesos de nitrificación – desnitrificación. También parte del fósforo queda incluido en la biomasa vegetal o en los sedimentos.

Muchas lagunas pampeanas reciben efluentes urbanos, domésticos, industriales o agroindustriales. Por ser cuerpos de agua someros y estar en una región plana y fértil, ya tienen una condición de elevada trofia, la que se incrementa fácilmente con estos aportes. Es frecuente en estos casos, observar los cordones de macrófitos rodeando a los ecosistemas lagunares como respuesta a la carga externa.

MATERIALES Y MÉTODOS

En un estudio realizado en la laguna Las Perdices, que recibe los efluentes de la planta depuradora de líquidos cloacales de San Miguel del Monte, se analizó la

capacidad del juncal costero para «minimizar» las concentraciones de material particulado y nutrientes de nitrógeno y fósforo que ingresan con esos efluentes.

La mencionada planta depuradora utiliza una tecnología convencional compacta (lecho percolador), diseñada para realizar tratamiento primario (sedimentación) y secundario (remoción de materia orgánica, DBO), pero no tiene capacidad para retener nutrientes de nitrógeno y fósforo. El efluente tratado es conducido por una zanja que desagua en la orilla de la laguna Las Perdices. El objetivo era evaluar si el área del bañado natural adyacente a la depuradora (Figura 1), era suficiente para absorber la carga de nutrientes y capaz de evitar el impacto en la laguna Las Perdices.

Para el estudio se diseñó un esquema de muestreo con estaciones distribuidas en forma sistemática, abarcando la zona donde ingresa el efluente tratado. Se plantearon cinco transectas perpendiculares a la costa, separadas 50 metros entre sí, definiendo un área de 200 x 250 m, con el ingreso de los efluentes ubicado en su centro. Sobre las transectas se tomaron muestras cada 50 metros, de la costa hacia la laguna (Figura 1).

En cada punto se midieron las concentraciones de oxígeno disuelto, de amonio, de nitratos y de fósforo soluble, entre otras variables físico – químicas, siguiendo los

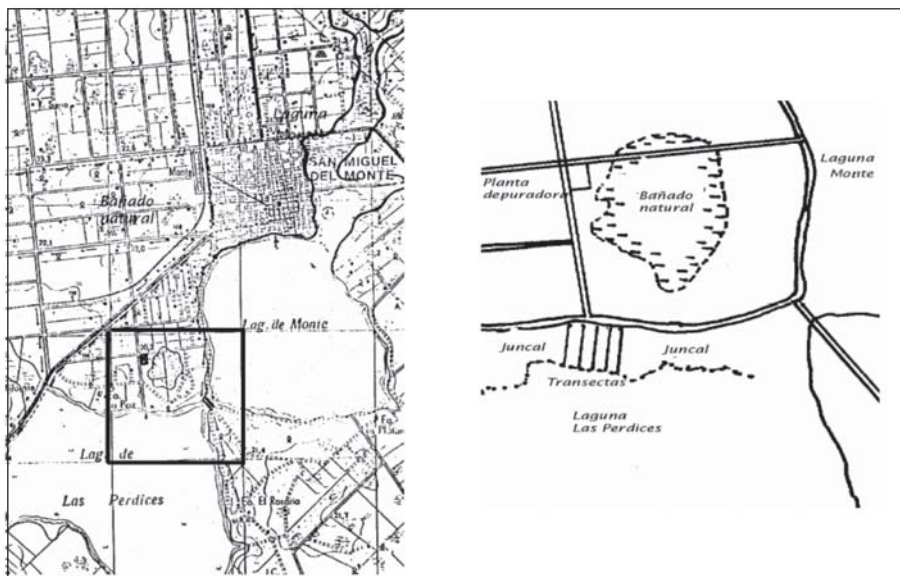


Figura 1. Carta de la zona de San Miguel del Monte y detalle de la zona de muestreos y transectas ubicadas a orillas de la laguna Las Perdices.

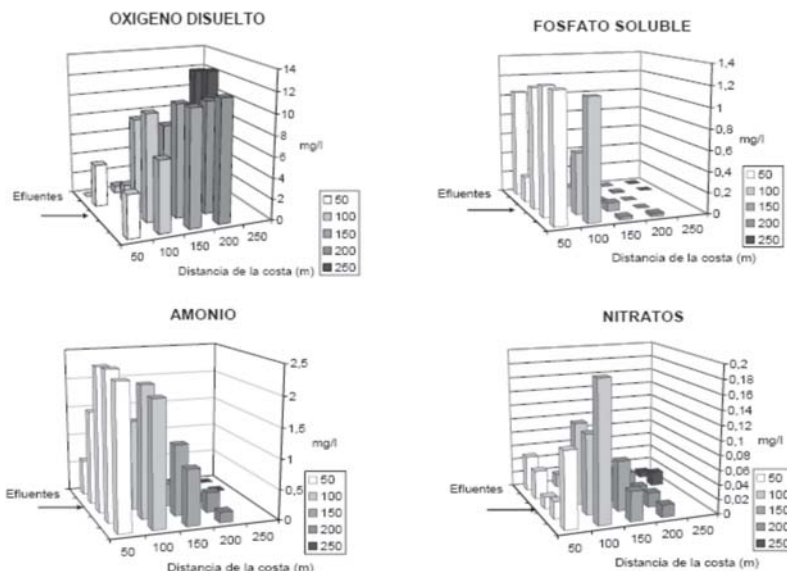


Figura 2. Concentraciones de oxígeno disuelto, fosfato soluble, amonio y nitratos en diciembre de 1990, expresados en mg/l. La altura de la barra expresa la concentración y el color se oscurece en proporción a la distancia de la costa.

métodos propuestos en APHA, 1985.

Se realizaron dos muestreos en los meses de diciembre de 1990 y 1991, en épocas de alta temperatura y crecimiento de las comunidades (macrófitos y plancton).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la primera ocasión (Figura 2), en el juncal había un importante desarrollo de plancton fotosintético. En los gráficos correspondientes se puede observar que,

salvo en las estaciones costeras, había altas concentraciones de oxígeno disuelto, una notable disminución de los fosfatos y amonio y un incremento de los nitratos. En esas condiciones de óxido-reducción el sistema mostraba tener una gran capacidad para eliminar nitrógeno inorgánico a través de mecanismos de nitrificación (oxidación de amonio a nitratos) – desnitrificación (reducción de nitratos a nitrógeno molecular), y fósforo soluble por precipitación.

En el segundo muestreo (Figura 3),

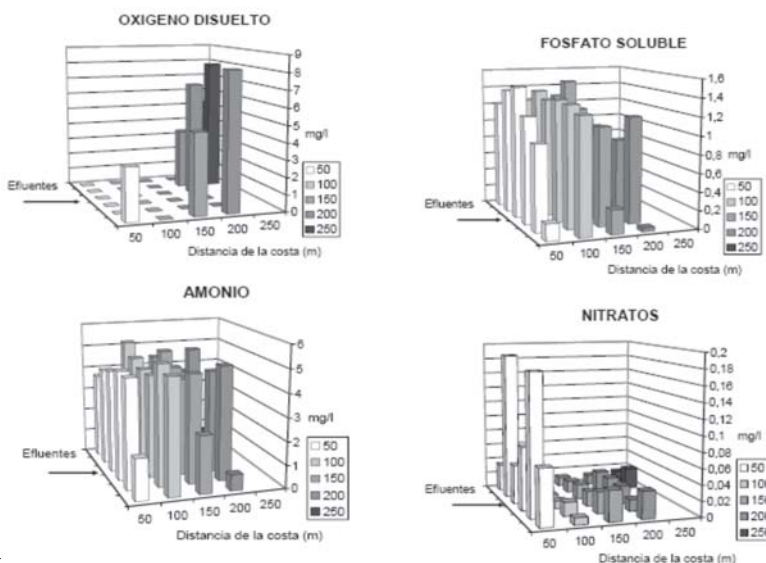


Figura 3. C sados en mg/l. La altura de la barra expresa la concentración y el color se oscurece en proporción a la distancia de la costa.

entre el juncal se había desarrollado una densa población de vegetación flotante de Lemnaceas. El agua subyacente estaba anaerobia, con condiciones de óxido-reducción muy diferentes a las del año anterior. No había oxígeno disuelto casi hasta el borde del juncal y no se observaba disminución de amonio ni de fosfatos.

El desarrollo de poblaciones de fitoplancton o de plantas flotantes, agregadas a las macrófitas que dominan el sistema, obedece a causas complejas e introduce dificultades para su manejo y para la predicción de su comportamiento. No obstante, los resultados presentados son demostrativos de la capacidad de los humedales para reciclar materiales, la que se puede optimizar si se consigue estable-

cer las condiciones adecuadas de funcionamiento.

ECOTECNOLOGÍAS

En las últimas dos décadas, en el marco de una disciplina denominada ingeniería ecológica o ecotecnología, se realizan investigaciones con el objetivo de aprovechar la potencialidad de estos ecosistemas para resolver distintos problemas de contaminación de las aguas y desarrollar pautas de diseño que permitan construir ecosistemas «a medida» para metabolizar los aportes provenientes de la actividad humana, evitando el deterioro de los sistemas naturales. Controlando las profundi-

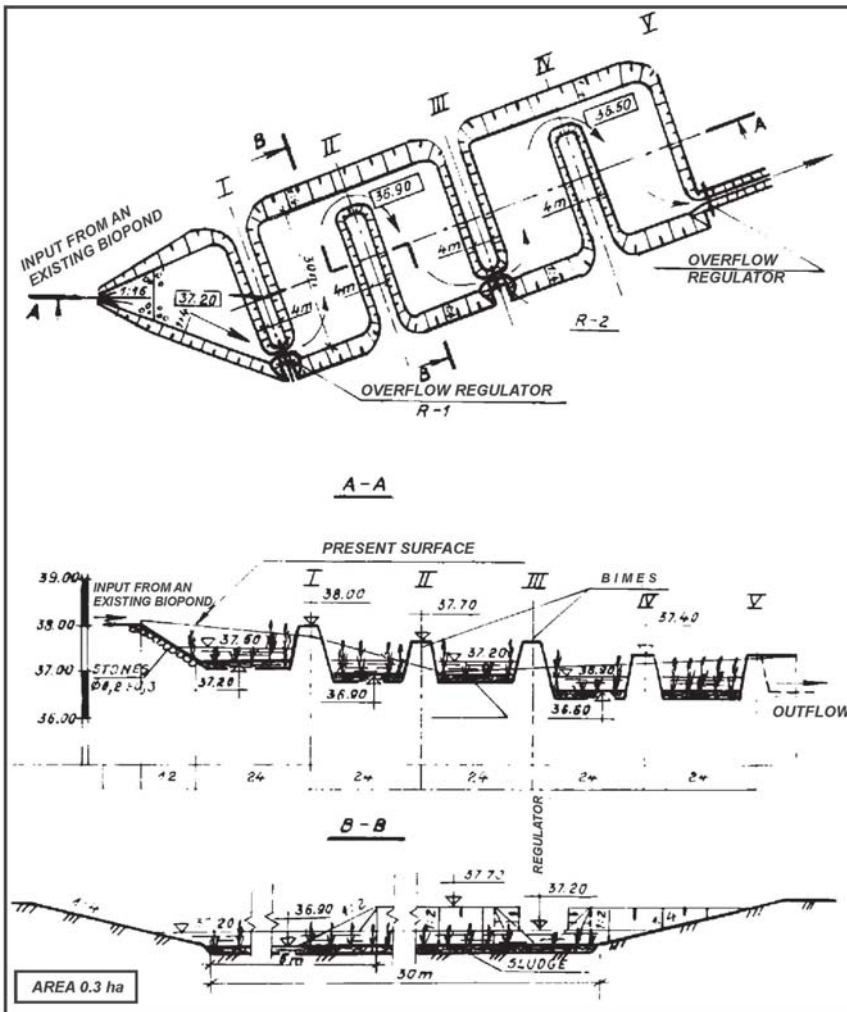


Figura 4. Tomado de Mander et al., 1991.

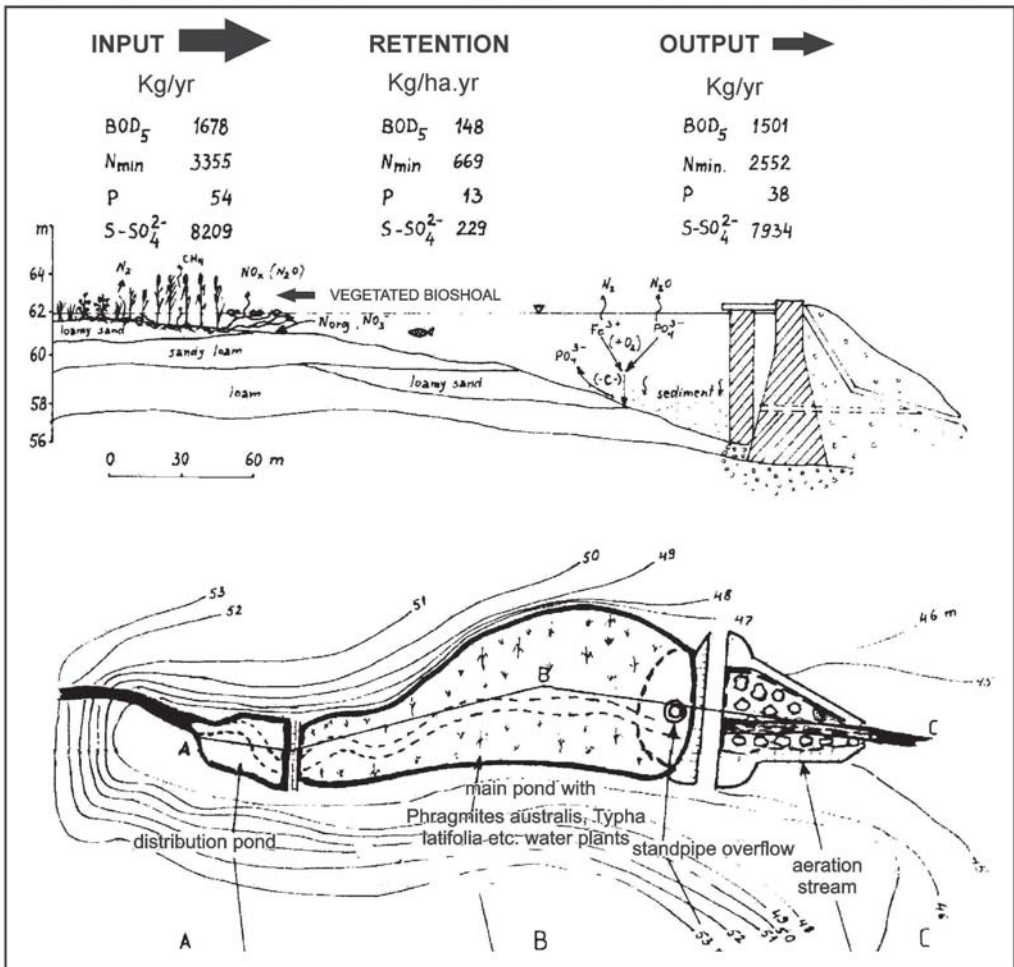


Figura 5. Tomado de Mander et al., 1991.

dades medias, los tiempos de residencia hidráulica, la distribución de flujos, etc., se pueden diseñar humedales poblados con vegetación autóctona y de rendimiento predecible para las condiciones climáticas de cada región. Con estos métodos se han logrado resultados notables en el tratamiento de efluentes cloacales, drenajes ácidos de minas, efluentes industriales y escurrimientos urbanos y agronómicos (Kadleck & Knight, 1996).

La tecnología también se utiliza para el saneamiento de pequeños ríos contaminados (Mander et al., 1991). Los humedales se intercalan en el curso de arroyos que reciben efluentes no puntuales de la industria agropecuaria, con elevadas cargas de nutrientes, o efluentes urbanos

con tratamiento secundario. Allí se mineralizan y reciclan los residuos y se evita el impacto en el sistema léntico. Para ello se aprovechan lugares propicios (bajos naturales) que se acondicionan para lograr los efectos deseados.

En las Figuras 4 y 5 se muestran dos ejemplos de humedales construidos para proteger cuerpos de agua. En el caso de la Figura 4 se aprovecha el declive del terreno y en el de la Figura 5, se utiliza una depresión natural del terreno.

REFERENCIAS

APHA.1985. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewater. 16th Ed. APHA,

- AWWA, WPCF. Washington DC 20005.
- Brix, H. y H. H. Schierup.** 1989. The Use of Aquatic Macrophytes in Water-Pollution Control. *Ambio*, 18 (2): 100 - 107.
- Kadleck, R. H. y R. L. Knight.** 1996. Treatment Wetlands. CRC, Lewis Publishers, Boca Raton, New York. 893 pp.
- Mitsch, W. J.; B. C. Reeder y D. M. Klarer.** 1989. The Role of Wetlands in the Control of Nutrients with a Case Study of Western Lake Erie. *In:* Ecological Engineering. An Introduction to Ecotechnology. John Wiley & Sons. New York. Pag. 129 - 158.
- Mander, U.; O. Matt y U. Nugin.** 1991. Perspectives on vegetated shoals, ponds and ditches as extensive outdoor systems of wastewater treatment in Estonia. *In:* Ecological engineering for Wastewater Treatment. Proceedings of the International Conference at Stensund Folk College, Sweden. March 24 - 28. 271 - 282.

EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL RIESGO SANITARIO POR AGROQUÍMICOS EN AGUAS DEL ARROYO AZUL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

F. PELUSO, J. GONZÁLEZ CASTELAIN, C. VARELA Y E. USUNOFF

*Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA, CIC, MA), Azul, Provincia de Buenos Aires
fpeluso@faa.unicen.edu.ar*

Health risk analyses (HRA) indicate whether, and to which extent of severity, a given chemical substance may constitute a threat for health, e.g., the accidental ingestion of water during recreational use with direct contact. Objectives of this paper are to estimate the risk from an accidental ingestion of water carrying agrichemicals (á y ä HCH, Aldrine, ä - Chlordane, Glyphosate, and Imazethapyr) while bathing in the Azul River bathing resort by making use of HRA, and to discuss the potential use of such a tool for water resources management. It is based on the USEPA model, and, with the exception of the concentration of the substance in water, all other variables (ingestion rate, weight of individuals, frequency and duration of the exposition) are treated probabilistically and fit a recreational scenario with direct contact. The aggregated risk is estimated with an additive model of the particular risk of each substance. Results show that the risk, non carcinogenetic effects, may be disregarded because its value is always less than 1 (Aldrine is the principal contributor). Regarding the carcinogenetic effects, although the value is slightly greater than the limiting value of 10^{-5} , the conservative approach of this study makes it to be minimized (its principal contributor is ä -HCH). The Buenos Aires Province does not count with regulations referred to the quality of natural waters used for bathing. For that reason, the HRA stand out as an option for decision-makers given the absence of alternative management strategies.

Keywords: Health Risk Analysis, Pesticides, Recreational Waters.

Palabras Clave: Análisis de Riesgo Sanitario, Pesticidas, Aguas Recreativas.

INTRODUCCIÓN

Los análisis de riesgo sanitario (ARS) son herramientas de gestión que permiten definir las condiciones específicas bajo las cuales una sustancia química representa una amenaza no aceptable a la salud (Lyons, 2002). El riesgo depende, por un lado, de las rutas de exposición (por ejemplo que el contacto se produzca por la ingesta deliberada o accidental del agua o por el contacto dérmico con ella). Y por otro, también depende de los tiempos de la exposición, considerando la frecuencia y duración del contacto. Estos elementos, en conjunto, modelan los escenarios de exposición, a partir de los cuales se puede estimar un valor de «dosis» de contacto y, en base a ello, se pueden caracterizar los efectos adversos potenciales. Los ARS resultan una herramienta que facilita las tareas de identificación, evaluación, selección e implementación de acciones ten-

dientes a su reducción (CRARM, 1997).

La ciudad de Azul (provincia de Buenos Aires), de 60.000 habitantes, posee un balneario en aguas del Arroyo Azul (ver Figura 1). Este cuerpo de agua está sujeto a diversos usos con contacto directo e in-

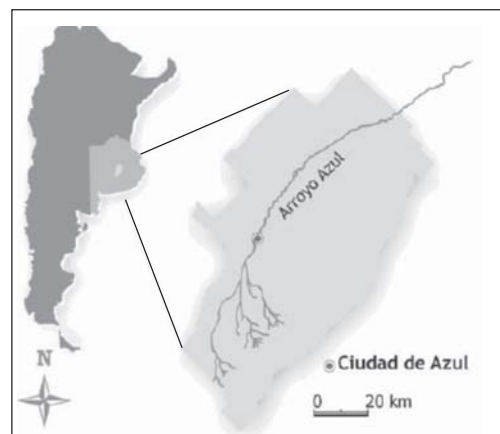


Figura 1. Ubicación del Arroyo Azul dentro del partido homónimo, en el centro de la Provincia de Buenos Aires

directo (baño, canotaje, bebida del ganado, pesca, etc.), y en él se han encontrado diferentes agroquímicos producto de su amplia utilización en la cuenca. Ante la falta de un cuerpo normativo lo suficientemente abarcativo que contemple los niveles máximos permisibles (NMP) para esas y otras sustancias que potencialmente pudieran encontrarse en aguas sujetas a uso recreativo con contacto directo, el presente trabajo propone evaluar a los ARS como posibles herramientas de gestión sustitutas a través del cálculo del riesgo para los bañista frente a esas sustancias, tanto por sus posibles efectos carcinogénicos como no carcinogénicos.

METODOLOGÍA

Modelo de análisis de riesgo

Para estimar el riesgo sanitario debido a la ingesta accidental ocurrida durante el baño se recurrió al modelo de USEPA (1989). Este establece que el riesgo es una función de la toxicidad de la sustancia peligrosa y la magnitud de la exposición a la misma, siendo ésta última una medida de la «calidad y cantidad» del contacto entre la sustancia y el organismo expuesto (USEPA, 1992). La exposición se expresa como una «Dosis Diaria Promedio» (ADD) que se calcula tal como puede apreciarse en la Ecuación 1, la que estima una exposición crónica o subcrónica a una sustancia peligrosa mediante la ingesta de agua.

$$ADD = \frac{[C * Ir * EF * ED]}{[Bw * AT]} \quad (1)$$

Siendo

ADD = Dosis Diaria Promedio

C = Concentración de la sustancia peligrosa en el agua (en mg l⁻¹)

Ir = Tasa de ingesta diaria del agua (en l día⁻¹)

EF = Frecuencia de la exposición (días año⁻¹)

ED = Duración de la exposición (años)

Bw = Peso corporal de la persona expuesta (en kg)

AT = Factores de corrección por tiempo promedio (ED * 365 días para sustancias no carcinogénicas; Duración estadística de la vida humana (70) * 365 días para sustancias carci-

nogénicas)

El cálculo del riesgo para las sustancias de efectos tóxicos no carcinogénicos se realiza confrontando el valor de ADD con una dosis umbral por debajo de la cual no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto. Generalmente se usa como dosis umbral a la Dosis de Referencia (RfD) (USEPA, 1989). El nivel de riesgo para este tipo de sustancias se cuantifica estimando si, y en cuanto, la dosis diaria promedio excede la dosis de referencia para la misma. Esta relación se denomina cociente de riesgo R (USEPA, 1989) y se aprecia en la Ecuación 2. Si el valor de R excede la unidad, ya puede decirse que existe un nivel de riesgo atendible.

$$R = \frac{ADD}{RfD} \quad (2)$$

Para el caso de cálculo del riesgo para las sustancias de efectos tóxicos carcinogénicos, la exposición se estima también en base al ADD, aunque la duración de la exposición considerada en el factor de corrección AT es de 70 años. El cálculo del riesgo se efectúa a partir del producto de ADD por un valor referencial toxicológico, denominado Factor de Pendiente SF, (USEPA, 1986), tal como se puede ver en la Ecuación 3. Esta metodología, en realidad, calcula el exceso de riesgo individual por cáncer asumiendo una relación lineal entre las concentraciones de exposición y los efectos carcinogénicos, método por defecto utilizados por USEPA (1986; 1996).

$$R = ADD * SF \quad (3)$$

En Argentina, el valor aceptado como riesgo individual máximo por exposición a sustancias carcinogénicas en agua de bebida es de 10E⁻⁵, el equivalente a un nuevo caso de cáncer asimilable a esa causa por cada 10000 habitantes. Este límite está establecido en las normas locales de calidad de agua para consumo humano (Goransky y Natale, 1996; SRHN, 2007).

Concentración de las sustancias peligrosas en el agua

Un estudio preliminar sobre la presencia de agroquímicos en aguas del Arroyo Azul (Partido de Azul, centro de la provin-

Sustancia	CAS	Conc. (en mg l ⁻¹)	Técnica Analítica	Límite de detección(en ng l ⁻¹)
á - HCH	319-84-6	0,01190	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,60
Aldrin	309-00-2	0,00100	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,20
ä - HCH	319-86-8	0,00069	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,04
ã - Clordano	5103-74-2	0,00890	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,40
Glifosato	1071-83-6	0,30000	EPA M 547	1E05
Imazetapir	81335-77-5	0,01400	EPA 3510	100,00

Tabla 1. Sustancias relevadas en el balneario del Arroyo Azul, con su código identificador (CAS), su concentración (Conc.), y la técnica empleada para su determinación con su límite de detección.

cia de Buenos Aires, ver Figura 1) reveló la existencia de insecticidas (á y ä - Hexaclorociclohexano ó HCH, Aldrin, ã - Clordano) y herbicidas (Glifosato e Imazetapir) en concentraciones variables en la zona del balneario municipal. En la Tabla 1 se presentan las sustancias con su código de identificación (CAS) y su concentración en mg l⁻¹, lo cual equivale al parámetro C de la Ecuación 1. Las técnicas analíticas empleadas para su determinación así como su límite de detección también se presentan en la misma tabla.

Tasa de Ingesta, Frecuencia y Duración de la Exposición Recreativa

Estudios recientes sobre el uso recreativo en el Arroyo Azul (Peluso et al., 2006), arrojaron que, en el marco de un ARS, tanto la Tasa de Ingesta (Ir) como la Frecuencia de Exposición (EF) pueden estimarse en base a la cantidad de horas diarias de uso recreativo potencial durante el verano (DDURPestival), tal como muestran las Ecuaciones 3 y 4:

$$Ir = DDURPestival * 0.05 \quad (3)$$

siendo Ir la Tasa de Ingesta diaria medida en l día⁻¹, DDURPestival la Duración Diaria del Uso Recreativo Potencial para el período estival (medido en horas) y 0.05 el valor brindado por USEPA (1989, 1995) como volumen de ingesta de agua por hora de natación, para niños (en l hora⁻¹).

$$EF = DDURPestival * diasv/24 \quad (4)$$

donde EF es la Frecuencia de la Exposición Anual en días, DDURPestival es la Duración Diaria del Uso Recreativo Potencial para el período estival (en horas), y diasv es la cantidad de días del período estival

(111), y 24, el número de horas diarias.

La duración diaria de la actividad recreativa DDURPestival es una distribución de frecuencias de tipo Beta definida por los siguientes estadísticos: Media aritmética = 4.28; Desvío Estándar = 2.39; Mínimo = 0.14; Máximo = 9.72 (en h día⁻¹) (Peluso et al, 2006). En base a ello, las distribuciones probabilísticas resultantes tanto de Ir como de EF, estuvieron definidas por los siguientes parámetros:

Ir: Media = 0.21; Desvío Estándar = 0.12; Mínimo = 0.01; Máximo = 0.49 (en l día⁻¹).
EF: Media = 19.66; Desvío Estándar = 11.18; Mínimo = 0.67; Máximo = 45.1 (en días año⁻¹).

La duración de la exposición (ED de la Ecuación 1) adopta el valor determinístico de 1 año en el ARS por efectos no carcinogénicos, ya que se trata de un estudio subcrónico anual, y de 20 años, para los efectos carcinogénicos, siendo un estudio crónico.

Peso Corporal

Los valores del peso corporal (el Bw de la Ecuación 1) se derivaron de Lejarraga y Orfila (1987). La distribución probabilística adoptada fue la de tipo normal, en concordancia con dicho estudio; ésta se definió en base a datos correspondientes a un niño de 5 años, con Media = 19.5; Desvío Estándar = 2.5; Mínimo = 13.5; Máximo = 25.5 (en kg).

Cálculo del nivel de riesgo y uso del valor de referencia toxicológico

El riesgo se calculó individualmente para cada sustancia con Crystal Ball 7.1 (Decisioneering, 2005) de manera probabilística aplicando Monte Carlo para 5000 iteraciones (USEPA, 1999a) en base a los

Sustancia	<i>RfD</i> (mg kg ⁻¹ día ⁻¹)	<i>SF</i> (mg kg ⁻¹ día ⁻¹)	Clas. Car.
á - HCH	0,0003	6,3	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007a)
Aldrin	0,00003	17	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007b)
ã - HCH	0,0003	1,3	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007c)
ã - Clordano	0,0005	0,35	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007d)
Glifosato	0,1	—	—
Imazetapir	0,25	—	—

Tabla 2. Referenciales toxicológicos para los efectos no carcinogénicos (*RfD*) y carcinogénicos (*SF*) de las sustancias presentes en el agua del balneario. Para estas últimas se menciona su estatus clasificatorio en base a su carcinogenicidad (Clas. Car.).

tipos de distribución de probabilidades de cada variable en el cálculo de *ADD*. En la Tabla 2 se presentan los referenciales toxicológicos tanto para los efectos no carcinogénicos (*RfDs*) como para los carcinogénicos (*SFs*) por ingesta oral de las sustancias halladas en las aguas del balneario. De la distribución probabilística de valores de riesgo obtenida para cada sustancia se extrajo como estadísticos representativos los valores mínimo y máximo, la media aritmética, el desvío estándar y el 95 percentilo, decisión concordante con lo sugerido por USEPA (1999a).

El cálculo del riesgo conjunto se efectuó sumando, iteración por iteración, los riesgos correspondientes a cada sustancia, tal como corresponde una mecánica aditiva para un ARS de tipo acumulativo (USEPA, 2003a). Posteriormente se cons-

truyó la distribución de la cual se extrajeron los mismos estadísticos que para las distribuciones de riesgo de las sustancias individuales.

RESULTADOS

Los resultados probabilísticos obtenidos del ARS por efectos carcinogénicos y carcinogénicos debida a la ingesta accidental de cada agroquímico durante la actividad recreativa, se pueden apreciar en Tabla 3 y 4, respectivamente. En las mismas tablas también se consigna, para cada tipo de efecto, el riesgo conjunto.

Los resultados indican que el riesgo no carcinogénico por la ingesta accidental de agua debido a actividades recreativas con contacto directo en el balneario del

Sustancia	Med.	Desv.	Min.	Max.	P95
á - HCH	2,46E-02	2,08E-02	1,08E-04	1,26E-01	6,62E-02
Aldrin	2,05E-02	1,77E-02	1,05E-04	1,4E-01	7,51E-02
ã - HCH	1,41E-03	1,20E-03	8,01E-06	7,91E-03	3,82E-03
ã - Clordano	1,09E-02	9,55E-03	1,59E-05	5,61E-02	3,07E-02
Glifosato	1,84E-03	1,58E-03	4,26E-06	1,00E-02	5,10E-03
Imazetapir	3,48E-05	3,02E-05	5,89E-08	1,81E-04	9,74E-05
Conjunto	5,83E-02	2,90E-02	4,04E-03	1,96E-01	1,14E-01

Tabla 3. Media aritmética (Med.), desvío estándar (Desv.), valores mínimo (Min.) y máximo (Max.), y Percentilo 95 (P95) de la distribución de valores del riesgo sanitario no carcinogénico por sustancia y conjunto.

Sustancia	Med.	Desv.	Min.	Max.	P95	R. Pob.
á - HCH	1,31E-05	1,12E-05	1,10E-07	7,13E-05	3,54E-05	2,12
Aldrin	2,96E-06	2,53E-06	1,04E-08	1,53E-05	8,05E-06	4,83E-01
ã - HCH	1,61E-07	1,39E-07	5,79E-10	8,27E-07	4,42E-07	2,65E-02
ã - Clordano	5,43E-07	4,71E-07	2,34E-09	3,08E-06	1,50E-06	9,00E-02
Conjunto	1,67E-05	1,15E-05	6,15E-07	7,48E-05	3,95E-05	2,37

Tabla 4. Media aritmética (Med.), desvío estándar (Desv.), valores mínimo (Min.) y máximo (Max.) y Percentilo 95 (P95) de la distribución de valores del riesgo sanitario carcinogénico por sustancia y conjunto con indicación del Riesgo Poblacional (R.Pob.).

Arroyo Azul no es atendible (el Percentilo 95 del riesgo conjunto es menor a la unidad), siendo su principal contribuyente el Aldrín. Por otro lado, el riesgo carcinogénico es muy bajo, menor a 4 casos cada 100.000 personas, siendo el A-HCH el principal promotor.

DISCUSIÓN

Los resultados indican que la ingesta accidental de agua debido a actividades recreativas con contacto directo en el balneario del Arroyo Azul presentaría un riesgo sanitario no atendible para efectos no carcinogénicos y atendible para los carcinogénicos, si se considera el valor establecido para el agua de bebida de un nuevo caso de cáncer por cada 100000 habitantes (Goransky y Natale, 1996; SRHN, 2007). La tasa de ingesta recreativa promedio utilizada en este trabajo es de un 10 % del valor de 2 l, referente del consumo de agua residencial para un humano adulto tanto en Argentina (SRHN, 2007) como en otros países (USEPA, 1997). Si se considera que el uso recreativo no es plenamente asimilable al uso consuntivo residencial, se ve claramente que el valor de un nuevo caso de cáncer por cada 100000 habitantes para el contacto recreativo es una posición conservadora extrema.

Por otro lado, como se dijo previamente, asumir que toda la población está potencialmente expuesta también es una decisión extremadamente conservadora: implica considerar que toda la población será sometida a las condiciones planteadas en el estudio: ser usuaria del balneario, de edad infantil (19.5 kg de peso) y tener contacto directo con el agua un promedio de 20 días al año durante 4 horas ingiriendo por ello 50 ml por hora de la misma. Relevamientos de población usuaria efectivamente realizando actividades recreativas con contacto directo en el balneario del Arroyo Azul durante la temporada estival arrojaron que alrededor de 1000 personas hora⁻¹ se congregaban en esas aguas durante las horas pico (entre las 15.30 y 17.30 hs) de los días más calurosos. Si se agrega un factor de incertidumbre de 10, se lleva a 10 mil la población potencialmente expuesta. Asumiendo este valor de población expuesta, que sigue siendo todavía muy conservador, el

riesgo poblacional frente a las sustancias carcinogénicas en aguas del balneario no llega a la unidad.

La calidad del agua de los ambientes acuáticos superficiales de los que se hace uso recreativo con contacto directo (natación, por ejemplo) puede ser evaluada directa o indirectamente. La manera directa es utilizando para ese cometido tablas de niveles máximos permisibles para ese uso; por ejemplo, los *Niveles Guía Nacionales para Calidad de Agua Ambiente para Recreación Humana*, de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHN, 2007) o los *Niveles Guía de Calidad de Agua en Función de Diferentes Usos del Recurso para la Cuenca del Plata*, Uso II, Agua para Actividades Recreativas con Contacto Directo (SRHN, 1987). En el primer caso, sólo los parámetros microbiológicos están desarrollados, y en el segundo, sólo algunos físico químicos. Por ello, la gestión suele recurrir a la comparación de las concentraciones relevadas en los cursos de agua de los que se hace uso recreativo con niveles guía para el agua de consumo humano, pudiendo utilizarse los niveles guía antes mencionados, o los establecidos en la Ley 11820 de la Provincia de Buenos Aires (Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires, 1996), o en el Código Alimentario Argentino (A.D.L.A., 1969; A.D.L.A., 1971). Este proceder, sin embargo, no es apropiado ya que desconoce el rol de ciertos parámetros en la determinación de los NMP para distintos usos (por ejemplo, en la tasa de ingesta).

Si bien se entiende que el agua de los arroyos no es mayormente utilizada para bebida humana, es una práctica común el usar este tipo de estándares debido a que existe una relación entre el agua de bebida y la recreativa en el sentido que ambas pueden ocasionar un riesgo para quien las consume si en ella se encuentran presentes sustancias tóxicas, sea éste un consumo deliberado (agua de bebida) o accidental (durante la natación, por ejemplo). La ingesta de agua durante la natación puede asumirse equivalente a un 10 % del consumo de agua de bebida (WHO, 2003); si se considera que un adulto bebe 2 litros de agua por día, estaría asumiéndose una ingesta de 200 ml día⁻¹ por natación. Sin embargo, USEPA considera como valor típico para la tasa de ingesta por

actividades recreativas 50 ml día⁻¹ (USEPA, 1989; USEPA, 1995). Esta disparidad genera una inconsistencia importante a la hora de intentar extrapolar los niveles guía entre usos diferentes.

Si bien se reconoce que un nivel guía es una herramienta fácil de utilizar y los ARS pueden resultar complicados de estimar (sobre todo los probabilísticos), estos últimos poseen una serie de ventajas respecto de los primeros, algunas de las cuales se intentaron reflejar en el presente trabajo:

- La lista de sustancias sobre las que se tienen valores de referencia toxicológico es muy grande (por ejemplo, el sistema IRIS de USEPA cuenta con 550 sustancias), y se halla en continuo desarrollo. Estos, que se encuentran accesibles por Internet, permiten que este tipo de método pueda ser aplicado a un espectro muy amplio de sustancias calificando la calidad del agua de modo más exhaustivo que recurriendo a las tablas de NMP.

- Las metodologías de análisis de riesgo probabilísticas permiten manejar la incertidumbre y la variabilidad de cada parámetro integrante del modelo, circunstancia que favorece un estudio de mayor detalle de la potencialidad de los efectos a nivel poblacional y, consecuentemente, en la gestión basada en el mismo (Dawoud y Purucker, 1996; Thompson y Graham, 1996).

- Los ARS pueden integrarse a los GIS (Peluso, 2005; Peluso y Usunoff, 2005a; Peluso y Usunoff, 2005b). Este entorno, dada su capacidad de integrar capas informativas, posibilita relacionar la calidad sanitaria a la distribución espacial de las personas expuestas, vincular unidades espaciales o ítems de interés (barrios, escuelas, hospitales) con áreas de peligro potencial, etc.

- Otro aspecto que no considera el uso de un criterio NMP es la posibilidad de las interacciones toxicológicas de sustancias en el agua de bebida. El criterio NMP evalúa la calidad sustancia por sustancia. En los casos en que la interacción entre ellas genere un efecto tóxico aditivo, o, incluso mayor que el que se estima a partir de los efectos de las sustancias individuales, la calidad del agua que, sustancia por sustancia, es aceptable puede dejar de serlo cuando se analiza el riesgo sanitario en

su conjunto. Este tipo de ARS se denomina de tipo «acumulativo» (USEPA, 2003a).

- A diferencia de los Niveles Máximos Permisibles, estas metodologías hacen un estudio más exhaustivo y realista de todo el proceso de exposición, pudiendo diferenciar entre rutas (digestiva, respiratoria, dérmica) y escenarios (recreativo, residencial, laboral), dando lugar a los ARS «agregados» (USEPA, 2003a).

- Además, los estudios de riesgo sanitarios pueden considerarse técnicas metodológicas de la Ley General del Ambiente o Ley 25675 (Honorable Congreso de la Nación Argentina, 2002), tanto en el principio preventivo como el principio precautorio (Othax y Peluso, 2006).

Por otro lado, un paso hacia la simplificación de los ARS que aumentaría la aplicabilidad de estas herramientas, es usar el modelo digital SWIMODEL 3.0 (Swimming Screening Tool; USEPA, 2003b). Aunque este modelo es determinístico, posee la ventaja de que es de dominio público y gratuito, y permite estimar la exposición calculando la dosis diaria promedio (ADD), que luego puede ser aplicada en el marco de un ARS de tipo agregado. Con relación a los ARS probabilísticos, no es imprescindible recurrir a software de simulación de alto costo en el mercado ya que también puede realizarse con Excel (Peluso y Usunoff, 2005a; Peluso y Usunoff, 2005b; Peluso *et. al.*, 2006).

La Provincia de Buenos Aires no cuenta con una tabla de niveles guía que regule la balneabilidad de los cuerpos de agua naturales. El presente trabajo muestra que, ante la falta de otra herramienta para el control de la balneabilidad de las aguas, los ARS podrían actuar como una posible estrategia de gestión sustituta. En ese sentido, en Argentina, los ARS podrían convertirse en herramientas de gestión amparadas por las leyes de presupuestos mínimos ambientales, tal como la Ley General del Ambiente (Othax y Peluso, 2006).

CONCLUSIONES

El análisis de riesgo por ingesta recreativa de agua en el balneario del Arroyo Azul, en la cual se ha determinado la presencia de pesticidas, da como resultado

un nivel de peligrosidad irrelevante ya que el Percentilo 95 del riesgo conjunto por efecto no carcinogénico es mucho menor a la unidad y el del debido a los efectos carcinogénicos es levemente superior a un nuevo caso de cáncer por cada 100000 usuarios, que es el valor guía. Sin embargo, las condiciones conservadoras asumidas en el estudio hacen que el resultado, en realidad, sea minimizado. El agente individual de mayor peligrosidad para la generación de efectos no carcinogénicos es el Aldrin, mientras que para los carcinogénicos es el á-HCH.

La falta de un cuerpo normativo lo suficientemente abarcativo que contemple los niveles máximos permisibles de las sustancias que potencialmente pueden encontrarse en aguas sujetas a uso recreativo con contacto directo, hace de los ARS posibles herramientas de gestión sustitutas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se financió con fondos provenientes de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires y de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PID 452).

BIBLIOGRAFÍA

- A.D.L.A. 1969. Anales de la Legislación Argentina. Ley Nacional N° 18.284 A.D.L.A. XXIX-B 1456 del 18/VII/69. En <http://www.anmat.gov.ar/codigoa/caa1.htm>.
- A.D.L.A. 1971. Anales de la Legislación Argentina. Decreto 2126/71 de la Ley 18284/69, sobre el Código Alimentario Nacional. A.D.L.A. XXXI-C, 3086 del 30/VI/71. Con sus modificaciones y actualizaciones en <http://www.anmat.gov.ar/codigoa/caa1.htm>
- CRARM. 1997. Risk assessment and risk management in regulatory decision-making. Presidential /Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management, U.S.A. Final Report. Volume 2.
- Dawoud A. y S. Purucker. 1996. Quantitative uncertainty analysis of superfund residential risk pathway models for soil and groundwater: white paper. Environmental Restoration Risk Assessment Program, Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge, Tennessee 37831.
- Decisioneering. 2005. Crystal Ball 7.1 software.
- Goransky, R. y O. Natale. 1996. Bases metodológicas para el establecimiento de normas locales de calidad de agua para consumo humano. Informe Final. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación - Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas.
- Honorable Congreso de la Nación Argentina. 2002. Ley 25675 o Ley General del Ambiente - Bien jurídicamente protegido. Boletín Oficial del 28/11/2002.
- Lejarraga H, y G. Orfila. 1987. Estándares de peso y estatura para niños y niñas argentinos desde el nacimiento hasta la madurez. Archivos Argentinos de Pediatría, 85: 209-222.
- Lyons K. 2002. Definition of contaminant in risk-based corrective Action. En <http://www.epa.gov/swrust1/rbdm/definitn.htm>
- Othax N. y F. Peluso. 2006. Los estudios de riesgo sanitario y su rol en la gestión de los recursos hídricos. Actas del I Congreso Internacional Sobre Gestión y Tratamiento Integral Del Agua. Actas en formato digital, 5 pp.
- Peluso, F. 2005. Metodología de análisis areal de riesgo sanitario por contaminantes en el agua de bebida para la ciudad de Azul, Argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Rosario Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. 226 pp.
- Peluso, F. y E. Usunoff. 2005a. Base metodológica para desarrollar estudios probabilísticos de riesgo sanitario en aguas subterráneas en soporte SIG. Cuadernos del CURIHAM 11: 75-82.
- Peluso F. y E. Usunoff. 2005b. Una aplicación para realizar estudios probabilísticos y espacializados de riesgo sanitario en aguas subterráneas. Actas del IV Congreso Hidrogeológico Argentino, Tomo I: 47-56.
- Peluso F., J. Gonzalez Castelain, G. Cazenave y E. Usunoff. 2006. Estimación de la tasa de ingesta y de la frecuencia de exposición en aguas recreativas naturales para su uso en análisis probabilístico de riesgo sanitario. Cuadernos del CURIHAM 12: 1-7.
- Peluso F., J. González Castelain, E. Usunoff y L. Rodríguez. 2006. Estimación probabilística del riesgo sanitario con Excel: ejemplo de aplicación a un escenario recreativo. En prensa Cuadernos del CURIHAM.
- Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires. 1996. Ley 11820: Marco Regulatorio para la Prestación de los Servicios Públicos de Provisión de Agua Potable y Desagües Cloacales en la Provincia de Buenos Aires, y las Condiciones Particulares de Regulación para la Concesión de los Servicios Sanitarios de Jurisdicción Provincial. En <http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/1-11820.html>
- SRHN. 1987. Niveles Guía de Calidad de Agua en Función de Diferentes Usos del Recurso Para la Cuenca del Plata. Contraparte Técnica Argentina, Secretaría de Recursos Hídricos de la República Argentina. Documento 021, 1987.
- SRHN. 2007. Niveles Guía Nacionales para Calidad de Agua Ambiente. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación En <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad>.

- html.
- Thompson K. y L. Graham.** 1996. Going beyond the single number: using probabilistic risk assessment to improve risk management. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2 (4): 1008-1034.
- USEPA.** 1986. Guidelines for carcinogen risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register 51(185): 33992-34003.
- USEPA.** 1989. Risk assessment guidance for superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual. EPA/540/1-89/002. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1992. Guidelines for exposure assessment. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57: 22888-22938. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1994. Risk Assessment: technical guidance manual. Use of Monte Carlo simulation in risk assessments. EPA 903-F-94-001. U.S. Environmental Protection Agency, Hazardous Waste Management Division, Office of Superfund Programs. Philadelphia.
- USEPA.** 1995. Supplemental guidance to RAGS: Region 4 Bulletins, Human Health Risk Assessment (Interim Guidance). Waste Management Division, Office of Health Assessment. En <http://www.epa.gov/Region4/Waste/ots/healthbul.htm#hhexp>
- USEPA.** 1996. Proposed guidelines for carcinogen risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register 61(79): 17960-18011. 143 p.
- USEPA.** 1997. Exposure factor handbook. Environmental Protection Agency. USEPA/600/P-95/002. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1999a. Process for conducting probabilistic risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Draft. En <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk>
- USEPA.** 1999b. Guidance for conducting health risk Assessment of chemicals mixtures. Environmental Protection Agency. NCEA-C-0148. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2002. Child-specific exposure factors handbook. EPA-600-P-00-002B. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2003a. Framework for cumulative risk assessment. EPA/630/P-02/001F. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2003b. SWIMODEL 3.0 software (Swimmer exposure assessment model). <http://www.epa.gov/oppad001/swimodel.htm>
- USEPA.** 2007a. Alpha-Hexachlorocyclohexane (alpha-HCH) (CASRN 319-84-6). Sustancia 0162 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0162.htm>
- USEPA.** 2007b. Aldrin (309-00-2). Sustancia 0130 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0130.htm>
- USEPA.** 2007c. Delta-Hexachlorocyclohexane (delta-HCH) (CASRN 319-86-8). Sustancia 0163 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0163.htm>
- USEPA.** 2007d. Chlordane (Technical); CASRN 12789-03-6. Sustancia 0142 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0142.htm>
- WHO.** 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters. World Health Organization's. 253 pp.

EFECTOS DE UN HIDROCARBURO AROMÁTICO POLICÍCLICO (β -NAFTOFLAVONA) SOBRE BIOMARCADORES DE EFECTO EN *Corydoras* *paleatus* EN CONDICIONES DE CAMPO Y LABORATORIO

P. I. SCARCIA, Y F. R. DE LA TORRE

Programa de Ecofisiología Aplicada. Dpto. Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján; CONICET
fdelatorre@mail.unlu.edu.ar

ABSTRACT. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are important anthropogenic sources of aquatic contamination. In this study, hepatic biomarker responses of *Corydoras paleatus* injected with one sublethal dose of a PAH (β -naftoflavona, BNF) were assessed under laboratory and field conditions. Glutathion-S-transferase (GST) and catalase (CAT) hepatic activities, liver protein content (PC), condition factor (CF) and liver somatic index (LSI) were determined. Two bioassays were performed during winter time: laboratory (la) and field (ca). Fish were injected with 50 mg BNF/kg body weight dissolved in corn oil (β -la y β -ca); control fish received corn oil (C-la y C-ca). There were no differences between controls or in BNF injected fish in the assessed parameters. BNF provoked a tendency of increase in CAT and GST activities and lower values of CP; on the other hand, no differences were observed in the FC and IHS. In BNF field exposed fish (β -ca) CAT activity was significantly stimulated vs. both field and laboratory controls; GST differences were detected both between β -ca and β -la and their respective controls. BNF exposure induced adverse effects principally in the enzymatic biomarkers of *C. paleatus* and those effects were modulated by the environmental conditions.

Keywords: biomarkers - *Corydoras paleatus* - Polycyclic aromatic hydrocarbons - field and laboratory bioassays.

Palabras Clave: biomarcadores - *Corydoras paleatus* - hidrocarburos aromáticos policíclicos - ensayos de campo y laboratorio.

INTRODUCCIÓN

La polución del ambiente acuático es un fenómeno de importancia producido por el aporte de innumerables compuestos tóxicos. Estos compuestos tóxicos pueden ser de origen orgánico, por ejemplo los bifenilos policlorados, pesticidas organoclorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), dioxinas, furanos o inorgánico, como los metales pesados. Algunos compuestos orgánicos considerados como importantes contaminantes ambientales pueden ser producidos tanto por procesos naturales como por actividades antrópicas.

Los HAPs son un ejemplo de lo anteriormente citado, si bien pueden ser aportados al ambiente acuático de forma natural por medio de incendios forestales o fuentes de petróleo naturales, la contaminación acuática es principalmente originada por fuentes de origen antropogénico

(combustión incompleta de combustible fósil, derrames de petróleo, descargas de barcos, efluentes industriales, etc.) A modo de ejemplo Colombo y col (2005) reportaron los efectos adversos producidos en el ambiente acuático ocasionados por un derrame de petróleo en las costas del Río de la Plata. Así detectaron una concentración creciente de HAPs en los siguientes compartimientos: agua (0-10 $\mu\text{g/L}$), sedimentos (0,01-1,3 $\mu\text{g/g}$) y biota (1,0-16 $\mu\text{g/g}$ en bivalvos; 0,5-6,9 $\mu\text{g/g}$ en macrófitas). De esta forma se observa que estos compuestos se encuentran principalmente asociados al sedimento, a la materia particulada o distribuidos en la biota y pueden ser transformados por oxidación química o fotoquímica, o bien de forma biológica por los organismos acuáticos (biotransformación). En particular, en los peces este último proceso ocurre principalmente en el hígado en donde los HAPs son

fácilmente metabolizados por enzimas de la fase I. Por su parte, la conjugación de metabolitos de la fase I o de compuestos electrofilicos está a cargo de enzimas de la fase II como la GST. La mayoría de éstas enzimas facilitan la excreción de estos compuestos mediante la adición de un grupo químico más polar (van der Oost *et al.*, 2003). A su vez, durante el metabolismo de los HAPs pueden generarse especies reactivas de oxígeno las cuales pueden producir efectos tóxicos para el organismo. Para neutralizar dicha toxicidad tanto mamíferos como peces poseen sistemas de defensa antioxidante, los cuales incluyen la participación de enzimas antioxidantes tales como la CAT y GST (Jifa *et al.*, 2006; Yin *et al.*, 2007).

La β -naftoflavona (BNF), análogo sintético de una serie de compuestos flavonoides encontrados naturalmente, es un HAP modelo que puede utilizarse para evaluar los procesos de biotransformación en organismos acuáticos. Los efectos biológicos adversos provocados por estas sustancias son susceptibles de ser evaluados mediante parámetros bioquímicos y fisiológicos marcadores de contaminación (biomarcadores).

La evaluación ecotoxicológica de la contaminación acuática puede ser abordada mediante el estudio de los biomarcadores empleando diferentes metodologías. Frecuentemente los peces son utilizados como organismos prueba. Los estudios de laboratorio son importantes ya que facilitan la interpretación de la información y permiten validar las respuestas de los biomarcadores como índices de monitoreo. Por su parte, los estudios en campo tales como el confinamiento de organismos prueba en jaulas, permiten evaluar las respuestas biológicas de los mismos brindando un enfoque más realista. Este tipo de ensayo ofrece también ventajas frente a la simple recolección de organismos de sitios contaminados ya que podría evitar una interpretación errónea de los resultados originada por ejemplo por un desplazamiento de los individuos fuera del sitio de muestreo debido a la presencia de contaminantes (Fenet *et al.*, 1998).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar las respuestas de parámetros biomarcadores de contaminación en *C. paleatus* frente a una dosis subletal de β -naftoflavona bajo condiciones experimentales de

campo y laboratorio. Se utilizaron como biomarcadores la actividad enzimática de la glutatión-S-transferasa (GST) y la catalasa (CAT) así como el contenido de proteínas (CP), el índice hepatosomático (IHS) y el factor de condición (FC).

Los ensayos de campo se realizaron en el arroyo Las Flores ubicado en la cuenca media del río Luján. Estudios previos demostraron que este arroyo recibe un escaso impacto antrópico aportado por el pastoreo de ganado vacuno, cría de caballos de carrera y algunos cultivos (Feijóo *et al.*, 1999).

Se utilizó como organismo prueba a *C. paleatus*, un teleósteo nativo de hábito bentónico presente en numerosos cuerpos de agua de la llanura pampeana. Esta especie es fácilmente adaptable a los bioensayos de toxicidad y ha sido utilizada en otros estudios evaluando el efecto de las toxinas de cianobacterias (Cazenave *et al.*, 2006).

MATERIALES Y MÉTODOS

Organismos prueba

Se utilizaron ejemplares de *C. paleatus* (n = 40) con un peso corporal de $6,8 \pm 0,2$ g y una longitud total de $7,2 \pm 0,5$ cm. Los ejemplares fueron recolectados de arroyos con escaso impacto de la actividad antropogénica cercanos a la UNLu y se trasladaron a nuestro laboratorio donde permanecieron en condiciones controladas por lo menos una semana.

Diseño Experimental

Se evaluó el efecto de una dosis subletal de β -naftoflavona bajo condiciones de campo y laboratorio. Los ensayos de campo y laboratorio fueron realizados en forma contemporánea en época invernal. Para ambas condiciones, se determinaron dos grupos: control (C) y experimentales (β), asignando a cada uno 10 peces al azar. Los individuos del primer grupo recibieron una dosis de 50 mg de β -naftoflavona/kg de peso corporal (p.c.) disuelta en aceite de maíz. Dicha dosis se administró por medio de una única inyección intraperitoneal (10ml/kg p.c.). Los individuos control fueron inyectados con aceite de maíz. Tanto el grupo control como aquellos individuos inyectados con BNF se dividieron en dos subgrupos: campo (C-ca y β -ca) y laboratorio (C-la y β -la). Todos los peces fueron adaptados previamente duran-

te una semana y fueron mantenidos en acuarios de 20 L con flujo continuo de agua potable no clorada (25 ml/min), manteniendo una densidad de carga de 1,0 g/L. La temperatura fue fijada en 15 ± 1 °C y el fotoperíodo en 8h luz/16h oscuridad. Los peces fueron alimentados diariamente con el 1% del peso corporal promedio con alimento comercial con la siguiente composición: proteína cruda 47%, fibras 2%, humedad 10%, cenizas 13%.

En el ensayo de campo los peces permanecieron sumergidos en jaulas en un sitio libre de contaminantes (arroyo Las Flores) y en el de laboratorio se mantuvieron las condiciones de la preadaptación. Al término de 48 h todos los animales fueron sacrificados y procesados.

Preparación de las muestras biológicas

Luego del período experimental, los peces fueron llevados al laboratorio en donde se los anestesió sumergiéndolos en agua a 0 °C durante 5 min. Se registró su peso corporal y se midió la longitud total. Luego los animales fueron sacrificados por medio de una incisión en la columna vertebral por detrás del opérculo, procediendo a la extracción del hígado y registrando el peso del mismo. Las muestras se conservaron a -80 °C hasta su procesamiento. Luego fueron homogeneizadas individualmente según Nilsen *et al.* (1998) con buffer pH 7,4 (0,1M NaH_2PO_4 ; 0,15M KCl; 1mM EDTA; 1mM DTT; 10% v/v glicerol) utilizando homogenizador teflón-vidrio hasta obtener desintegración total del tejido. Los homogenatos se centrifugaron a 10.000g durante 15 min., a 4 °C, se descartó el pellet y se separó la fracción post mitocondrial (PMS) que posteriormente fue utilizada en la determinación de los parámetros bioquímicos.

Índices morfométricos y parámetros bioquímicos

Para cada individuo se determinaron los siguientes índices morfométricos: el factor de condición (FC) el cual fue calculado como el (p.c. (g)/longitud total³ (cm³))*100 (Bagenal y Tesch, 1978) y el índice hepatosomático (IHS) como el (peso del hígado (g)/p.c. (g))*100 (Sloof *et al.*, 1983).

Para cada PMS se determinaron los siguientes parámetros bioquímicos: actividades enzimáticas de la catalasa y la glutatión-S-transferasa así como también el contenido de proteínas totales.

La determinación de la actividad de la catalasa se basó en la desaparición en el tiempo del peróxido de hidrógeno (H_2O_2) a 240 nm y 25 °C según Beers y Sizer (1952). La mezcla de reacción contenía una alícuota del PMS en buffer fosfato de sodio pH 7,2 (0,05 M) y H_2O_2 20 μM . La actividad de la enzima fue expresada como μmoles de H_2O_2 consumidos por minuto por mg de proteínas totales.

La actividad de la glutatión-S-transferasa fue medida por espectrofotometría de acuerdo con Habig *et al.* (1974), utilizando como sustrato el 1-cloro-2,4-dinitrobenzoceno (CDNB) el cual es conjugado por las diferentes isoformas de la GST en presencia del glutatión reducido (GSH) que absorbe a una longitud de onda de 340 nm. Las condiciones del ensayo fueron las siguientes: buffer fosfato de sodio pH 6,5 (0,1M), 10 mM GSH y CDBN 20 mM. La actividad enzimática se evaluó a 25 °C y se expresó como μmoles de GS-CDNB formados por minuto por mg de proteínas.

El contenido de proteínas totales fue determinado por el método de Lowry *et al.* (1951) utilizando sero-albúmina bovina como estándar de referencia y fue expresado como mg de proteínas por g de tejido fresco.

Análisis estadístico

Por medio de la prueba de Kolmogorov-Smirnov y el de Levene se evaluó la normalidad y homogeneidad de varianza de los datos obtenidos. Las comparaciones entre los grupos experimentales y el control se evaluaron mediante ANOVA ($p < 0,05$) y se aislaron las diferencias entre grupos mediante comparaciones múltiples que se realizaron con la prueba de Tukey (Zar, 1996).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el período de ensayo no se registró mortalidad de los individuos en ninguno de los grupos experimentales y se comprobó que la dosis ensayada de BNF fue tolerada. Esto concuerda con estudios previos realizados en nuestro laboratorio con *C. paleatus* (Luque *et al.*, 2006) y con *Cyprinus carpio*, utilizando la misma dosis y similares condiciones experimentales (Ascar y de la Torre, 2005).

Durante el período experimental los peces de campo permanecieron en el arroyo Las Flores donde se registró una tem-

Estación del año	Invierno	Verano
Temperatura (°C)	11,2	22,0
pH	7,86	7,75
Conductividad ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	956	760
Oxígeno disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	8,21	2,00
Fósforo reactivo soluble ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0,31	0,03
Amonio (NH_4^+) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0,021	0,016
Nitritos (NO_2^-) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0,030	0,101
Nitratos (NO_3^-) ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	9,60	6,48
Bacterias coliformes ($\text{UFC} \cdot \text{ml}^{-1}$)	74	320

Los valores que se informan corresponden a los parámetros fisicoquímicos del agua del sitio estudiado del arroyo Las Flores reportados por Feijoó et al. (1999).

Tabla 1. Valores de referencia de parámetros fisicoquímicos del arroyo Las Flores.

peratura de 13 °C, pH 7,7 y oxígeno disuelto 7,5 mg/L. Estos datos fueron comparables con los valores de referencia obtenidos por Feijoó et al. (1999) durante la misma estación del año (Tabla 1). Por su parte en el laboratorio los animales estuvieron expuestos a condiciones simuladas de época invernal 15 °C, pH 8,2 y a un flujo continuo con agua de red que garantizó valores superiores al 60% de saturación de oxígeno disuelto.

Respecto a los parámetros bioquímicos evaluados, se detectó un aumento significativo en la actividad de la GST en los peces β -ca respecto a su control de campo (31,6%). También se observó un incremento significativo del 39% en la actividad de la misma enzima en los peces β -la respecto a los controles mantenidos en las mismas condiciones experimentales (C-la) (Ta-

bla 2). Estos resultados concuerdan con estudios previos donde se ha reportado una inducción de la actividad de la GST frente a la exposición de otros teleosteos a contaminantes orgánicos tanto en ensayos a campo con jaulas sumergidas (Beyer et al., 1996; van der Oost et al., 1998) como en laboratorio (van der Oost et al., 2003; Ascar y de la Torre, 2005). Por otro lado, Fenet et al. (1998) reportaron que la variación de actividad de la GST fue especie dependiente. Así observaron un aumento significativo de la actividad de esta enzima en *Onchorynchus mykiss* a los siete días de haber sido inyectados con la misma dosis de BNF que la utilizada en este trabajo (50mg/kg p.c), mientras que para *Anguilla anguilla* no detectaron diferencias.

La actividad de la CAT en los peces de campo inyectados con BNF se incrementó en un 59,7% respecto a controles bajo las mismas condiciones experimentales (Tabla 2). Resultados similares han sido reportados por Stephensen et al. (2000) y Stanic et al. (en prensa) quienes realizaron estudios a campo en ambientes contaminados con *Myoxocephalus scorpius* y *Acipenser ruthenus* L. respectivamente observando un incremento en la actividad de la CAT en los sitios contaminados respecto al lugar de referencia. Por el contrario, van der Oost et al. (1998) luego de exponer en jaulas ejemplares de *C. carpio* en aguas contaminadas con compuestos orgánicos por un período prolongado no observaron modificaciones para este parámetro en particular.

Parámetros biomarcadores	Campo		Laboratorio	
	C-ca	β -ca	C-la	β -la
Glutación-S-transferasa (imoles GS-CDNB formados/min/mg prot.)	0,19 \pm 0,01 (10)	0,25 \pm 0,01*# (10)	0,16 \pm 0,02 (10)	0,23 \pm 0,02* (10)
Catalasa (i moles H ₂ O ₂ consumidos/min/mg prot.)	119,9 \pm 10,1 (10)	191,7 \pm 11,1*# (10)	107,6 \pm 11,1 (10)	161,9 \pm 29,09 (10)
Contenido de proteínas (mg/g tejido fresco)	83,66 \pm 2,74 (10)	72,68 \pm 2,96* (10)	87,11 \pm 2,53 (10)	76,12 \pm 5,65 (10)
Factor de condición	1,88 \pm 0,04 (10)	1,86 \pm 0,07 (10)	1,86 \pm 0,05 (10)	1,83 \pm 0,04 (10)
Índice hepatosomático	1,24 \pm 0,11 (10)	0,98 \pm 0,04 (10)	1,29 \pm 0,10 (10)	1,24 \pm 0,12 (10)

C-ca y C-la: peces inyectados con aceite de maíz que permanecieron durante 48 h en el arroyo Las Flores y en condiciones de laboratorio respectivamente; β -ca y β -la: peces inyectados con una dosis subletal de $\hat{\alpha}$ -naftoflavona que permanecieron durante 48 h en el arroyo Las Flores y en condiciones de laboratorio respectivamente. Los datos se expresan como media \pm ESM. Las diferencias estadísticas significativas entre los grupos se evaluaron mediante ANOVA ($p < 0,05$) y comparaciones múltiples Prueba de Tukey. (*) indica diferencias respecto a controles de laboratorio; (#) indica diferencias respecto a controles de campo.

Tabla 2. Respuesta de biomarcadores de *Corydoras paleatus* frente a una dosis subletal de BNF en condiciones experimentales de campo y laboratorio.

El empleo de la actividad de la GST y la CAT como biomarcadores ha sido ampliamente documentado por diversos autores tanto en ensayos de campo como de laboratorio. En este sentido van der Oost *et al.* (2003) efectuaron una revisión de dichos estudios detectando que el incremento significativo de la actividad de la GST ocurrió en un 33% de los trabajos de campo y de laboratorio analizados; respecto a la CAT, el incremento de la actividad estuvo dado principalmente en los estudios de campo (55%).

Dentro de las alteraciones reportadas por exposición a xenobióticos también se encuentran las producidas a nivel hepático en el contenido tisular de proteínas. Reddy *et al.* (1991) evaluaron en *Cyprinus carpio* los efectos adversos producidos por la exposición a concentraciones subletales de malation y observaron una disminución significativa del contenido de proteínas totales sugiriendo la existencia de una alta actividad hidrolítica de las proteínas. De igual forma de la Torre *et al.* (2000) reportaron una disminución significativa en dicho parámetro luego de la exposición subletal a cadmio de juveniles de *C. carpio* interpretando dicha respuesta como un indicador fisiológico de la adaptabilidad de los peces para compensar el estrés. En nuestro caso, la exposición de *C. paleatus* a BNF no provocó cambios significativos respecto a sus controles respectivos aunque se observó para ambos casos (campo y laboratorio) una tendencia a la disminución del contenido tisular de proteínas. Esta tendencia se vio incrementada al comparar el efecto de la BNF de los individuos de campo respecto a los controles de laboratorio. Estos resultados indicarían la existencia de un efecto modulador de la respuesta cuando las condiciones del ensayo no son estandarizadas.

Respecto a los parámetros morfométricos evaluados (FC e IHS) no se observaron diferencias significativas entre los peces (β) y los controles tanto en condiciones de campo como en el laboratorio (Tabla 2). Por su parte, Fernandez-Jover *et al.* (2007) y Tejeda-Vera *et al.* (2007) reportaron un incremento de ambos parámetros en trabajos de exposición en jaulas y de recolección de peces respectivamente al comparar las respuestas en los sitios contaminados con compuestos orgánicos respecto a lugares prístinos de referencia. Cabe señalar que el aumento

del IHS en los peces puede estar asociado a la exposición de poluentes orgánicos. Al respecto, Dong-Hyuk y Adams (2007) atribuyeron como una posible causa de incremento de este índice al aumento del tamaño del hígado debido a un incremento de carbohidratos en la dieta así como al aumento de la actividad enzimática debido a la detoxificación de estos compuestos.

Comparando nuestros resultados de campo con los de laboratorio debe destacarse que no se detectaron diferencias entre controles en ninguno de los parámetros estudiados.

Al evaluar el efecto del HAP ensayado se detectaron respuestas diferenciales entre los peces experimentales de campo y los controles en varios de los parámetros analizados. Sin embargo, las respuestas de los peces fueron más evidentes en condiciones de campo al compararlas con los controles de laboratorio (β-ca vs C-la). En este sentido se registró un incremento en la actividad de la GST y CAT en un 51,5% y 78% respectivamente, mientras que las diferencias con los controles de campo fueron del 31,6% y 59,7%. Por otra parte, se observó una disminución del 16,6% en el contenido de proteínas hepáticas sin detectarse diferencias significativas respecto a su control de campo. Estas diferencias podrían atribuirse a la acción conjunta de diferentes variables fisicoquímicas y biológicas presentes sólo en condiciones de campo.

Por último, las actividades hepáticas de GST y CAT de *C. paleatus* exhibieron una adecuada capacidad biomarcadora frente a la β-naftoflavona (un HAP modelo) evidenciando que podrían ser utilizadas en la evaluación de la calidad de cuerpos de agua contaminados con HAPs. A su vez, los ensayos a campo demostraron ser de gran utilidad ya que en nuestro caso demostraron que las condiciones ambientales pueden modificar las respuestas de los biomarcadores; esto último quedó reflejado principalmente en la actividad de la GST y CAT. De igual forma, nuestros resultados evidenciaron que *C. paleatus* es una especie nativa susceptible de ser empleada como organismo de prueba en programas de monitoreo ecotoxicológico acuático.

AGRADECIMIENTOS

Se contó con el apoyo económico del CONICET, del ANPCyT-PICT 2002 y del

Dpto. Cs. Básicas de la UNLu así como con la colaboración de la Srta. Rocío Luque en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ascar, M.I. y F.R. de la Torre.** 2005. Biomarcadores hepáticos de la carpa (*Cyprinus carpio* L.): respuestas antioxidantes inducidas por la ̑-naftoflavona, un hidrocarburo aromático policíclico. *Biología Acuática*, 22: 19-28.
- Bagenal, T.B y F.W. Tesch.** 1978. Methods for assessment of fish production in fresh waters. En: Bagenal, T.B (Ed), Age and growth, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 101-136.
- Beers, R.F y I.W. Sizer.** 1952. A Spectrophotometric method for measuring the breakdown of hydrogen peroxide by catalase. *The Journal of Biological Chemistry*, 195: 133-140.
- Beyer, J., M. Sandvik, K. Hylland, E. Fjeld, E. Egaas, E. Aas, J.U. Skare y A. Goksoyr.** 1996. Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed by caging to polluted sediments in Sorfjorden, Norway. *Aquatic Toxicology*, 36: 75-98.
- Cazenave, J., M. A. Bistoni, S. F. Pesce y D. A.Wunderlin.** 2006. Differential detoxification and antioxidant response in diverse organs of *Corydoras paleatus* experimentally exposed to microcystin-RR. *Aquatic Toxicology*, 76: 1-12.
- Colombo, J.C., A. Barreda, C. Bilos, N. Cappelletta, S. Demichelis, P. Lombardia, M.C. Migoya, C. Skorupka y G. Suarez.** 2005. Oil spill in the Río de la Plata estuary, Argentina: 1. Biogeochemical assessment of waters, sediments, soils and biota. *Environmental Pollution*, 134: 277-289.
- de la Torre, F.R., A. Salibián y L. Ferrari.** 2000. Biomarkers assessment in juvenile *Cyprinus carpio* exposed to waterborne cadmium. *Environmental Pollution*, 109: 177-282.
- Dong-Hyuk, Y. y S. M. Adams.** 2007. Assessing effects of stress across levels of biological organization using an aquatic ecosystem health index. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67: 286-295.
- Feijó, C., A. Giorgi, M. E. García y F. Momo.** 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia*, 394: 41-52.
- Fenet, H., C. Casellas y J. Bountoux.** 1998. Laboratory and field-caging studies on hepatic enzymatic activities in European eel and Rainbow trout. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40: 137-143.
- Fernandez-Jover, D., J. A. Lopez Jimenez, P. Sanchez-Jereza, J. Bayle-Sempere, F. Gimenez Casalduero, F. J. Martinez Lopez y T. Dempster.** 2007. Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel (*Trachurus mediterraneus*, Steindachner, 1868) associated to sea cage fish farms. *Marine Environmental Research*, 63: 1-18.
- Habig, W. H., M. J. Pabst y W. B. Jakoby.** 1974. Glutathione-S-transferases: The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *The Journal of Biological Chemistry*, 249: 7130-7139.
- Jifa, W., Y. Zhiming, S. Xiuxian y W. You.** 2006. Response of integrated biomarkers of fish (*Lateolabrax japonicus*) exposed to benzo[a]pyrene and sodium dodecylbenzene sulfonate. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 65: 230-236.
- Lowry, O. H., N. J. Rosebrough, A. L. Farr y R. J. Randall.** 1951. Protein measurements with Folin phenol reagent. *Journal of Biological and Chemistry*, 193: 265-275.
- Luque, R. del P., P. Scarcia y F.R. de la Torre.** 2006. Respuestas bioquímicas y fisiológicas de un teleosteo nativo (*Corydoras paleatus*). Res. XXV Jornadas Interdisciplinarias de Toxicología: 35.
- Nilsen, B.M., K. Berg y A. Goksoyr.** 1998. Induction of cytochrome P450 1A (CYP1A) in fish. A biomarker for environmental pollution. *Methods in Molecular Biology*, 107: 423-438.
- Reddy, P.M. y G.H. Philip.** 1991. Hepato Toxicity of malathion on the protein metabolism in *Cyprinus carpio*. *Acta Hydrochimica hydrobiologica* 19: 127-130.
- Sloof, W., C. F. Van Kreijl y A. J. Baars.** 1983. Relative liver weights and xenobiotic-metabolizing enzymes of fish from polluted surface waters in the Netherlands. *Aquatic Toxicology*, 4: 1-14.
- Stanic, B., N. Andric, S. Zoric, G. Grubor-Lajsic y R. Kovacevic.** En prensa. Assessing pollution in the Danube River near Novi Sad (Serbia) using several biomarkers in sterlet (*Acipenser ruthenus* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*.
- Stephensen, E., S. Jorundur, J. Sturve, G. Ericson, M. Adolfsson-Erici, L. Forlin.** 2000. Biochemical indicators of pollution exposure in shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*), caught in four harbours on the southwest coast of Iceland. *Aquatic Toxicology*, 48: 431-442.
- Tejeda-Vera, R., E. López-López y J. E. Sedeño-Díaz.** 2007. Biomarkers and bioindicators of the health condition of *Ameba splendens* and *Goodea atripinnis* (Pisces: Goodeidae) in the Ameba River, Mexico. *Environment International*, 33: 521-531.
- van der Oost, R., C. Lopes, H. Komen, K. Satumalay, R. van den Bos, H. Heida y N. P. E. Vermeulen.** 1998. Assessment of Environmental Quality and Inland Water Pollution Using Biomarker Responses in Caged Carp (*Cyprinus carpio*): Use of a Bioactivation: detoxication Ratio as a Biotransformation Index (BTI). *Marine Environmental Research*, 46: 315-319.
- van der Oost, R., J. Beyer y N. P. E. Vermeulen.** 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13: 57-149.
- Yin, Y., H. Jia, Y. Sun, H. Yu, X. Wang, J. Wu y Y. Xue.** 2007. Bioaccumulation and ROS generation in liver of *Carassius auratus*, exposed to phenanthrene. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 145: 288-293.
- Zar, J.H.** 1996. *Biostatistical Analysis*, third ed. Prentice Hall, N.J. 662pp.

VARIACIÓN ESTACIONAL DEL FITOPLANCTON EN LA CUENCA INFERIOR DEL RÍO SALADO (PROVINCIA DE BUENOS AIRES)

M. E. BAZZURI, N. GABELLONE Y L. SOLARI

Instituto de Limnología «Dr. R. Ringuelet» (ILPLA), CONICET-UNLP. Florencio Varela, Argentina
elisab@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The main aim of this survey was to analyze seasonal variations in phytoplankton composition, relating its behaviour to temperature and conductivity, at El Destino (ED) sampling site in the Salado river lower-basin. A total of 28 phytoplankton samples were taken twice a week from 9/3 to 20/7/2004 and were analysed according to Utermöhl method. In total, 145 algae taxa were identified, although rare species were discarded in order to avoid statistical misinterpretation. Correlation coefficients and autocorrelation analyses (Q-Ljung-Box statistic) were performed in order to establish seasonal patterns of species abundance. Significant autocorrelations ($p < 0.05$) were observed between phytoplankton species and temperature-conductivity patterns, thus illustrating their seasonal behaviour. Moreover, taxa were grouped according to their occurrence during different water temperature periods: (1) a 'summer' group, included 41 species that were well represented during warm-waters ($>22^{\circ}\text{C}$) like *Planctonema lauterbornii*, *Chondrocystis dermochroa*, *Geminella interrupta*, *Chroococcus* spp., *Merismopedia* spp., among others; (2) a 'winter' group, which included 10 species whose highest densities were reached during the cold-waters period ($<12^{\circ}\text{C}$) for e.g. *Binuclearia* sp, *Nitzschia fruticosa*, *Schroederia indica*, *Microcystis firma*; (3) a 'transitional' group, of only 4 species with abundance peaks during 'intermediate' conditions (15.5°C average) with *Closteriopsis acicularis* and *Nodularia spumigena* being the most remarkable; and (4) an 'indifferent' group, with 29 species of random behaviour whose autocorrelations remain within confidence limits, like *Thorakochloris nygaardii*, *Pseudoanabaena limnetica*, *Monoraphidium giffithii*, *Scenedesmus linearis*, etc. An evident seasonal succession was detected, having species substitution from summer warm-stagnant adapted species to cold-waters favoured ones, hence indicating different successional stages.

Keywords: seasonal succession, potamoplankton, autocorrelation, time series, Salado River.

Palabras clave: sucesión estacional, potamoplankton, autocorrelación, series en el tiempo, Río Salado.

INTRODUCCIÓN

La estacionalidad del fitoplancton, a través de sus cambios en la densidad y composición de especies, ha sido objeto de numerosos estudios, y especialmente descrita en lagos (Garnier *et al.*, 1995). Sin embargo para los ríos, los factores que regulan el desarrollo del fitoplancton y su periodicidad estacional están menos documentados y son aún poco comprendidos (Reynolds, 1988). Desde hace tiempo se ha reconocido que la comunidad del fitoplancton experimenta cambios significativos a lo largo de un mismo año, comúnmente denominada como 'sucesión estacional', aún cuando presenta mayores similitudes con la sucesión terrestre que con su aspecto estacional (Padisák, 1994). Como consecuen-

cia de los tiempos generacionales cortos, muchas generaciones están implicadas, y por lo tanto, las comunidades del plancton están considerablemente expuestas a los disturbios, mayormente determinados por los cambios en las condiciones meteorológicas (Sommer *et al.* 1993).

A partir del reconocimiento de la existencia de poblaciones fitoplanctónicas nativas en los grandes ríos, se ha prestado una especial atención a las condiciones ambientales a las cuales están expuestas, tales como la turbulencia, los cortos tiempos de residencia, y la conectividad hidrológica: en relación a los backwaters, y como un factor clave en los sistemas de planicies de inundación del río (Reynolds, 1988; de Ruyter van Steveninck *et al.*, 1992; Ietswaart *et al.*, 1999). Estudios re-

cientes, focalizados en las fluctuaciones estacionales del fitoplancton de ríos, enfatizan la importancia de la dinámica longitudinal, dado que la adición de esta dimensión tiende a simplificar las interacciones (Garnier *et al.*, 1995). Por otra parte, estudios en la parte inferior del río Spree expresan que las diferencias estacionales en el crecimiento algal pueden ser atribuidas a cambios en los patrones de mezcla en las regiones de origen (lagos), que les permitirían tener distintas preadaptaciones al movimiento de mezcla turbulenta (Köhler, 1993). Sin embargo, los factores que varían estacionalmente, como la temperatura del agua, contribuyen significativamente a la selección de especies en el río San Joaquín (California, USA), debido a su influencia sobre las tasas de crecimiento algal (Leland, 2003).

La retención del río y la heterogeneidad del flujo de corriente son mecanismos que incrementan el tiempo de residencia y promueven las oportunidades para el desarrollo de los organismos del plancton (Reynolds y Descy, 1996). Además, la presencia de zonas de almacenamiento (zonas someras sobre el cauce y brazos de río) favorece el crecimiento de las poblaciones del potamoplancton por medio de la incorporación de inóculos, teniendo las velocidades de corriente y las fluctuaciones de caudal una importancia determinante en este intercambio (Reynolds, 1995; Walz & Welker, 1998).

Existen numerosos estudios referidos al plancton de la cuenca inferior del río Salado, pero ninguno de éstos comprende un muestreo intensivo (O' Farrell, 1993; Neschuk *et al.*, 2002). Sin embargo, Quaini *et al.* (2005) representa una excepción, dado que se realizaron análisis fisico-químicos durante 4 meses, con una frecuencia de muestreo de 2-3 veces por semana. Otros trabajos, describen la dinámica del plancton en la laguna San Miguel (backwater), su influencia sobre el cauce principal del río Salado y el rol de los patrones de conductividad y nutrientes como factores controladores de la comunidad planctónica a nivel de cuenca (Gabellone *et al.* 2001, 2005; Solari *et al.*, 2002). A su vez, también enfatizan la importancia de la geomorfología y las condiciones hidrológicas para el desarrollo del plancton, sugiriendo que la dinámica y el origen del potamoplancton estarían relacionados a

los aportes de los ambientes lénticos asociados (backwaters y lagunas).

Como es mencionado por Legendre (1993), la autocorrelación es una propiedad muy general de las variables ecológicas, especialmente de aquellas observadas a lo largo de series en el tiempo (autocorrelaciones temporales) o a través del espacio geográfico (autocorrelación espacial). En este sentido, y a través de las autocorrelaciones temporales, este trabajo presenta una herramienta para establecer patrones estacionales entre variables fisico-químicas y variaciones de la abundancia del fitoplancton. Mientras que los coeficientes de correlación toman las especies individuales como un todo, el procedimiento aplicado tiene la ventaja adicional de discernir el comportamiento de cada especie, teniendo como resultado autocorrelogramas, que pueden ser comparados con los patrones hallados para las variables ambientales. Debe mencionarse que este análisis estadístico representa una novedad para los estudios del río Salado, dado que es la primera vez que se realiza un muestreo intensivo durante varios meses, el cual permite un análisis de series en el tiempo.

El objetivo principal de este estudio fue analizar las variaciones estacionales de las especies del fitoplancton, relacionando su comportamiento con la temperatura y otras variables físicas en un sitio de muestreo (paraje El Destino) en la cuenca inferior del río Salado. Los objetivos particulares del presente son: **(1)** analizar la estructura espacial y temporal así como la dinámica del fitoplancton en la cuenca inferior del río Salado, **(2)** establecer, a través de las autocorrelaciones, el comportamiento estacional de las especies y su interdependencia con las variables ambientales como factores forzantes, y **(3)** determinar la presencia de asociaciones algales y su pertenencia a los principales grupos taxonómicos del fitoplancton.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Salado es el río autóctono más largo de la provincia de Buenos Aires y el último tributario de la cuenca del río de La Plata. Es un típico río de llanura, con una pendiente media de 0,107 m.km⁻¹, y una longitud de 571 km, cubriendo 150.000 km²



Figura 1. Mapa del área de estudio, mostrando la estación de muestreo El Destino (ED) en la cuenca inferior del río Salado.

de cuenca. Su planicie de inundación incluye gran cantidad de lagunas con diferentes grados de conectividad al río, que en condiciones normales ocupan 1.000 km². El régimen hidrológico del río Salado es muy variable, teniendo flujos de corriente que exceden los 1.500 m³.s⁻¹ durante periodos de inundación, mientras que en condiciones de sequía nunca supera los 100 m³.s⁻¹, con una consecuente variación en la conductividad y el transporte de materiales sólidos particulados. El clima es húmedo-templado, con una precipitación media anual de 899 mm.

El presente estudio comprende la estación de muestreo El Destino (ED) (35° 57' S; 58° 01' W), la cual se encuentra a 108 km de su desembocadura (Fig. 1) y a 462 km de su nacimiento, y constituye el comienzo de la cuenca inferior del río Salado (Gabellone *et al.*, 2001; Solari *et al.* 2002).

Análisis del fitoplancton

Las muestras fueron tomadas dos veces por semana desde el 9/Marzo hasta el 20/Julio de 2004, alcanzando un total de 28 muestras. Cada muestra se obtuvo de la integración de tres muestras tomadas de manera equidistante a lo largo de una transecta perpendicular al cauce. En cada punto de la transecta, se realizaron mediciones *in situ* de las variables ambientales (temperatura, pH, conductividad, salinidad, oxígeno disuelto y turbidez) utilizando un sensor múltiple Horiba U-10, siendo luego promediadas. Las muestras de fitoplancton fueron colectadas con una botella de Van Dorn, y preservadas en Lugol acético al 1%. El análisis cuantita-

tivo se realizó según la técnica de Utermöhl en cámaras de 5 ml, y los taxa fueron identificados hasta el mayor nivel taxonómico posible siguiendo bibliografía específica, tales como Germain (1981), Komárek & Anagnostidis (1999, 2005), Komárek & Fott (1983), Patrick & Reimer (1975) y Tell & Conforti (1986), entre otros. Se calculó la frecuencia relativa (FR) para cada taxón y las especies con baja ocurrencia (< 30% de FR) fueron descartadas para evitar, en lo sucesivo, interpretaciones estadísticas erróneas. También se obtuvo la riqueza de especies (número de taxa) para cada muestra analizada.

Análisis estadístico

Se realizaron correlaciones de Pearson (momento-producto) para establecer relaciones significativas entre las variables ambientales (pH, conductividad, turbidez, oxígeno disuelto, temperatura y salinidad) y la abundancia del fitoplancton (ind.mL⁻¹). Los datos fueron previamente transformados logarítmicamente para satisfacer los supuestos del test paramétrico, y los valores de probabilidad fueron corregidos por Bonferroni.

Se utilizaron coeficientes de autocorrelación para establecer las similitudes entre los patrones de abundancia de especies y variables físicas, en especial, de la temperatura del agua. Las autocorrelaciones se muestran en correlogramas, con valores de los coeficientes en las ordenadas y las distancias de clases en estaciones de muestreo (o fechas de muestreo en este caso) en las abscisas (Legendre, 1993). Además, se utilizó el estadístico Q de Ljung-Box como un método complementario de contrastación para la detección de aleatoriedad en los datos. Se aplicaron técnicas de suavizamiento (medias móviles de segundo orden y suavizamiento exponencial a =.2) sólo en los casos donde los datos presentaban un patrón estacional débil, con una probabilidad de Q no significativa (p < 0.05).

RESULTADOS

Variables ambientales

Los valores registrados para las distintas variables ambientales se encuentran enumerados en la Tabla 1. Los valores de pH estuvieron dentro del rango alcalino

	El Destino
Temperatura (°C)	15.21 (± 6.1) 25.8 - 6.07
Conductividad (mS.cm ⁻¹)	8.27 (± 2.48) 12.57 - 5.59
pH	8.31 (± 0.28) 9.53 - 7.95
Salinidad (mg.L ⁻¹)	0.46 (± 0.16) 0.72 - 0.3
Oxígeno disuelto (mg.L ⁻¹)	6.46 (± 2.41) 2.82 - 11.97
Turbidez (NTU)	247.88 (± 128.9) 72 - 445

Tabla 1. Parámetros físico-químicos. Se muestran los valores medios y su desviación estándar (primer a fila) y los rangos observados (segunda fila) de cada parámetro.

con valores máximos a comienzos del muestreo, mientras que los mínimos se registraron a mediados de Abril. Con respecto a la turbidez, los resultados no muestran una clara tendencia, dado que los valores registrados varían con elevada frecuencia. Los valores de oxígeno disuelto, estuvieron relacionados a las condiciones hidráulicas dominantes, al presentar una tendencia creciente hacia el invierno, con mayores valores durante Junio-Julio y menores durante bajos caudales, en Marzo-Abril. Un patrón similar fue observado para la salinidad, registrándose los mínimos durante el invierno (debido a la dilución de las sales) y los máximos valores a comienzos del estudio en el mes de Marzo (verano).

Durante el período de estudio, la temperatura del agua y la conductividad presentaron una clara tendencia decreciente. El máximo valor de temperatura (25,8°C) fue registrado el 30 de Marzo y el mínimo (6°C) el 1° de Julio (Fig. 2). De acuerdo a los resultados de las autocorrelaciones, pueden diferenciarse dos períodos significativos: **(1)** 'aguas cálidas', con temperaturas superiores a los 22°C, las cuales se establecieron desde el comienzo del muestreo hasta mediados de Abril y **(2)** 'aguas frías' con temperaturas inferiores a los 12°C, establecidas desde el 1° de Junio en adelante. Entre estas dos categorías podría establecerse un periodo de 'aguas transicionales' **(3)** con temperaturas medias de 15,5°C (Fig. 4-a).

La conductividad del río está relacionada a las prevalecientes condiciones hidrológicas, y presenta un patrón muy similar al de la temperatura (Fig. 4-b), al registrarse los valores más altos (12,57 mS.cm⁻¹) durante el primer período de muestreo, de clara correspondencia con la fase de 'aguas cálidas'. A partir de mediados de Abril, los valores de conductividad presentaron un marcado descenso (7,98 mS.cm⁻¹) y se mantuvieron relativamente estables hasta alcanzar el valor mínimo (5,6 mS.cm⁻¹) a fines de Junio (Fig. 2).

En cuanto al análisis de correlaciones ($n = 28$), se encontraron coeficientes positivos significativos para la abundancia del fitoplancton y las variables físicas: conductividad ($r = 0.7889$, $p < 0.05$), temperatura ($r = 0.78$, $p < 0.05$) y salinidad ($r = 0.7929$, $p < 0.05$). Mientras que para el

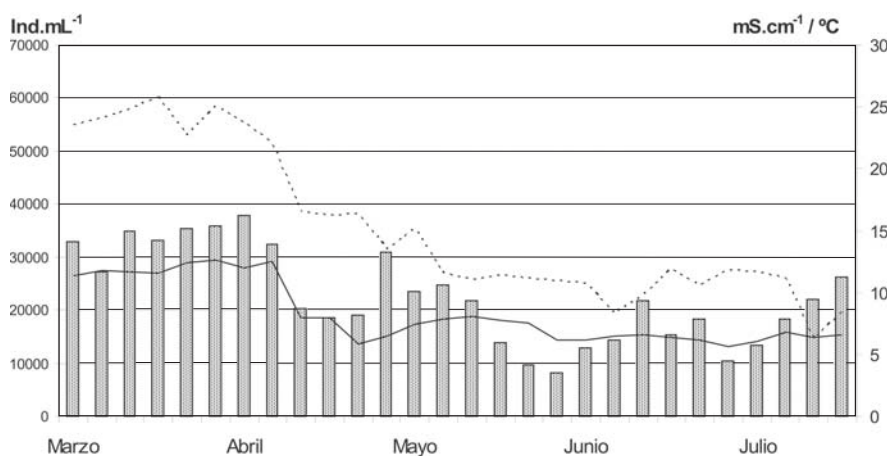


Figura 2. Parámetros físicos y abundancia del fitoplancton en El Destino: temperatura del agua (°C) en línea de puntos y conductividad (mS.cm⁻¹) en línea continua; totales de individuos (ind.mL⁻¹) en barras pautadas.

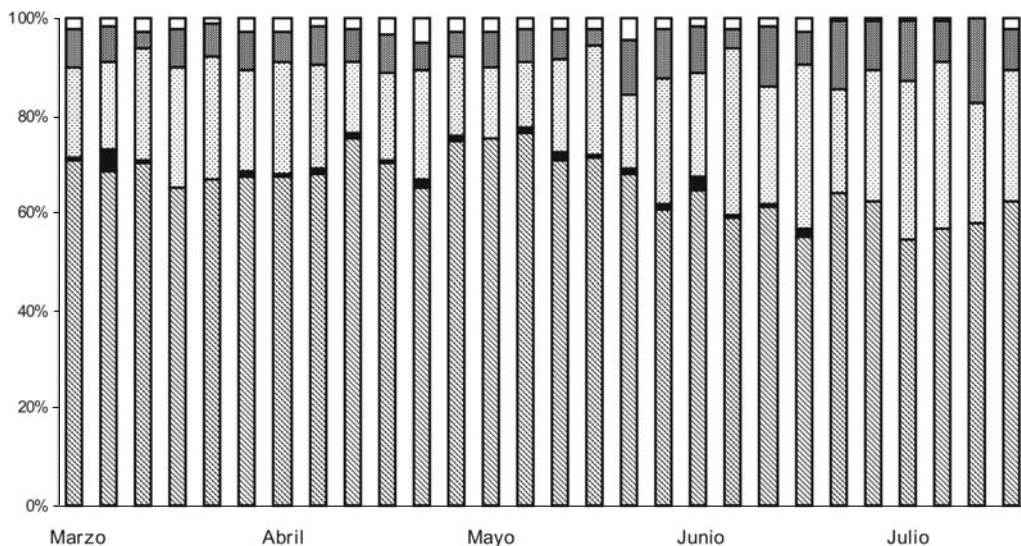


Figura 3. Porcentajes de los principales grupos algales (del total de individuos) a lo largo del muestreo: Clorofitas en rayado diagonal, Cianofitas en punteado suave, Diatomeas en sombreado, Criptofitas en blanco y Euglenofitas en negro.

oxígeno disuelto se encontró una relación significativa negativa ($r = -0.545$, $p < 0.05$).

Composición taxonómica del fitoplancton

Durante este estudio, se identificó un total de 145 especies, siendo las Clorofitas el grupo más relevante con un 55,17% del total de especies registradas. En orden de importancia, son seguidas por las Cianofitas (20,69%), Diatomeas (11,72%) y en último término por las Euglenofitas (8,28%). Entre los taxa menos representativos pueden mencionarse las Criptofitas (2,76%) así como las Xantofitas y los Dinoflagelados que presentaron el mismo porcentaje (0,7%). Con respecto a la riqueza de especies, se encontró un gran número taxa por muestra (68 en promedio), y en términos generales, la riqueza mínima se observó durante los meses de invierno, en el período de ‘aguas frías’ ($S = 45$), mientras que la máxima se registró durante el período de ‘aguas cálidas’ ($S = 88$), correspondiente al verano.

En cuanto al análisis cuantitativo (ind. mL^{-1}), las Clorofitas dominaron durante todo el período de muestreo, alcanzando hasta el 67,63% del total de individuos (Fig. 3). Entre las especies más abundantes pueden mencionarse a las Chlorococcales (*Scenedesmus* spp., *Monoraphidium*

spp., *Scotiellopsis reticulata*, *Tetraedrum minimum*, *Oocystis marsonii*, *Crucigenia* spp. y *Kirchneriella* spp.) y algunas formas filamentosas (*Planctonema lauterbornii* y *Geminella interrupta*). Le siguen las Cianofitas (21,27%), siendo las Chroococcales las más representativas *Chondrocystis*, *Merismopedia*, *Chroococcus* y *Microcystis*. También se registraron algunas formas filamentosas como *Anabaenopsis circularis*, *Anabaena aphanizomenoides* y *Oscillatoria* sp., aunque menos frecuentes. Los restantes grupos algales no superaron el 10% del total de individuos y, en orden de importancia se encuentran las Diatomeas, Criptofitas, Euglenofitas, Dinoflagelados y Xantofitas. Entre las Diatomeas, los taxa más representativos fueron *Achnanthes* sp., *Nitzschia fruticosa*, *N. communis*, *Pseudostaurosira brevistriata* var. *inflata* y *Navicula cryptocephala*. En este sentido, debería mencionarse que ninguno de los taxa identificados superó el 5% de frecuencia relativa a lo largo del muestreo, lo que evidencia una comunidad fitoplanctónica muy diversa y heterogénea sin notorios dominantes.

Estacionalidad del fitoplancton

Los taxa con baja ocurrencia (<30% de frecuencia) fueron descartadas, quedando 84 para el análisis de autocorrelaciones.

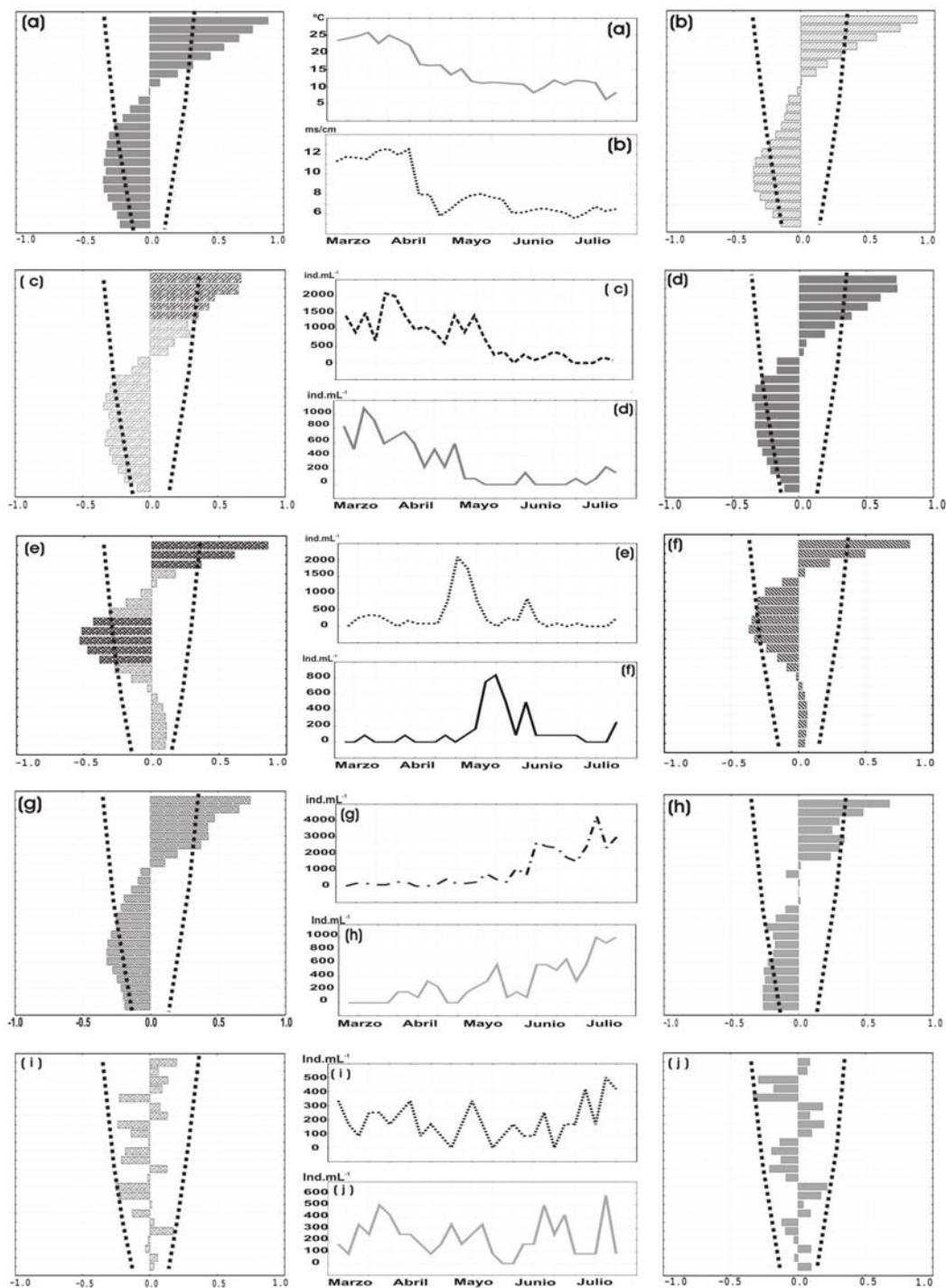


Figura 4. Autocorrelaciones de los parámetros físicos y la abundancia de las especies de El Destino. Los taxa fueron seleccionados teniendo en cuenta su abundancia y ajuste a las variables ambientales para cada grupo estacional. Los autocorrelogramas se muestran en las columnas de la extrema derecha e izquierda, con los límites de confianza en líneas de puntos. En la columna central se grafican las variaciones a lo largo del estudio (de Marzo a Julio) de los parámetros físicos y las abundancias de las especies (ind.mL^{-1}). (a) Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), (b) Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), grupo de 'verano' con (c) *Planctonema lauterbornii* y (d) *Chroococcus limneticus*; grupo de 'transición' con (e) *Closteriopsis acicularis* (medias móv. de 2° orden) y (f) *Nodularia spumigena* (medias móv. de 2° orden); grupo de 'invierno' con (g) *Microcystis firma* y (h) *Binuclearia sp.* y el grupo de 'indiferentes' con comportamiento al azar, (i) *Pseudostaurosira brevistriata var. inflata* y (j) *Monoraphidium griffithii*.

Este paso fue realizado a fin de evitar interpretaciones estadísticas erróneas, esto es, obtener distribuciones 'al azar' debidas a baja frecuencia y no a un comportamiento aleatorio en sí mismo.

Teniendo en cuenta el autocorrelograma de cada taxa y la variación de su abundancia, pudieron determinarse cuatro grupos de taxa con directa correspondencia a los patrones de temperatura y las condiciones hidráulicas del río, estimadas a través de la conductividad. En concordancia con los períodos de temperatura del agua, los taxa fueron agrupados según su comportamiento estacional en: (1) grupo de 'verano', con representantes muy abundantes durante el período de aguas cálidas (>22°C); (2) grupo de 'invierno', cuyos in-

tegrantes presentan un creciente desarrollo durante el período de aguas frías (<12°C); (3) grupo de 'transición', que incluye unas pocas especies con densidades elevadas solo en este intervalo de condiciones intermedias (15,5°C en promedio) y (4) grupo de 'indiferentes', con taxa que presentan comportamiento al azar con Q estadísticos altamente significativos ($p < .05$) y la permanencia de los coeficientes de autocorrelación dentro de los límites de confianza (Tabla 2).

(1) Grupo de Verano

La mayor parte de los taxa analizados (41) fueron clasificadas en este grupo, y sus integrantes se caracterizan por presentar altas densidades durante las pri-

Especies de aguas cálidas (41)

Achnanthes sp. Bory
Aphanocapsa delicatissima W. et G. S. West
Chondrocystis dermochroa Kom. et Anag
Chroococcus dispersus (Keissler) Lemmerm.
Chroococcus limneticus Lemmermann
Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli
Chroomonas coerulea (Geitler) Skuja
Coelastrum microporum Naegeli
Coenochloris planconvexa Hind.
Crucigenia quadrata Morren
Crucigenia rectangularis (A. Braun) Gay
Didimocystis bicellularis (Chod.) Kom.
Dyctiosphaerium ehrebergianum Naegeli
Dyctiosphaerium pulchellum Wood
Geminella interrupta (Thurpin) Lagerheim
Golenkinia radiata (Chodat) Wille
Kirchneriella irregularis (Smith) Kors
Kirchneriella obesa (West.) Schmidle
Melosira numuloides (Dillw.) Agardh
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing
Merismopedia minima Beck
Merismopedia tenuissima Lemmermann
Microcystis aeruginosa Kützing
Monoraphidium arcuatum (Kors.) Hind. forma
Monoraphidium contortum (Thurpin) Legn.
Monoraphidium convolutum (Corda) K.-Legn
Monoraphidium minutum (Näg.) Kom.-Legn.
Nitzschia communis Rabenhorst
Oocystis marsonii Lemmermann
Oocystis parva West & West
Planctonema lauterbornii Schmidle
Scenedesmus acutus Meyen
Scenedesmus acunae (?)
Scenedesmus intermedius Chodat
Scenedesmus intermedius var. acaudatus Hortob.
Scotiellopsis reticulata (Lund) Punc. et al.
Spirulina laxissima West (?)
Spirulina platensis Watanabe & Ischimura (?)
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg
Tetraedron trigonum (Näg.) Hansgirg
Tetraspora sp. Link

Especies transicionales (4)

Closteriopsis acicularis (Smith) Bel. & Swale
Franceia droescheri (Lem.) Smith
Kirchneriella pseudoaperta Komarèk
Nodularia spumigena Mertens

Especies de aguas frías (10)

Anabaena spiroides Klebahn
Anabaenopsis circularis (West) Wolosz. & Miller
Binuclearia sp. Wittrock
Coelasphaerium sp. Naegeli
Lagerheimia subsalsa Lemmermann
Microcystis firma (Kützing) Schmidle
Nitzschia fruticosa Hustedt
Peridinium sp. Ehrenberg
Pseudoanabaena limnetica (Lemmermann) Kom.
Scenedesmus ecornis (Ehrenb.) Chod.
Schroderia indica Philipose

Especies indiferentes (comportamiento al azar) (29)

Actinastrum gracillimum Lagerheim
Anabaena aphanizomenoides Forti
Cosmarium sp. Corda
Cryptomonas pusilla Bachm.
Cyclotella meneghiniana Kützing
Geitlerinema amphibium (Agardh ex Gomont) Anag.
Lobocystis planctonica (Tiff. & Ahlstr.) Fott
Monoraphidium giffithii (Berk.) Ko.-Legn.
Monoraphidium komarkovae Nyg.
Monoraphidium tortile (W. et G. S. West) Kom.-Leng.
Navicula cryptocephala Kütz.
Nitzschia acicularis W. Smith
Oocystis borgei Snow
Oocystis solitaria Wittrock
Oscillatoria tenuis Agardh ex Gomont
Pediastrum boryanum (Turpin) Meneghini
Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
Phacus granum Drezepolsky
Pseudostaurosira brevistriata var. inflata (Pant.) Edlund
Raphidiopsis mediterranea Skurja
Scenedesmus communis Hegewald
Scenedesmus linearis Kom.
Scenedesmus longispina (Turp.) Kütz.
Scenedesmus obliquus (Turp.) Kütz.
Scenedesmus opoliensis Richter
Schroderia setigera (Schroeder) Lemm.
Tetrastrum triangulare (Chod.) Kom.
Thorakochloris nygaardii Komarèk

Tabla 2. Lista de taxa de acuerdo a su comportamiento estacional.

meras semanas del muestreo, con temperaturas superiores a los 22°C (Fig. 4-c y 4-d). El grupo algal dominante en estas condiciones fue el de las Clorofitas, en especial las Chlorococcales *Kirchneriella* spp., *Scenedesmus* spp., *Crucigenia rectangularis*, *C. quadrata*, *S. reticulata*, *T. minimun*, *Didimocystis bicellularis*, *Monoraphidium* spp., *Oocystis marsonii*, y también algunas formas filamentosas como *P. lauterbornii* y *G. interrupta*. En segundo orden de importancia se encontraron Cianofitas Chroococcales tales como *Aphanocapsa delicatissima*, *Chondrocystis dermochroa*, *Merismopedia tenuissima*, *M. glauca*, *Chroococcus limneticus*, *C. minutus* y *C. dispersus*.

(2) Grupo de Transición

Todas las especies categorizadas en este grupo presentaron picos de abundancia durante condiciones de aguas 'intermedias' (temperatura promedio: 15,5°C), pero con densidades poco importantes durante la mayor parte del muestreo. Solo 4 especies tuvieron este comportamiento, siendo *Closteriopsis acicularis* y *Nodularia spumigena* las más representativas (Fig. 4-e y 4-f).

(3) Grupo de Invierno

Este grupo está caracterizado por la presencia de 10 taxa con creciente desarrollo hacia fines del muestreo, principalmente en los meses de Junio y Julio, en concordancia con el período de 'aguas frías' con temperaturas inferiores a los 12°C (Fig. 4-g y 4-h). Entre los taxa más importantes se encuentran: *Microcystis firma*, *Anabaenopsis circularis*, *Anabaena spiroides*, *Nitzschia fruticosa*, *Peridinium* sp., *Schroederia indica*, *Binuclearia* sp. y *Scenedesmus ecornis*.

(4) Grupo de 'Indiferentes'

Los taxa pertenecientes a esta categoría presentaron distribuciones al azar y carecieron de un comportamiento estacional, manteniendo los coeficientes de autocorrelación entre los límites de confianza ($p < 0.05$) (Fig. 4-i y 4-j). Un total de 29 taxa fueron ubicadas en este grupo, y entre ellas se destacan: *P. brevistriata* var. *inflata*, *Monoraphidium griffithi*, *M. komarkovae*, *M. tortile*, *Cryptomonas pusilla*, *Scenedesmus linearis*, *S. communis*, *S. opoliensis*, *Actinastrium gracillimum*, *Oscillatoria* spp., *Oocystis borgei* y *Thorakochloris nygaardii*.

DISCUSIÓN

En los grandes ríos, los procesos a escala de cuenca controlan la dinámica del plancton y determinan el crecimiento y las pérdidas de esta comunidad (Reynolds y Descy, 1996). Tal es el caso del río Salado, donde los cambios de conductividad del agua están estrechamente relacionados a las características geológicas particulares de la cuenca y a las fluctuaciones de caudal (Neschuk *et al.*, 2002). Por el presente, queda claro que la conductividad, la temperatura y los cambios de caudal son importantes factores forzantes sobre la comunidad del plancton, tal como se menciona en Gabellone *et al.* (2005). En acuerdo con nuestros resultados, también se señala que la composición del fitoplancton estuvo determinada por la salinidad, la alcalinidad y el estado trófico del agua.

Durante este estudio pudo establecerse que las limitaciones nutricionales no representaron una variable forzante sobre el fitoplancton en el río, dado que los resultados obtenidos por Quaíni *et al.* (2005) durante el mismo período de muestreo, muestran que el valor medio de fósforo total fue de 818,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para la estación ED. En concordancia con otros ríos templados, el aporte de nutrientes siempre fue lo suficientemente alto como para que sean improbables las limitaciones en el crecimiento algal (Köhler, 1993; Leland, 2003).

Con respecto a la riqueza de especies, el sitio de muestreo ED presentó mayor número de taxa que los encontrados en estudios previos en este lugar (Gabellone *et al.* 2005), donde el valor medio máximo en verano era de 55 ($S = 55$) y el mínimo medio de 23 en los meses de invierno. Mientras que nuestros resultados muestran una riqueza máxima de 88 taxa en verano, y un mínimo de 45 durante el invierno.

En cuanto a la composición taxonómica del fitoplancton, las Clorofitas dominaron durante el presente estudio, de la misma forma que fue observado por O' Farrell, (1993), Neschuk *et al.* (2002) y Solari *et al.* (2002) en trabajos previos del río Salado. A su vez, las algas verdes coccoides y nanoplanctónicas constituyeron un importante componente del fitoplancton durante condiciones de verano, al igual que lo observado por Neschuk *et al.* (2002). Esta misma dominancia fue descrita para el río Sena (Garnier *et al.*, 1995) y para ríos de

Ontario y este de Québec (Canada) donde las algas pequeñas (<20 µm) dominaron la comunidad del fitoplancton durante caudales base de verano (Chételat *et al.*, 2006).

Las Cianofitas también contribuyeron de manera importante a la comunidad del fitoplancton, dado que fueron muy abundantes en las aguas cálidas y poco fluyentes del verano, siendo en su mayoría Chroococcales coloniales. Asimismo tuvieron representantes con importantes abundancias en los meses de aguas frías (invierno), como es el caso de *Microcystis firma* y algunas formas filamentosas, al igual que lo observado por Neschuk *et al.* (2002) y Solari *et al.* (2002). Aún cuando las Cianofitas son conocidas por su inhabilidad de crecer en sistemas turbulentos o frecuentemente mezclados, grandes poblaciones han sido encontradas en ríos, tanto en condiciones de bajos caudales como de aguas estancadas, en concordancia con nuestros resultados (Köhler, 1993; Garnier *et al.*, 1995; Chételat *et al.*, 2006).

Durante el muestreo, las Diatomeas no fue el grupo dominante como usualmente ocurre en otros ríos templados, tales como el río Rin (de Ruyter van Stevenick *et al.*, 1992; Ietswaart *et al.*, 1999), el río Sena (Garnier *et al.*, 1995), el río San Joaquín en California (Leland *et al.* 2001, 2003) y en ríos canadienses (Chételat *et al.*, 2006). Sin embargo para el río Salado, y en acuerdo con nuestros resultados, Neschuk *et al.* (2002) y Solari *et al.* (2002) encuentran a las diatomeas como poco importantes, estando la mayoría de ellas asociadas a las comunidades bentónica y perifítica, y sólo unos pocos taxa de diatomeas centrales (como *Cyclotella meneghiniana*) podrían ser considerados como regulares componentes de la fracción nanoplancónica (Chételat *et al.*, 2006; Izaguirre *et al.*, 2004). En este sentido, la frecuente presencia de diatomeas Pennales tales como *Achnanthes* sp., *Nitzschia* spp., *N. cryptocephala* y *P. brevistriata* var. *inflata* podría ser atribuida a un origen perifítico y a un posible desprendimiento desde el cauce principal del río.

Las Criptomonadales, mayormente representadas por taxa pequeños del rango del nanoplancton, no representaron una fracción significativa del fitoplancton y solo aparecieron ocasionalmente, al igual que lo observado en ríos de Europa (Köhler J. 1993; Garnier *et al.*, 1995), pero en oposi-

ción a lo encontrado en ríos canadienses donde sí fueron importantes componentes del fitoplancton (Chételat *et al.*, 2006). Por su parte las Euglenofitas, resultaron ser irrelevantes a lo largo del muestreo, presentando escasas abundancias y esporádicas ocurrencias, en acuerdo con trabajos previos en el río Salado (Neschuk *et al.*, 2002).

El análisis estadístico utilizado nos permitió determinar patrones estacionales en la abundancia del fitoplancton y en la variación de la temperatura y conductividad a lo largo del muestreo. Los coeficientes de correlación establecieron relaciones significativas positivas entre las densidades del fitoplancton y algunas variables ambientales: conductividad, temperatura y salinidad. Pero los mismos no permiten visualizar los patrones de distribución a lo largo del muestreo, y por lo tanto estas variaciones quedarían mejor expresadas a través de autocorrelogramas. La autocorrelación temporal ha sido considerada como una herramienta estadística muy útil para la determinación del comportamiento de los taxa lo largo del tiempo, esto es, su respuesta a la variación estacional de las variables físicas. Por esta razón, el análisis de autocorrelaciones nos permitió confirmar la presencia de claros patrones estacionales entre los integrantes del fitoplancton en la cuenca inferior del río Salado.

Sobre esta base, se establecieron grupos de taxa de acuerdo a su similitud con los patrones significativos de conductividad y temperatura del agua ($p < 0.05$). Estas variables físicas experimentaron tendencias decrecientes a lo largo del muestreo, disminuyendo las temperaturas estivales (22-27,5°C) hasta las registradas en invierno (6-12°C), donde los crecientes flujos de caudal diluyeron las sales del río, disminuyendo los valores de conductividad. Este comportamiento estacional de la temperatura del agua también fue observado en el río San Joaquín, con temperaturas de verano entre 17,5° y 28,5°C y de otoño tardío-invierno entre 6,5° y 16°C (Leland, 2003).

Según los resultados obtenidos por el análisis de autocorrelaciones, las variaciones en la composición del fitoplancton estuvieron relacionadas a la estación climática, en total acuerdo con lo planteado por Neschuk *et al.* (2002). El grupo de

‘verano’ estuvo integrado por taxa que dominaron y alcanzaron su mayor desarrollo durante aguas cálidas, con elevados valores de conductividad durante Marzo-mediados de Abril. La mayor parte de los mismos fueron formas nanoplanctónicas coccoides, Clorofitas Chlorococcales y Cianofitas Chroococcales, aparentemente relacionadas a bajos caudales y a condiciones de aguas más estancadas, así como a elevadas temperaturas. Mientras que el plancton filamentoso de red tuvo una importancia secundaria, como ya fuera observado por O’Farrell (1993), Neschuk *et al.* (2002) y Solari *et al.* (2002) en investigaciones previas.

Como de Ruyter van Steveninck *et al.* (1992) señalan, la disminución del flujo de corriente favorece las condiciones para el crecimiento del fitoplancton mediante el aumento de los tiempos de residencia y la menor intensidad de turbulencia. Situación que parece presentarse durante el período de aguas ‘cálidas’ donde la abundancia fitoplanctónica en el río Salado fue más elevada, en coincidencia con menores valores de caudal y por ende, mayores condiciones de estancamiento.

El período de transición estuvo representado sólo por cuatro especies, con picos de abundancia durante estas condiciones de aguas ‘intermedias’ (con 15,5°C en promedio), siendo poco abundantes durante la mayor parte del estudio. Debido a sus escasos representantes, este grupo carece de rasgos comunes, y sería necesario realizar mayores investigaciones para dilucidar las posibles causas de este comportamiento.

El grupo de ‘invierno’ estuvo caracterizado por taxa con creciente desarrollo durante el período de aguas frías (6-12°C) en coincidencia con bajos valores de conductividad, y por lo tanto, crecientes flujos de corriente. El grupo estuvo mayormente dominado por *Microcystis firma*, la cual también fue encontrada en condiciones ambientales similares por Izaguirre *et al.* (2004).

Un grupo heterogéneo de taxa presentó distribuciones al azar y no tuvo, por lo tanto, claras relaciones con las variaciones de la temperatura y caudales del río. Este grupo de ‘indiferentes’ estuvo integrado por taxa que carecieron de comportamiento estacional y que tuvieron abundancias fluctuantes, sin mostrar una clara tendencia a

lo largo del estudio. Su comportamiento podría estar relacionado a otros factores físicos o biológicos del río, y en este sentido, nuevas investigaciones son necesarias para comprender la naturaleza de sus patrones netamente aleatorios.

Según nuestros resultados, la comunidad del fitoplancton presentó una respuesta similar a la mencionada en trabajos previos del río Salado, dado que estuvo significativamente afectada por la temperatura del agua, la conductividad y la hidrodinámica del río, variables consideradas como sus factores limitantes (Neschuk *et al.*, 2002; Solari *et al.*, 2002). La importancia de las condiciones hidráulicas de los ríos sobre la dinámica del plancton es mencionada para el río Rin (Ietswaart *et al.*, 1999) y el río Baía, donde la composición y abundancia del fitoplancton mostraron una fluctuación temporal significativa en respuesta al régimen hidrosedimentológico (Train y Rodríguez, 1998). Asimismo, está ampliamente aceptado que los factores hidrológicos y hidrodinámicos (descarga, tiempo de residencia del agua) son de gran importancia para el desarrollo del plancton en los ríos, en comparación a los lagos (Chételat *et al.*, 2006), y que el régimen hidrológico es la principal función forzante actuante sobre las comunidades acuáticas (Train y Rodríguez, 1998).

En coincidencia con nuestros resultados, Neschuk *et al.* (2002) señaló que el fitoplancton del río Salado mostró variaciones estacionales significativas a través de la composición de especies y abundancia, en respuesta a las variables físicas tales como conductividad, temperatura y fluctuaciones hidrológicas. Esto mismo fue encontrado para el río San Joaquín donde los factores que varían con la estacionalidad, como la temperatura del agua, contribuyen significativamente a la selección de especies, debido a su influencia sobre las tasas de crecimiento algal (Leland, 2003).

A lo largo del tiempo, se ha reconocido que las comunidades del fitoplancton experimentan ‘sucesiones estacionales’ como cambios significativos a lo largo del año (Padisák, 1994). Y en este sentido, el fitoplancton del río Salado mostró una evidente sucesión estacional, con claras sustituciones de especies, desde adaptadas a aguas cálidas y caudales bajos a especies tolerantes de las aguas frías con mayores caudales. El análisis de autocorrelaciones tem-

porales nos permitió detectar este reemplazo de especies y el comportamiento específico de cada una de ellas a lo largo del estudio. De esta forma, se identificaron grupos algales de acuerdo a su comportamiento durante los diferentes períodos de temperatura del agua, los que podrían ser interpretados como sucesivos estados sucesionales estacionales. Como Sommer *et al.* (1993) señalan, es sólo el ciclo externo de condiciones climáticas y hidrológicas el que reinicia la sucesión del plancton cada año. Sin embargo, la presencia de interacciones bióticas podría jugar un rol importante en el río Salado, al igual que en otros ríos de llanura, y por lo tanto, en este sentido, mayores investigaciones son necesarias, en especial aquellas focalizadas en estas interacciones.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por la Agencia Argentina de Promoción de Ciencias y Tecnologías (ANPCyT) (PMT-PICT 0409). Agradecemos a Construere S.A. quién nos permitió la realización de este muestro intensivo. María Elisa Bazzuri es becaria del CONICET (Argentina).

BIBLIOGRAFÍA

- Chetelat J., F. Pick y P. Hamilton. 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology and Oceanography*, 51: 681-689.
- De Ruyter Van Steveninck E. D., W. Admiraal, L. Breebaart, G. M. J. Tubbing y B. Van Zanten. 1992. Plankton in the River Rhine: structural and functional changes observed during downstream transport. *Journal of Plankton Research*, 14: 1351-1368.
- Gabellone N., L. Solari y M. C. Claps. 2001. Planktonic and physico-chemical dynamics of markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 6: 133-142.
- Gabellone N., M. C. Claps, L. Solari y N. Neschuk. 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455-477.
- Garnier J., G. Billen and M. Coste. 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modeling. *Limnology and Oceanography*, 40: 750-765.
- Germain H. 1981. Flore des diatomées. Diatomophycées. Collection «Faunes et flores actuelles». Société Nouvelle des Editions Boubée, 11, Saint-Michel, Paris. 444 pp.
- Ietswaart Th., L. Breebaart, B. Van Zanten y R. Bijkerk. 1999. Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 410: 1-10.
- Izaguirre I., I. O'farrell, F. Unrein, y R. Sinistro. 2004. Algal assemblages across a wetland, from shallow lakes to relictual oxbow lakes (Lower Paraná River, South America). *Hydrobiologia*, 511: 25-36.
- Köhler J. 1993. Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree. I. Population dynamics. *Journal of Plankton Research*: 335-349.
- Komarèk J. y K. Anagnostidis. 1999. Cyanoprokaryota 1. Chroococcales. Vol.19/1. Spektrum Akademischer Verlag, Hedingberg Berlin, Elsevier GmbH, 548 pp.
- Komarèk J. y K. Anagnostidis. 2005. Cyanoprokaryota 2. Oscillatoriales. Vol.19/2, München Elsevier GmbH, 759 pp.
- Komarèk J. y B. Fott. 1983. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele Obermiller), 1044 pp.
- Legendre P. 1993. Spatial Autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74 (6): 1659-1673.
- Leland H. V., L. R. Brown y D. K. Mueller. 2001. Distribution of algae in the San Joaquin River, California, in relation to nutrient supply, and other environmental factors. *Freshwater Biology*, 46: 1139-1167.
- Leland H. V. 2003. The influence of water depth and flow regime on phytoplankton biomass and community structure in a shallow, lowland river. *Hydrobiologia*, 506-509: 247-255.
- Neschuk N., N. Gabellone y L. Solari. 2002. Plankton characterisation of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 28: 1336-1339.
- O'farrell I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*, 271: 169-178.
- Padisák J. 1994. Identification of relevant time-scales in Non-equilibrium community dynamics: Conclusions from phytoplankton surveys. *New Zealand Journal of Ecology*, 18 (2): 169-176.
- Patrick R. y C. Reimer. 1975. The diatoms of the United States. *Monographs of The Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, Volumen 13, 668 pp.
- Quaini K., N. Gabellone, M. Ardohain y L. Solari. 2005. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del Río Salado (Prov. de Buenos Aires): Estudio comparativo. *Biología Acuática*, 22: 215-222.
- Reynolds C. S. 1988. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognosis. - In: Round F. E., (ed.): *Algae and Aquatic Environments*: 285-311. Biopress Ltd., Bristol, U.K.

- Reynolds C. S.** 1995. River plankton: the paradigm regained. In: Harper D. M. & Ferguson A. L. (eds.): *The Ecological Basis for River Management*: 161-173. John Wiley & Sons.
- Reynolds C. S. y J.-P Descy.** 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Large rivers*, 10 (1-4). *Archiv Für Hydrobiologie Supplement*, 113: 161-187.
- Solari L. C., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002. River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Large rivers*, 13 (1-2). *Archiv Für Hydrobiologie Supplement*, 141/1-2: 99-119.
- Sommer U., J. Padisák, C. S. Reynolds y P. Juhász-Nagy.** 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 249:1-7.
- Train S. y L. C. Rodrigues.** 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiología* 361: 125-134.
- Waltz N. y M. Welker.** 1998. Plankton development in a rapidly flushed lake in the River Spree system (Neuendorfer See, Northeast Germany). *Journal of Plankton Research* 20: 2071-2087.

CONTENIDO CLOROFÍLICO DEL EPIFITON SOBRE *Scirpus californicus* EN LA LAGUNA LA ROSITA (PARTIDO DE CASTELLI)

A. DOS SANTOS, M. G. CANO Y M. A. CASCO

Departamento Científico Ficología. Museo de La Plata. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP
Provincia de Buenos Aires. analiadossantos@yahoo.com.ar

ABSTRACT. La Rosita shallow lake is located in the south of Castelli city. With a surface area of 162 ha, 80% of the lake is covered by stands of californian bulrush. With the aim of studying dynamics of periphyton growth on this substrate, epiphytic chlorophyll content was analyzed in stands of *Scirpus californicus* located in shallow and deep zones, presenting differential development of floating and submerged macrophytes. Replicated samples of epiphyton were obtained monthly, during an annual period, by scrapping the total submerged area of bulrush axes in three sites of the shallow lake. Axe density was quantified in random fields and floating and submerged macrophyte cover percentages were estimated. Pigment extraction was performed according to Lorenzen (1967) and calculation of chlorophyll *a* concentration was carried out following Varela (1981). At the same time, water physic and chemical variables were measured. Evident spatial and temporal differences were found regarding epiphyton dynamics at the sampling points. At shallow sites (average depth 0,67 m), the maximum value of chlorophyll *a* concentration was 6,5 mg/m², while at deep points (average depth 1,02 m) this variable only attained a maxima of 0,38 mg/m². The factors that may have affected the chlorophyll content of periphyton were water column depth, submerged macrophyte cover (mainly *Ceratophyllum demersum*) and the age and growth period of californian bulrush. Floating macrophyte cover (principally *Ricciocarpus* sp.) may have affected too, no sufficient evidence could be gathered.

Keywords: Periphyton, californian bulrush, shallow lake, algal biomass, chlorophyll *a*.

Palabras clave: Perifiton, junco, laguna, biomasa algal, clorofila *a*.

INTRODUCCIÓN

En las lagunas pampeanas es frecuente la presencia de macrófitas (Pastore *et al.*, 1995), principalmente la emergente *Scirpus californicus* (junco), la que forma stands de distintas densidades, ubicados en zonas marginales o centrales u ocupando la totalidad del cuerpo de agua. Asimismo, en estas lagunas pueden crecer macrófitas sumergidas o flotantes, presentes durante todo el año o restringidas a un período de tiempo (Cano *et al.*, 2004, 2005).

En cuanto al desarrollo del epifiton sobre las macrófitas emergentes, su colonización depende de la naturaleza del sustrato (Goldsborough y Robinson, 1996), es decir de las propiedades de la superficie a colonizar (Albay y Akcaalan, 2003) y de la edad y el estado metabólico de las plantas, que durante la senescencia y muerte pueden liberar materia orgánica disuelta al medio (Wetzel, 1979). En particular, se observa que las especies de *Scirpus* generalmente están desprovistas de epifitos a excepción de los ejes más vie-

jos (Roos, 1983). Estas características se relacionan con la dinámica de las poblaciones de la macrófita, que a su vez puede variar respecto a la curva de crecimiento hipotético (Westlake, 1965). Respecto a su arreglo espacio-temporal, el epifiton está condicionado por variables ambientales dadas en el ciclo anual, tales como cambios en la temperatura (Roos, 1983), en el contenido de nutrientes (Rodusky *et al.*, 2001), en el nivel hidrométrico (Coops *et al.*, 2003) y en la disponibilidad de luz (Albay y Akcaalan, 2003).

La densidad de ejes en los stands de la macrófita emergente tiene un efecto negativo cuando ésta es alta, y consiste en sombreado (Pizarro, 1999) y roce entre los ejes (Goldsborough y Robinson, 1996). Otras macrófitas presentes en los stands, tanto emergentes como sumergidas, producen el mismo efecto, pero también ejercen un rol positivo sirviendo de simiente de algas perifíticas para la colonización de nuevas plantas y evitando la resuspensión de los sedimentos causada por la acción del viento (Pizarro, 1999; Cano *et al.*,

2002; James *et al.*, 2004). Finalmente, la presencia de macrófitas flotantes produce cambios en los parámetros físico-químicos del agua y si la densidad de la carpeta es alta, su efecto de sombreado puede ser crítico (Gantes y Tur, 1995).

Debido a que los condicionantes anteriormente citados actúan simultáneamente, pudiendo predominar alguno de ellos y ser la variable forzante, y que la dinámica de las lagunas pampeanas es altamente compleja y el conocimiento sobre los epífitos en ellas es escaso, el objetivo de este trabajo es discriminar variables ambientales y biológicas actuantes sobre la biomasa del ficoperifiton sobre *S. californicus* en la laguna La Rosita. Actualmente son necesarios aportes en el conocimiento del epifiton de cuerpos de agua someros para incorporarlos tanto en el contexto del postulado de aguas claras y turbias (Claps *et al.*, 2005), como en el análisis de las distintas comunidades en relación con el modelo conceptual propuesto por Goldsborough y Robinson (1996) sobre la predominancia de alguna de ellas según el efecto de las variables físico-químicas del agua y la presencia y distribución de las macrófitas.

La laguna La Rosita se encuentra próxima a la localidad de Castelli, a 57° 47' long O y 36° 7' lat S. La superficie de su espejo de agua es de 162 ha., el perímetro de la línea de costa 6 km, su longitud máxima 1.600 m y su profundidad máxima registrada 1,30 m. Está colonizada por macrófitas emergentes: *S. californicus* en un 80% del área y *Typha latifolia* en menor proporción. Entre las macrófitas sumergidas domina *Ceratophyllum demersum*; otras macrófitas presentes son *Potamogeton pectinatus*, *Myriophyllum quitense*, y *Utricularia sp.* Es común la formación de carpeta vegetal por las macrófitas *Ricciocarpus natans* y *Azolla filiculoides*. Recibe una fuerte acción antrópica por ser sitio de recreación para los pobladores. Desde hace años se siegan las macrófitas de una área con el objeto de mantener una zona del espejo de agua libre para la navegación donde, a pesar de estas actividades, crecen macrófitas sumergidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante un ciclo anual (mayo 2005-abril 2006), se muestreó en tres sitios de

la laguna con una periodicidad mensual. Con el objeto de discriminar el efecto de la profundidad, se eligieron un sitio profundo (LR1) y dos sitios someros, estos últimos seleccionados según la presencia o no de carpeta vegetal (LR3 y LR4 respectivamente)(Figura 1).

En todos los sitios y fechas se midieron el nivel hidrométrico con varilla graduada, la transparencia del agua con el disco de Secchi, y las variables físico-químicas: temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto y conductividad con un multímetro de campo Horiba U 10. Se tomaron muestras de agua para análisis químicos de fósforo total, amonio y sílice reactiva según APHA (1995).

Previo establecimiento del área mínima necesaria, se evaluó en cada sitio la población de *S. californicus* contabilizándose el número de ejes totales, vivos y senescentes en pie (con flor y con fruto) de diez unidades muestrales de 1 m² cada una. Con el mismo método de áreas se estimó el porcentaje de cobertura de las macrófitas flotantes y sumergidas presentes. Se midió la altura alcanzada por es-

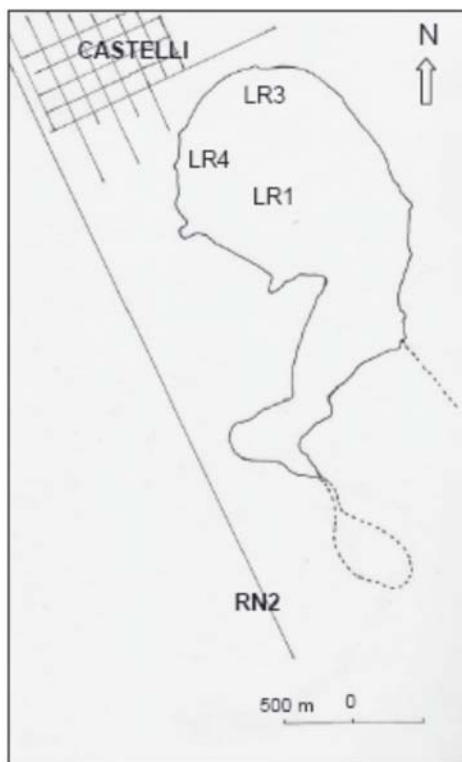


Figura 1. Laguna La Rosita. Localización de los sitios de muestreo.

tas últimas y (a partir de estos datos y del nivel hidrométrico) se calculó el porcentaje de la columna de agua ocupada.

Se obtuvieron tres réplicas de epifiton por raspado (Aloi, 1990) con vidrio (cubreobjetos mediano) tomando la totalidad de la parte sumergida de tres ejes de junco vivos. Para calcular la superficie colonizada por los epifitos se utilizó la fórmula del cono truncado. Para el análisis de clorofila, las muestras se filtraron usando filtros Whatmann GF/C y se utilizó acetona 90 % para obtener el extracto (método 10200, APHA, 1995). Los cálculos se realizaron según Lorenzen (1967) modificado según Varela (1981).

RESULTADOS

La máxima variación del nivel del agua en la laguna fue de 40 cm y el mes de mayor pluviosidad fue septiembre. LR3 y LR4 tuvieron una profundidad media de 0,67 m y LR1 una profundidad media de 1,02 m (Figura 2).

En la Tabla 1 se presentan el promedio, rango y desvío estándar de las principales variables físico-químicas del agua.

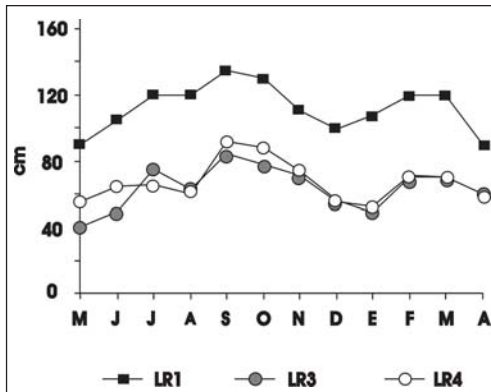


Figura 2. Altura hidrométrica registrada en los sitios de muestreo durante el período de estudio.

La laguna se caracterizó por tener aguas transparentes (con visibilidad del disco de Secchi hasta el fondo), alcalinas y de conductividad elevada, con déficit de oxígeno en profundidad en varias ocasiones.

La densidad de juncos se mantuvo constante durante el período de estudio en el sitio profundo LR1, contabilizándose entre 53 y 92 ejes/m². En los sitios someros la densidad del juncal fue generalmente cercana al doble de la hallada en el sitio profundo, registrándose un marcado aumento a partir de agosto y un máximo en marzo de 245 ejes/m² en LR3 (Figura 3).

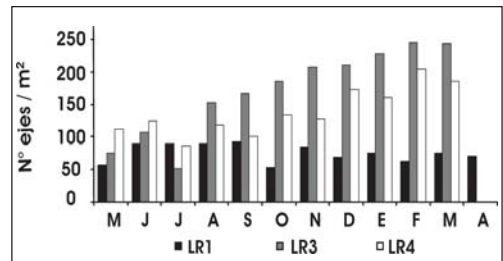


Figura 3. Densidad de ejes de *Scirpus californicus* en todos los sitios de muestreo.

En todos los sitios la proporción de ejes senescentes fue mayor que la de ejes vivos hasta el comienzo de la época de crecimiento de la macrófita, en primavera. Este crecimiento exponencial produjo un cambio en la proporción de ejes, llegando a cuadruplicarse los vivos en los sitios someros y sólo a duplicarse, sin afectar la densidad total de ejes, en el sitio profundo (Figura 4).

Las macrófitas flotantes presentes en la laguna pertenecieron a los géneros *Ricciocarpus* y *Azolla*. Se encontraron en LR3 formando carpetas con un porcentaje de cobertura generalmente superior al 50% y en LR4 sólo se registraron en mayo, con una cobertura del 20% (Figura 5).

Parámetro	Rango	Promedio	Desvío estándar	Número de observaciones
Temperatura (°C)	9,4 - 33,2	18,6	5,3	91
pH	6,8 - 13,8	9,3	1,3	90
Conductividad (µS/cm)	1.650 - 4.450	2.238	461,4	90
Oxígeno disuelto (mg/l)	0 - 20,1	6,7	4,67	85
Fósforo total (µg/l)	31 - 735	182	143	83
Amonio (µg/l)	3 - 669	54	96	76
Silice (mg/l)	0,5 - 28,5	4,6	5,98	76

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de la laguna La Rosita durante el período de estudio.

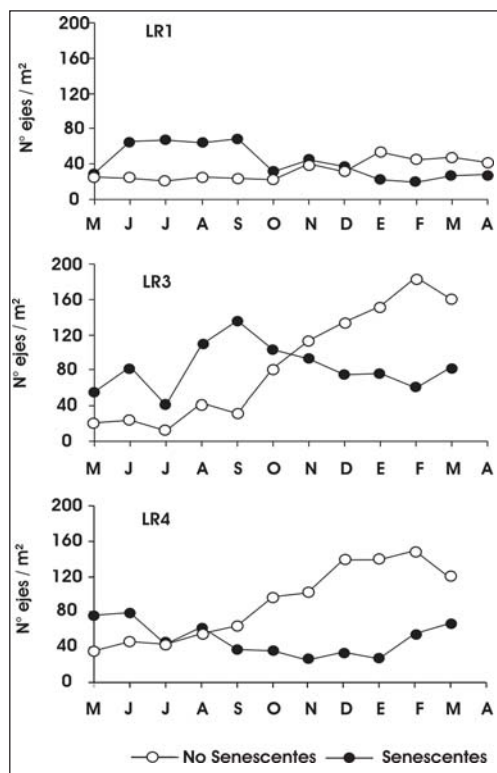


Figura 4. Densidad de ejes de *Scirpus californicus* no senescentes y senescentes en los tres sitios de muestreo.

Las macrófitas sumergidas se encontraron en todos los sitios y fechas. La especie dominante fue *C. demersum*, cuya cobertura alcanzó el 100% en LR1, fue superior al 60% en LR3 y no superó el 80% en LR4. Desde la primavera en adelante la cobertura fue similar entre los sitios someros y varió entre el 70 y 100% (Figura 6). En menor proporción se encontra-

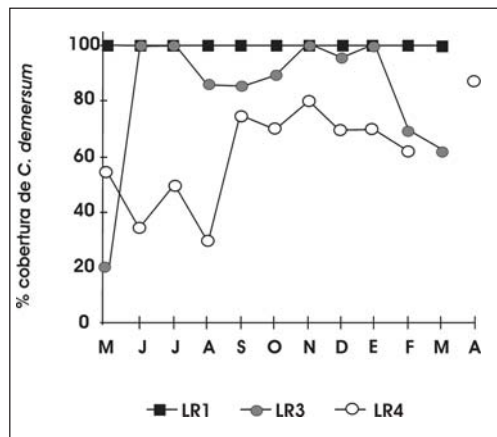


Figura 6. Porcentaje de cobertura de *Ceratophyllum demersum* en los sitios de muestreo.

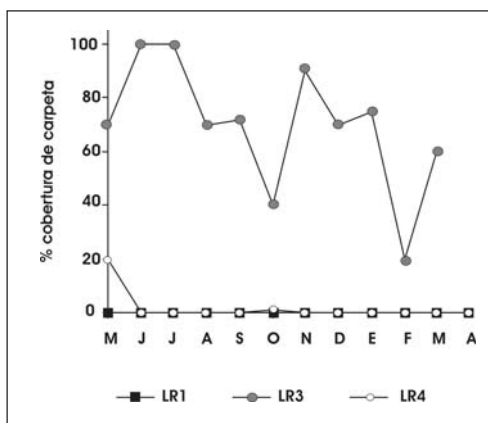


Figura 5. Porcentaje de cobertura de macrófitas flotantes en los sitios de muestreo.

ron *Utricularia* sp. sólo en el sitio LR3, con un máximo de cobertura del 2% en octubre y *M. quitense* restringido a LR4, alcanzando el 5 a 15% de cobertura entre los meses de noviembre a abril. El porcentaje de la altura de la columna de agua ocupada por macrófitas sumergidas fue generalmente superior al 80% y a excepción de septiembre en LR4 (33%), siempre estuvo por encima del 60% (Figura 7).

La concentración de clorofila *a* epifítica en LR3 aumentó a partir de enero, mes en el que alcanzó el máximo valor para ese sitio (3,75 mg cl. *a*/m²). En LR4 la variabilidad anual siguió un patrón diferente, con valores cercanos a 1,2 mg cl. *a*/m² y el máximo en septiembre para todo el período de estudio (6,5 mg cl. *a*/m²). Esta diferencia entre los sitios implicó que los registros de concentración fueran mayores en LR4 hasta diciembre y en LR3 desde esa

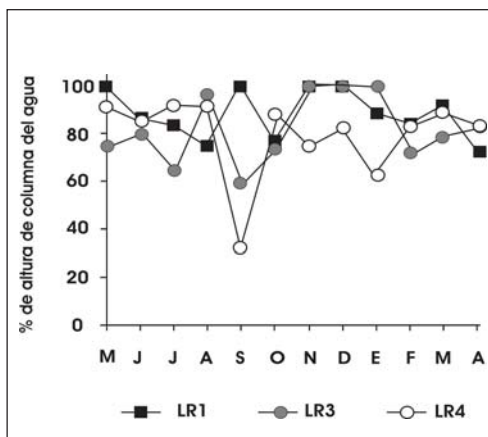


Figura 7. Porcentaje de altura de columna de agua ocupada por macrófitas sumergidas en los sitios de muestreo.

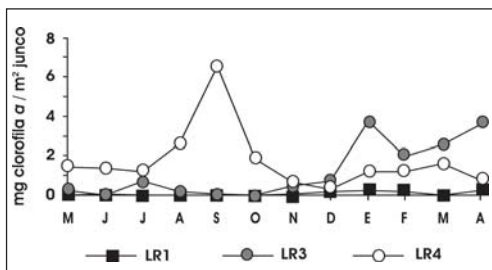


Figura 8. Contenido de clorofila a activa de epifiton sobre junco en los sitios de muestreo.

fecha en adelante. La concentración de clorofila a epifítica en LR1 tuvo valores mínimos durante todo el muestreo, siempre por debajo de 0,25 mg cl.a/m² (Figura 8).

DISCUSIÓN

En la laguna se identificó una época de crecimiento de *S. californicus* desde la primavera, alcanzando los máximos en el verano, como es de esperar para macrófitas de ambientes templados y subtropicales (Westlake, 1965). Sin embargo la dinámica poblacional de este sustrato resultó diferente entre los sitios de muestreo, especialmente entre el profundo y los someros. LR1, caracterizado por una altura hidrométrica entre 90 y 135 cm, tuvo en general el menor número de ejes por unidad de superficie, el que fue relativamente constante en relación con las áreas someras debido a la baja tasa de renovación y al reemplazo de ejes senescentes por vivos. En este sitio durante el período de predominancia de plantas senescentes (junio a septiembre) se registraron los menores valores de clorofila a epifítica (0 a 0,08 mg cl.a/m²) y la densidad de ejes varió entre 89 y 92 ejes/m². A partir de noviembre comenzó un segundo período, en el que aumentó la proporción de ejes nuevos, predominando desde enero en adelante. La densidad de ejes varió entre 63 y 84 ejes/m² y la concentración de clorofila a epifítica llegó a ser hasta tres veces mayor que la registrada precedentemente (0 a 0,25 mg cl.a/m²), pero aún las máximas concentraciones de clorofila a fueron por lo menos un orden de magnitud menor que las halladas en otros cuerpos de agua para epifiton (Goldsborough y Robinson, 1996). Un motivo para estas diferencias puede adjudicarse al hecho de que en general los

distintos autores utilizaron secciones sub-superficiales de la planta para la obtención de sus datos, mientras que en el presente trabajo se analizó el total del área sumergida de la macrófita, incorporándose en el cálculo el sector inferior del eje al que llega un menor porcentaje de luz.

En LR3 la altura hidrométrica tuvo un rango entre 40 y 84 cm. El número de ejes por unidad de superficie varió desde 52 hasta 245 ejes/m². Al igual que en el sitio profundo predominaron las plantas senescentes hasta septiembre; durante ese período la concentración de clorofila a epifítica tuvo valores entre 0,028 y 0,69 mg cl.a/m² y la densidad de ejes entre 52 y 166 ejes/m². El segundo período identificable, de crecimiento exponencial de la población, se extendió desde octubre en adelante. La clorofila epifítica varió entre 0 y 3,75 mg cl.a/m² y la densidad de ejes entre 185 y 245 ejes/m². Estos valores del pigmento fueron coincidentes con otros citados en la bibliografía para sistemas lagunares (Goldsborough y Robinson, 1996), pero su concentración se equipara con los menores valores medidos por distintos autores debido, probablemente, a la inclusión del eje completo, como se planteó precedentemente. A partir de los resultados hallados en este sitio, en que en momentos de máxima densidad de ejes se registraron los mayores valores de clorofila a epifítica (relación que también encuentran Rodusky *et al.*, 2001), se observa que serían necesarias densidades más altas para afectar negativamente a los epifitos.

En LR4 la altura hidrométrica varió entre 55 y 92 cm y la densidad de ejes desde 87 hasta 204 ejes/m². La etapa de crecimiento del junco habría comenzado antes que en los otros puntos de muestreo, predominando las plantas senescentes sólo en mayo y junio y observándose una curva de crecimiento con menor pendiente que en LR3. Coincidentemente con el inicio del período de crecimiento, en agosto, LR4 es el único sitio en el que aumentó la concentración de clorofila a epifítica, la que varió entre 0,63 y 6,53 mg cl.a/m² para todo el muestreo. En este sitio se alcanzaron las máximas concentraciones registradas en la laguna, en septiembre, cercanas al doble del máximo hallado en LR3.

La carpeta vegetal estuvo constituida por especies de bajo porte, que conformaron una estructura dinámica y móvil cuyo

porcentaje de cobertura varió rápidamente en relación con el viento predominante. Sólo en el sitio LR3 se encontró carpeta vegetal y en él los valores de clorofila epifítica fueron generalmente menores que en LR4. Sin embargo, el aumento registrado en la concentración de clorofila *a* desde enero es contrario al posible efecto negativo de sombreado dado por la presencia de carpeta vegetal (Gantes y Tur, 1995) y por lo tanto no es posible, a partir de la información disponible, discriminar sus efectos.

Respecto a la densidad de macrófitas sumergidas, en La Rosita se encontraron siempre alcanzando la cobertura máxima y ocupando la casi totalidad de la columna. El efecto negativo dado por la sombra y por el roce entre las macrófitas (Goldsborough y Robinson, 1996) predominaría sobre los efectos positivos dados por la riqueza de sustratos disponibles para el desarrollo de una flora perifítica más diversa (Goldsborough y Robinson, 1996) y por la reducción de la resuspensión de los sedimentos por la acción del viento (James et al., 2004). La transparencia del agua, con mediciones superiores al 1% de la luz incidente en el fondo en todos los sitios de la laguna La Rosita, estaría en concordancia con el modelo dado por estos últimos autores que encuentran que aún bajas densidades de macrófitas sumergidas pueden reducir la resuspensión a velocidades del viento que superan los 25 km/h.

Durante el año de muestreo se identificaron dos períodos de lluvias caracterizados por un aumento en el nivel hidrométrico así como en la concentración de nutrientes: septiembre y febrero. En septiembre se registraron los máximos valores de clorofila *a* epifítica en LR4, en coincidencia con Roos (1983) que concluye que la biomasa máxima perifítica se produce al comienzo de la primavera. En este sitio el aumento en la altura hidrométrica implicó un cambio sustancial en la proporción de la columna de agua ocupada por *C. demersum*, que disminuyó desde el 90% hasta el 30%, desapareciendo el efecto de sombreado y dejando expuesto a la luz un amplio sector superior de los ejes de *S. californicus*, donde se produce el mayor crecimiento de epífitos. En contraste, el porcentaje de cobertura de esta macrófita sumergida aumentó, probablemente debido a una redistribución espacial de las

plantas, que quedaron restringidas al estrato inferior, ya que no se registraron evidencias de un crecimiento de las plantas o incremento en su número. En contraste con LR4, durante septiembre en LR3 la concentración de clorofila *a* epifítica se mantuvo en bajos valores. En este sitio las macrófitas sumergidas no disminuyeron en igual proporción, sino que ocuparon el 60% de la columna de agua, manteniendo su efecto de sombreado. A esta situación se sumó el efecto de sombra producido por la carpeta vegetal, que permaneció con un porcentaje de cobertura superior al 70%. En consecuencia, los epífitos soportaron condiciones desfavorables respecto a las halladas en LR4.

Las lluvias de febrero se relacionaron con la disminución en la concentración de clorofila *a* epifítica en LR3. En este sitio disminuyó el porcentaje de la altura hidrométrica ocupada por macrófitas sumergidas desde el 100 % hasta el 72 %, así como los porcentajes de cobertura dados por *C. demersum* (del 100 % hasta el 70 %) y por la carpeta vegetal (del 75 % hasta el 20 %). Tales condiciones resultarían favorables para el crecimiento de los epífitos, pero dos circunstancias dadas por el sustrato podrían haber sido las determinantes en el menor desarrollo observado de la comunidad epifítica. En primer lugar, el tiempo transcurrido entre el aumento del nivel del agua (con la consecuente incorporación de sustrato sumergido) y la fecha de muestreo probablemente haya sido insuficiente para el establecimiento de una comunidad desarrollada en este nuevo sector. En segundo lugar, continuamente se produjo sustrato nuevo que no habría alcanzado a colonizarse en la medida en que potencialmente podría haber ocurrido, debido a la rapidez con que se incrementó la densidad de junco. Puntualmente, este fue el sitio y momento en que se registró la mayor pendiente en el crecimiento exponencial del junco en todo el muestreo (Figura 4). En este sentido, Pizarro (1999) explica que cambios en la biomasa de la macrófita afectan al epifiton, y que el espacio a ser colonizado aumenta durante la estación de crecimiento. En febrero, en LR4, se mantuvieron valores similares de la concentración de clorofila *a* epifítica respecto al mes anterior. Por un lado, las macrófitas sumergidas ejercieron un efecto negativo dado por

la altura de la columna de agua que ocuparon (83 %), pero, por otro, la densidad de juncos aumentó en menor medida que en LR3.

Los descensos en el nivel del agua de agosto, enero y abril fueron coincidentes con aumentos en la concentración de clorofila *a* epifítica. En enero este incremento se registró en todos los sitios y podría haber estado relacionado con cambios estacionales en la temperatura del agua, a los que son especialmente susceptibles los cuerpos de agua someros (Goldsborough y Robinson, 1996), con el período de mayor crecimiento de los epifitos, de aumento en la irradiación solar, de mayor disponibilidad de luz dada por la disminución del nivel hidrométrico (Albay y Akcaalan, 2003), de incremento en la concentración de nutrientes y de materia orgánica, esta última producto de la descomposición de las macrófitas (liberada durante el año y solubilizada en la época cálida) (Wetzel, 1979) y disminución de la altura ocupada por macrófitas sumergidas. En contraste con nuestros resultados, Coops et al. (2003) señalan que en los sitios someros el descenso del nivel del agua implicaría un mayor porcentaje de la columna de agua ocupada por macrófitas sumergidas. Estas condiciones favorables habrían prevalecido sobre los efectos negativos dados por la cobertura de macrófitas sumergidas y la densidad y crecimiento del junco, los cuales no variaron respecto al mes anterior.

CONCLUSIONES

Se concluye que el epifiton sobre junco en la laguna La Rosita resultó afectado por múltiples factores y su interacción. La altura hidrométrica, la disposición horizontal y vertical de las macrófitas sumergidas en la columna de agua y la dinámica poblacional del sustrato, afectaron al epifiton. Mayores densidades de ejes de *S. californicus* que los hallados podrían ejercer un efecto negativo sobre los epifitos, sin embargo las densidades registradas durante este período estarían por debajo de las necesarias para inhibir o condicionar dicho crecimiento. La menor concentración epifítica en el sitio con carpeta vegetal podría estar relacionada con su presencia y cobertura, pero a partir de los re-

sultados alcanzados en este estudio no pudo discriminarse su efecto. En el ciclo anual debe considerarse tanto el período de crecimiento del sustrato como la variación de las condiciones ambientales favorables para el desarrollo epifítico. Eventos tales como las lluvias afectan a los distintos condicionantes del epifiton y por ende se produce una multiplicidad de respuestas de compleja interpretación, para cuya discriminación se requieren estudios controlados en mesocosmos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente subvencionado por CONICET (PIP 02216) y por la Universidad Nacional de La Plata (Proyecto N484).

BIBLIOGRAFÍA

- Albay, M. y R. Akcaalan. 2003. Comparative study of periphyton colonisation on common reed (*Phragmites australis*) and artificial substrate in a shallow lake, Manyas, Turkey. *Hydrobiologia*, 506-509: 531-540
- Aloi, J.E. 1990. A critical review of recent freshwater periphyton field methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 656-670
- American Public Health Association. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. APHA, Washington, D.C. 1550 pp.
- Cano, M.G., M.A. Casco, N. Gabellone y M.C. Claps. 2002. Variaciones témporo-espaciales del fitobenton en una laguna arrea de la pcia. de Buenos Aires. Segundas Jornadas sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Libro de resúmenes: 7
- Cano, M.G., M.A. Casco y M.C. Claps. 2004. Distribución espacial de la biomasa planctónica y perifítica en una laguna somera de la provincia de Buenos Aires (Argentina). VI Seminario Colombiano de Limnología y I Reunión Internacional sobre Embalses Neotropicales. Resúmenes: 42
- Cano, M.G., M.A. Casco y M.C. Claps. 2005. Cambios estructurales del perifiton en relación a los estados de biequilibrio en una laguna pampásica. III Congreso Argentino de Limnología. Libro de resúmenes. Ediciones Caleuche y Ed. Del Nuevo Extremo: 101
- Claps, M., D. Ardohain, H. Benítez, M. Cano, M. Casco, N. Gabellone, M. Mac Donagh, L. Solari, y G. Ruiz. 2005. Limnological comparison of two shallow lakes (Buenos Aires, Argentina) during turbid and clear water phases. Environmental change and rational water use proceedings. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires: 57
- Coops, H., M. Beklioglu y T.L. Crisman. 2003. The

- role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems - workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 506-509: 23-27
- Gantes, H.P. y N.M. Tur.** 1995. Variación temporal de la vegetación en un arroyo de llanura. *Revista Brasileira de Biología*, 55 (2): 259-266
- Goldsborough, G.L. y G.G.C. Robinson.** 1996. Pattern in Wetlands. *En*: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y R.L. Lowe (eds.) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA: 77-117
- Lorenzen, C.J.** 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments spectrometric equations. *Limnology & Oceanography*, 12: 343-346
- James, W.F., E. P. Best y J. W. Barko.** 2004. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia*, 515: 193-201
- Pastore, P.M., N.M. Tur y M.T. Marrone.** 1995. Biomasa y productividad primaria de macrófitos no emergentes de una laguna y su afluente (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista Brasileira de Biología*, 55 (2): 267-281
- 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
- Rodusky, A.J., A.D. Steinman, T.L. East, B. Sharfstein y R. H. Meeker.** 2001. Periphyton nutrient limitation and other potential growth-controlling factors in Lake Okeechobee, U.S.A. *Hydrobiologia*, 448: 27-39.
- Roos, P.J.** 1983. Dynamics of periphytic communities. *En* Wetzel, R.G., (ed.) *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Dr.W.Junk Publishers, The Hague: 5-10.
- Varela, M.** 1981. El problema de la determinación de clorofila *a* en el fitomicrobentos: discusión sobre la metodología. *Oecologia Aquatica*, (5): 7-19.
- Westlake, D.F.** 1965. Some Basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 18 Suppl.: 229-248
- Wetzel, R.G.** 1979. The role of the littoral zone and detritus in lake metabolism. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft, Ergebnisse der Limnologie*, 13: 145-161

FITOPLANCTON DE UNA LAGUNA PAMPÁSICA (SAN MIGUEL DEL MONTE, BUENOS AIRES, ARGENTINA): VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS GRUPOS FUNCIONALES

K. QUAÍNI, L. SOLARI Y G. RUIZ

Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet», Florencio Varela, Buenos Aires
karina@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. Phytoplankton assemblages were analyzed taking into account the functional groups in a shallow lake connected to the lower basin of Salado River. Samples were obtained monthly (9/1997-8/1998), from the affluent (E1), San Miguel del Monte lake (E2) and the connection with Las Perdices lake (E3). Species with biovolume higher than $0.5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ and contributing to 5-73 % of total biovolume were selected. Moderate eutrophy favored the development of filamentous cyanobacteria (S1 and S2 functional groups), unicellular flagellates (Y and X2) and nitrogen fixed cyanobacteria (H and H1). Colonial cyanobacteria (X1 and K) coexisted with filamentous cyanobacteria in coincidence with high phosphorus values. Biovolume of unicellular flagellates increased in relation to the input of nutrients from Salado River. At E3, filamentous cyanobacteria (S1, S2, H1 and H) were dominant and species of Y and X1 groups were co-dominant. At E1, colonial cyanobacteria (M), typical from eutrophic lakes with high organic matter, were found in high densities. Phytoplankton functional classification introduced by Reynolds gives an invaluable information and represents a good complement to understand the ecological characteristics of the algae and the phytoplankton dynamics in San Miguel del Monte Lake.

Keywords: phytoplankton, functional groups, biovolume, shallow lake.

Palabras clave: fitoplancton, grupos funcionales, biovolumen, laguna.

INTRODUCCIÓN

Establecer categorías ecológicas en el fitoplancton y su uso para describir las variaciones en su composición en lagos tiene una larga historia (Reynolds *et al.*, 2002). Para tal fin se ha desarrollado un sistema de organización para el fitoplancton a través de grupos funcionales de especies que potencialmente pueden dominar o co-dominar en los lagos (Reynolds, 1997; Reynolds *et al.*, 2002).

En base al análisis anual (1997-1998) de la estructura y dinámica del fitoplancton en la laguna San Miguel del Monte en tres sitios de muestreo con características ambientales diferentes, se identificaron las estrategias de vida de las especies (Solari *et al.*, 2003; Ruiz *et al.*, en revisión). El objetivo del presente trabajo fue conocer la respuesta de las especies individuales a las características ambientales marcadamente diferentes (físico-químicas e hidrometeorológicas) de cada uno de los tres sitios de

muestreo en la laguna San Miguel del Monte. Esta respuesta se fundamenta en los aspectos adaptativos basados en los atributos morfológicos, fisiológicos y ecológicos de las especies permitiéndonos reconocer los grupos funcionales dominantes en la laguna. Reynolds ha desarrollado un sistema de organización para el fitoplancton a través de grupos funcionales de especies que potencialmente pueden dominar o co-dominar en los lagos (Reynolds, 1997; Reynolds *et al.*, 2002). En este trabajo se aplicó la clasificación de los grupos funcionales de Reynolds a las especies fitoplanctónicas más relevantes en la laguna San Miguel del Monte.

Para la laguna de Monte se pueden citar trabajos sobre zooplancton (Benítez *et al.*, 2000; Claps *et al.*, 2002; 2004), características físico-químicas (Ardohain *et al.*, 2000), estado trófico (Gabellone *et al.*, 2002) y dinámica fitoplanctónica (Solari *et al.*, 2002; 2003). Asimismo, se ha desarrollado un trabajo que analiza las estra-

tegrías de vida de las especies fitoplanctónicas (C-R-S) en relación a eventos hidrometeorológicos ocurridos en la laguna de Monte (Ruiz *et al.*, en revisión).

MATERIALES Y MÉTODOS

La laguna San Miguel del Monte está localizada en la cuenca inferior del río Salado en la pampa deprimida, al NE de la provincia de Buenos Aires (35°26' S y 58°49' O). Recibe un único afluente permanente, el Arroyo El Totoral, y tiene un área de 655 ha, un volumen de 8,52 hm³ y una profundidad media de 1,3 m (Dangavs, 1973). La laguna presenta una compuerta que impide su conexión con la laguna Las Perdices. Los muestreos se realizaron mensualmente en tres estaciones de muestreo: en el Arroyo El Totoral (E1), en la zona más profunda de la laguna (E2) y en la compuerta que comunica con la laguna Las Perdices (E3) durante el período 9/97-8/98 (Fig. 1). Una inundación proveniente del río Salado en mayo imposibilitó el muestreo en ese mes. Las muestras de fitoplancton se obtuvieron con una bomba centrífuga y se fijaron con Lugol acético. El biovolumen (mm³.l⁻¹) fue calculado aplicando las dimensiones celulares a figuras geométricas con fórmulas de la literatura (Lewis, 1976;

Wetzel & Likens, 1991). La dimensión lineal máxima se expresó como DLM. El análisis cuantitativo se realizó según la técnica de Utermöhl (1958). Asimismo se extrajeron muestras de agua para los análisis de fósforo total (PT) y polifenoles solubles (American Public Health Association (APHA), 1995). La concentración de polifenoles solubles se utilizó como medida indirecta de materia orgánica disuelta. La transparencia se midió con el disco de Secchi. Por otra parte se midieron algunos parámetros físico-químicos con un sensor múltiple Horiba U-10 (conductividad, temperatura, pH y oxígeno disuelto (OD)). Se seleccionaron las especies con un biovolumen superior a 0,5 mm³.l⁻¹ y con una contribución entre el 5-73% al biovolumen total. Las especies fueron clasificadas de acuerdo al esquema de los grupos funcionales propuestos por Reynolds *et al.* (2002) y Padisák *et al.* (2003). Se aplicó análisis de correlación paramétrica entre algunos parámetros físico-químicos y el biovolumen de las especies.

RESULTADOS

La concentración promedio de OD fue más alta en las estaciones E2 y E3 (7,6 y 6,8 mg.l⁻¹, respectivamente) que en la estación E1 (1,6 mg.l⁻¹). La máxima conductividad se registró en la laguna al comienzo del período de muestreo (2.500 µS cm⁻¹ en E2 y en E3) y disminuyó hacia fines del período de estudio (1.210 µS.cm⁻¹ en E2 y 1.410 µS.cm⁻¹ en E3), mientras que en E1 la disminución fue más marcada (4.340 - 695 µS cm⁻¹). La concentración de PT promedio fue similar en los tres sitios (E1: 269 µg.l⁻¹; E2: 219 µg.l⁻¹ y en E3: 246 µg.l⁻¹). Los valores máximos ocurrieron en E1 en noviembre 1997 (439µg.l⁻¹) y en marzo 1998 (464 µg.l⁻¹), mientras que en E2 fue en setiembre 1997 (444µg.l⁻¹) y en E3 en junio 1998 (570 µg.l⁻¹) (Fig. 2). En la laguna el pH fue alcalino, con valores promedio de 9,54 en E2 y 9,13 en E3, mientras que en E1 fue neutro o ligeramente ácido con un valor promedio de 6,91. La transparencia promedio fue más alta en E1 (51 cm) que en E2 y en E3 (42 cm y 45 cm, respectivamente). La concentración promedio de polifenoles solubles fue: 3,45 mg.l⁻¹ en E1; 0,051 mg.l⁻¹ en E2 y 1,52 mg.l⁻¹ en E3 (Fig. 2). La estación E1 se caracterizó por

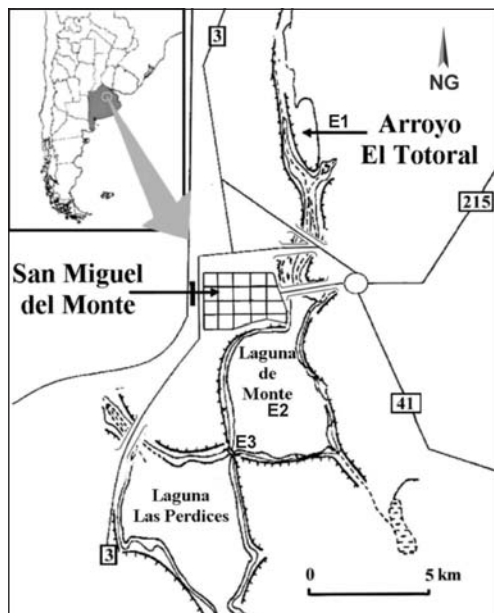


Figura 1. Mapa de la laguna San Miguel del Monte con las estaciones de muestreo.

	GF	DLM (µm)
CYANOBACTERIA		
<i>Anabaena aphanizomenoides</i> Forti	H1	40-100
<i>Anabaenopsis circularis</i> (West) Wolosz y Miller	H1	40-100
<i>A. tanganyikae</i> (West) Wolosz y Miller	H1	40-100
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemm.	X1	20-40
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	K	20-40
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	M	40-100
<i>M. pseudofilamentosa</i> Crow	M	40-100
<i>Nodularia spumigena</i> Mert.	H	> 100
<i>Oscillatoria tenuis</i> Agardh ex Gomont	S1	> 100
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Komárek	S1	40-100
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja	S2	> 100
<i>Spirulina laxissima</i> G.S.West	S2	40-100
CHLOROPHYTA		
<i>Chlamydomonas</i> sp	X2	1a 20
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn	X1	1a 20
<i>Oocystis</i> spp	J	1a 20
<i>Tetraedron minimum</i> (A.Br.) Hansg.	X1	1a 20
BACILLARIOPHYTA		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	A	1a 20
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	D	20-40
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	D	40-100
<i>Synedra delicatissima</i> W. Sm.	D	> 100
CRYPTOPHYTA		
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.	Y	1a 20
<i>C. pusilla</i> Bachm.	Y	1a 20
EUGLENOPHYTA		
<i>Euglena</i> spp	W	20-40

Tabla 1. Especies con biovolumen > 0,5 mg.l⁻¹, grupos funcionales (GF) y dimensión lineal máxima (DLM) en la laguna San Miguel del Monte.

ser un ambiente con alto disturbio hidráulico dado que es un ambiente lótico y por otra parte presentó valores de transparencia levemente superiores al de las otras dos estaciones. En la laguna (E2) el nivel de disturbio hidráulico fue bajo y la transparencia ligeramente menor que en E1 y E3. La estación compuerta (E3) presentó condiciones de estabilidad intermedia en la columna de agua y valores de transparencia similares a los de E2 (Fig. 2).

Se identificaron 267 especies del fitoplancton durante el ciclo anual en las tres estaciones de muestreo. Las Chlorophyta contribuyeron con el mayor número de especies (102) seguidas por las Bacillariophyta (70), Cyanobacteria (47), Euglenophyta (44), Cryptophyta (2) y Dinophyta (2). Del total de especies, 23 presentaron un biovolumen superior a 0,5 mm³.l⁻¹ y contribuyeron con una abundancia relativa entre 5-73 % del biovolumen total (Tabla 1).

Las formas fisonómicas más importantes fueron las filamentosas en las estaciones E2 y E3, mientras que las coloniales lo fueron en la estación E1. Las formas unicelulares no móviles (diatomeas en E1

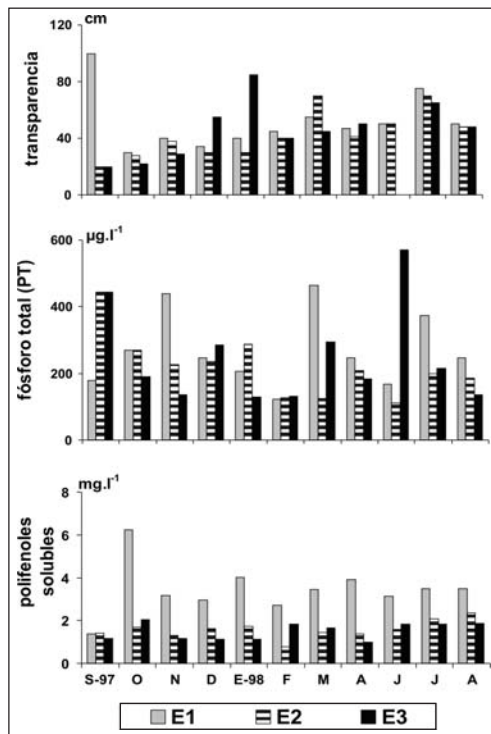


Figura 2. Variación de la transparencia, fósforo total (PT) y polifenoles solubles en las tres estaciones de muestreo durante el período 9/1997-8/1998.

y en E2 y clorofitas en E3) se destacaron en verano (enero) en las tres estaciones de muestreo con valores superiores al 75% del biovolumen total coincidiendo con el máximo desarrollo de macrófitas sumergidas (*Potamogeton pectinatus*). Las unicelulares móviles fueron importantes en E2 y en E3 en primavera temprana con especies de *Euglena* y en invierno con *Cryptomonas erosa* y *Cryptomonas pusilla*, mientras que en E1 predominó *C. erosa* a mediados de la primavera y del verano (Fig. 3a, b y c).

Las especies con DLM superior a 40 µm registraron la mayor biomasa durante el ciclo anual en las tres estaciones de muestreo (Tabla 1).

Las cianobacterias fueron el grupo taxonómico más importante en las tres estaciones de muestreo, siendo superadas por las diatomeas durante enero en E1 y en E2.

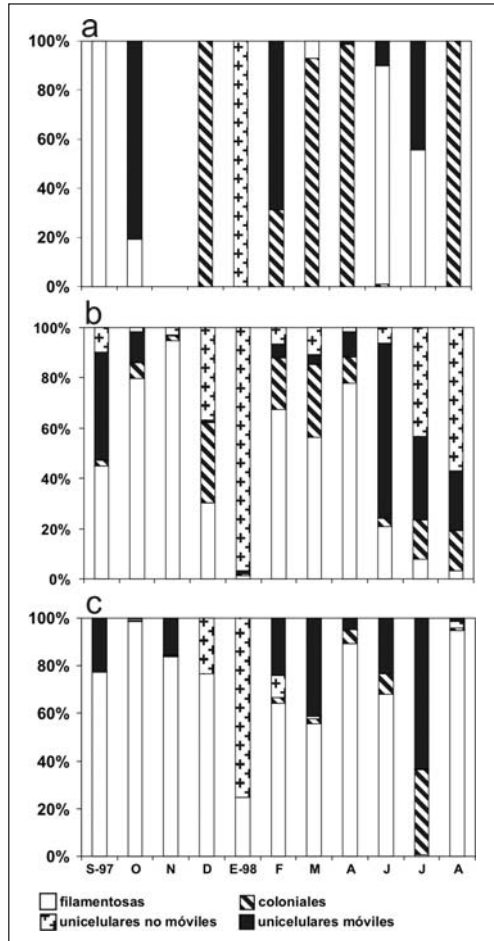


Figura 3. Variación anual del biovolumen (%) de los grupos fisonómicos del fitoplancton en los tres sitios de muestreo: (a) Arroyo El Totoral (E1), (b) laguna San Miguel del Monte (E2) y (c) compuerta (E3).

Las clorofitas alcanzaron su pico máximo en enero en E3, mientras que las criptofitas dominaron en julio en E3 y en octubre y febrero en E1 (Fig. 4a, b y c). Las cianobacterias fueron las que más contribuyeron a la biomasa total del fitoplancton: 68% de la biomasa anual promedio en la laguna, 72 % en compuerta y 90% en el arroyo.

El mayor biovolumen promedio anual se registró en E3 (26 mm³.l⁻¹) y el menor en E1 (2,58 mm³.l⁻¹), mientras que en E2 alcanzó un valor de 13,8 mm³.l⁻¹ (Fig. 5).

En las Figuras 6 y 7 pueden observarse las variaciones espacio-temporales de las asociaciones del fitoplancton en cada una de las diferentes estaciones de muestreo durante el ciclo anual.

En el arroyo (E1) se destacó el grupo funcional **M** (*Microcystis aeruginosa* y *Microcystis pseudofilamentosa*) que predo-

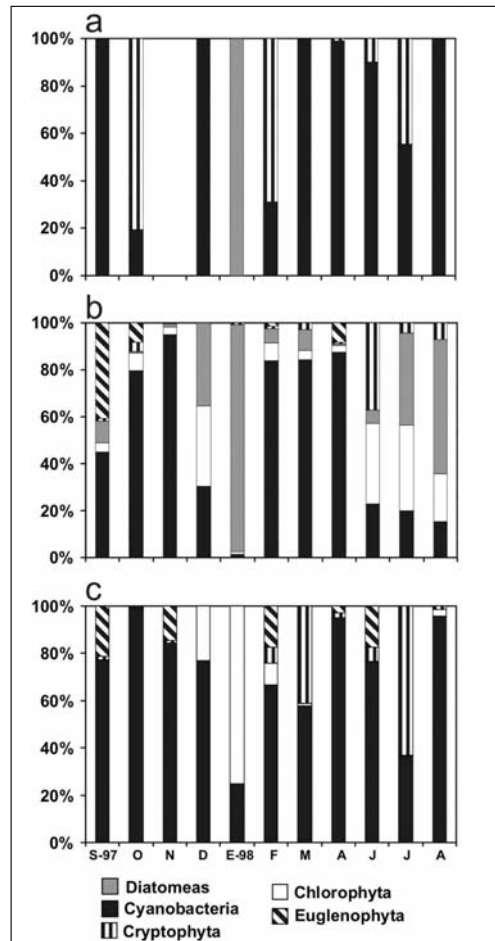


Figura 4. Variación del biovolumen (%) de los grupos taxonómicos del fitoplancton en los tres sitios de muestreo: (a) Arroyo El Totoral (E1), (b) laguna San Miguel del Monte (E2) y (c) compuerta (E3).

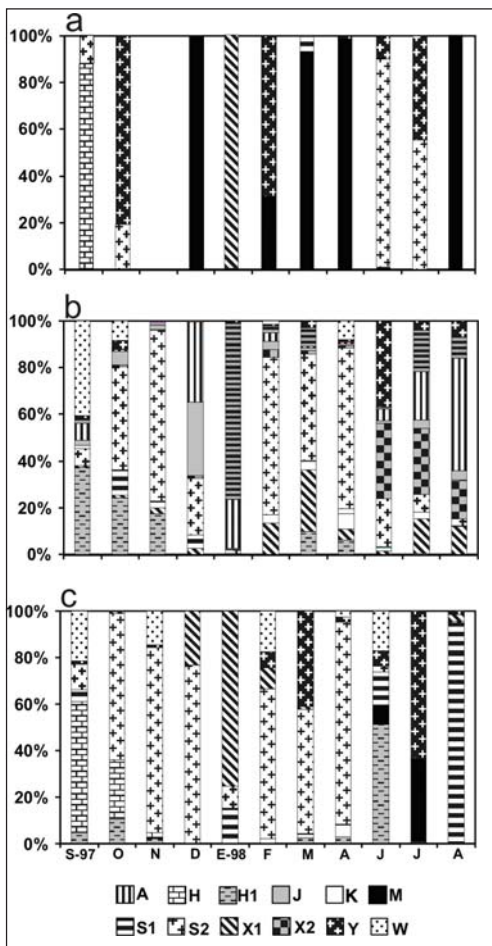


Figura 6. Variación del biovolumen (%) de los grupos funcionales del fitoplancton en los tres sitios de muestreo: (a) Arroyo El Totoral (E1), (b) laguna San Miguel del Monte (E2) y (c) compuerta (E3).

minó en verano temprano (diciembre) con *M. pseudofilamentosa* y en otoño (marzo-abril) y a fines del invierno (agosto) con *M. aeruginosa*, en coincidencia con una elevada concentración de polifenoles solubles y altos niveles de PT ($r = 0,54, P < 0,05$) (Fig. 2). El grupo **H** (*Nodularia spumigena*) fue dominante en primavera (octubre) coincidiendo con la concentración de oxígeno disuelto más alta, el pH más alcalino y la mayor conductividad durante el ciclo anual. **S2** (*Raphidiopsis mediterranea*) dominó en invierno (junio-julio). El grupo **D** (*Synedra delicatissima*) dominó en biomasa sólo durante el verano temprano (enero) en coincidencia con el máximo desarrollo de macrófitas sumergidas. El grupo **Y** (*C. erosa*) fue importante en primavera (octubre), verano tardío (febrero) e invierno (ju-

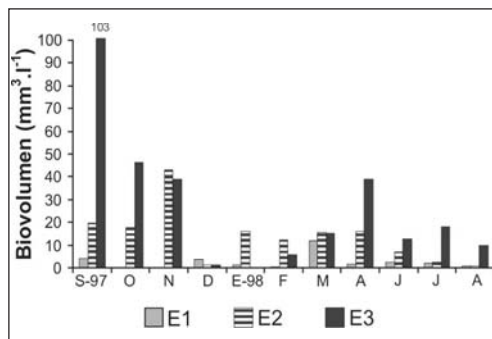


Figura 5. Variación del biovolumen total ($\text{mm}^3 \cdot \text{l}^{-1}$) del fitoplancton en los tres sitios de muestreo: Arroyo El Totoral (E1), laguna San Miguel del Monte (E2) y compuerta (E3).

lio) (Figs. 6a y 7).

En la laguna (E2) el grupo funcional **S2** (*R. mediterranea* y *Spirulina laxissima*) fue dominante durante la primavera y en el periodo verano tardío-otoño con valores que superaron el 50 % de la biomasa total, favorecido por la disponibilidad de nutrientes. **H1** (*Anabaena aphanizomenoides*) fue importante en primavera con especies de cianobacterias fijadoras de nitrógeno. Los grupos **Y** (*C. erosa*) y **X2** (*Chlamydomonas* sp) incrementaron su biovolumen durante el invierno en relación al aporte de nutrientes aportados desde el río Salado durante un periodo de inundación ocurrido en mayo de 1998 (Fig. 2). Los grupos **J** (*Oocystis* spp) y **A** (*Cyclotella meneghiniana*) coexistieron en el verano en coincidencia con el desarrollo de macrófitas sumergidas y un aumento en la transparencia (Fig. 2). El grupo **D** (*Epithemia sorex* y *Navicula radiosa*) dominó en enero con especies provenientes de la comunidad perifítica. Los grupos **K** (*Coelosphaerium kuetzingianum*) y **X1** (*Chroococcus dispersus* y *Tetraedron minimum*) coexistieron en verano tardío-otoño con valores bajos de biovolumen y simultáneamente con un aumento en la concentración de fósforo (Fig. 2). El grupo **W** (*Euglena* spp), característico de ambientes someros ricos en materia orgánica, tuvo su máximo desarrollo en primavera en coincidencia con valores altos de polifenoles solubles que indican aportes alóctonos de materia orgánica (Fig. 6b). El grupo **S1** (*Pseudanabaena limnetica*) tuvo su máxima biomasa en octubre con muy baja transparencia ($r = -0,55, P < 0,05$) (Fig. 2) (Figs. 6b y 7).

En compuerta (E3), el grupo funcional dominante fue **S2** (*R. mediterranea* y *S.*

laxissima) durante la primavera y el período verano tardío-otoño con valores 50-90% del biovolumen total, coincidiendo con valores de transparencia entre 0,30-0,50 m (Fig. 2). **H1** (*A. aphanizomenoides*, *Anabaenopsis circularis* y *Anabaenopsis tanganykae*) se destacó en primavera con cianobacterias filamentosas fijadoras de nitrógeno en coincidencia con los valores más bajos de transparencia ($r = -0,64$) (Fig. 2). *N. spumigena* (grupo **H**) fue dominante

en primavera coincidiendo con uno de los valores más altos de fósforo (Fig. 2) **X1** (*Monoraphidium minutum* y *T. minimum*) dominó en verano con formas unicelulares inmóviles coincidiendo con valores altos de transparencia. **Y** (*C. erosa* y *C. pusilla*) fue importante en julio con valores de 40 a 60 % del biovolumen total. *C. pusilla* predominó en julio en coincidencia con el aumento de nutrientes debido a la inundación del río Salado (Fig.2). **W** (*Euglena*

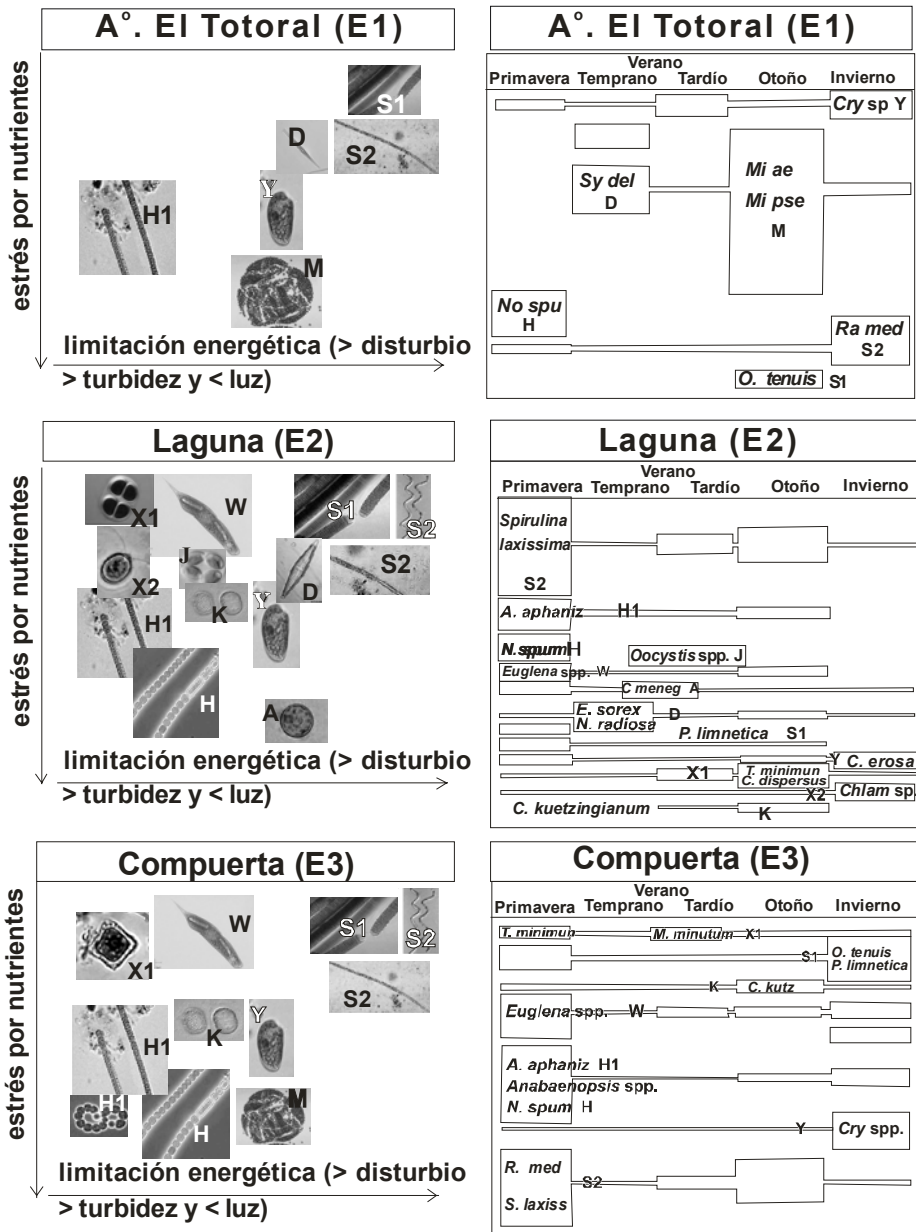


Figura 7. Sucesión estacional de los grupos funcionales hallados en las tres estaciones de muestreo en la laguna San Miguel del Monte durante el período 9/1997-8/1998.

spp) se destacó durante el ciclo anual en coincidencia con valores altos de polifenoles solubles y con valores bajos de transparencia ($r = -0,54$, $P < 0,05$) (Fig. 2).

S1 (*P. limnetica* y *Oscillatoria tenuis*), contribuyó con el 94 % a la biomasa total en agosto coincidiendo con un marcado descenso en la concentración de oxígeno disuelto y un aumento en el nivel de polifenoles solubles. El grupo **K** estuvo representado por *C. kuetzingianum* en otoño con valores bajos de biovolumen (Figs. 6c y 7).

DISCUSIÓN

El sistema de organización para el fitoplancton en grupos funcionales de Reynolds (Reynolds, 1997; Reynolds *et al.*, 2002) fue aplicado no sólo en ambientes lénticos (Kruk *et al.*, 2002; Allende & Izaguirre, 2003; Huszar *et al.*, 2003; O'Farrell *et al.*, 2003; Padišák *et al.*, 2003) sino también en lóticos (Devercelli, 2006). Este esquema de formas de vida es muy útil para explicar y predecir cambios ambientales con una mejor interpretación limnológica (Weithoff, 2003). Esta clasificación muestra la simultaneidad de respuestas de especies individuales a las condiciones ambientales como el tamaño del lago, régimen de mezcla, nutrientes, disponibilidad de luz y carbono, entre otras.

Las condiciones meso-eutróficas de la laguna San Miguel del Monte (Gabellone *et al.*, 2002; Solari *et al.*, 2002, 2003) y las altas concentraciones de nutrientes, no limitantes para el crecimiento del fitoplancton, permitieron que se estableciera una comunidad taxonómica y fisonómicamente dominada por cianobacterias filamentosas y coloniales (Izaguirre & Vinocur, 1994 a, b). De acuerdo a la clasificación de grupos funcionales, las especies de las tres estaciones de muestreo tienen en común que están adaptadas a ambientes que no sufren estrés por nutrientes (Reynolds, 1997; Reynolds *et al.*, 2002).

Las cianobacterias fueron dominantes en cuanto a biomasa y formas fisonómicas en las tres estaciones de muestreo, ya que están asociadas a condiciones eutróficas con baja relación N:P (Ruiz *et al.*, en revisión), pH alcalino y temperatura alta (Reynolds, 1984; Olrik & Nauwerck, 1993; Scheffer *et al.*, 1997). Las asociaciones de especies de cianobacterias estuvieron representadas por los grupos funcionales **H**,

S1, **S2** y **M**, de acuerdo con la clasificación propuesta por Reynolds (1997).

El grupo **H** (*A. aphanizomenoides*, *Anabaenopsis circularis*, *Anabaenopsis tanga-nykae* y *Nodularia spumigena*), cianobacterias fijadoras de nitrógeno, fueron tolerantes a bajas concentraciones de nitrógeno y sensibles a escasa intensidad de luz (Reynolds *et al.*, 2002). El grupo **S1** (*P. limnetica* y *Oscillatoria tenuis*) integrado por cianobacterias filamentosas sin hetero-cistos fue importante con alta concentración de fósforo y baja transparencia (Romo & Villena, 2005). Las Oscillatoriales están adaptadas a vivir en condiciones de baja intensidad de luz y son comunes en fases turbias en lagos someros (Scheffer *et al.*, 1997). *R. mediterranea* y *Spirulina laxissima* (grupo **S2**) tolerantes a condiciones de baja intensidad lumínica (Reynolds *et al.*, 2002) estuvieron presentes durante la fase de aguas turbias (Ruiz *et al.*, en revisión). *M. aeruginosa* y *M. pseudofilamentosa* (grupo **M**) que predominan con niveles de fósforo entre 256-832 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Romo & Villena, 2005) se presentaron dentro de este intervalo en la laguna. La secuencia de cianobacterias fijadoras de nitrógeno y especies de *Microcystis* descrita por Reynolds para otros ambientes (Fogg *et al.*, 1973), ocurrió en el arroyo El Totoral. El desarrollo de especies de *Euglena* (grupo **W**) se vio favorecido, posiblemente, por la elevada concentración de polifenoles disueltos también descrito por Ibáñez (1997). La presencia y abundancia de *C. pusilla* (grupo **Y**) en relación con la inundación del río Salado ha sido señalada también para otros ambientes (García de Emiliani & Devercelli, 2003).

De acuerdo a la clasificación de Reynolds *et al.* (2002), los grupos funcionales hallados en cada estación de muestreo en la laguna San Miguel del Monte respondieron a las características ambientales propias de cada sitio (Solari *et al.*, 2003; Ruiz *et al.*, en revisión).

Esta clasificación da una información invaluable y complementaria sobre las estrategias y adaptaciones algales para comprender la ecología del fitoplancton en la laguna San Miguel del Monte, así como también para explicar y predecir cambios ambientales a partir del análisis de los grupos funcionales en cualquier cuerpo de agua.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Municipalidad de San Miguel del Monte por su colaboración en

la realización de los muestreos. Esta investigación fue subvencionada por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) (PMT-PICT 0409), CONICET (PIA6420) y la Universidad Nacional de La Plata (N°208). Este trabajo es una Contribución Científica N° 817 del Instituto de Limnología «Dr. R. A. Ringuelet».

BIBLIOGRAFÍA

- Allende, L. y I. Izaguirre.** 2003. The role of physical stability on the establishment of steady state in the phytoplankton community of two Maritime Antarctic lakes. *Hydrobiologia*, 502: 211-224.
- American Public Health Association.** 1995. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters. 19th ed. American Public Health Association / American Water Works Association / Water Pollution Control Federation, Washington DC.
- Arдохайн, D., N. Gabellone, M. C. Claps, L. Solari y C. Suárez.** 2000. Influencia de la dinámica hidrológica sobre algunas características físico-químicas del agua de la laguna de Monte (Pdo. de San Miguel del Monte, Bs.As.). *Diversidad y Ambiente*, 1: 21-27.
- Benítez, H. H. y M. C. Claps.** 2000. Zooplankton de una laguna pampásica (Monte) y su afluente (El Totoral). Caracterización estructural en un ciclo anual. *Diversidad y Ambiente*, 1: 87-96.
- Claps M., H. Benítez y N. Gabellone.** 2002. Vertical distribution of zooplankton in a pampean shallow lake (Argentina). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 23: 1032-1036
- Claps M., N. Gabellone y H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Annales Limnologie*, 40: 201-210.
- Dangavs, N. V.** 1973. Estudios geológicos en la laguna San Miguel del Monte. *Revista Museo La Plata*, 8: 1-313.
- Devercelli M.** 2006. Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia*, 563: 465-478.
- Fogg, G. E., W. D. P. Stewart, P. Fay y A. E. Walsby.** 1973. The blue-green algae. Academic Press, London and New York, 459 pp.
- Gabellone, N. A., L. Solari y M. Arдохайн.** 2002. Changes of the trophic status of a pampean shallow lake: causes and consequences. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1626-1630.
- García de Emiliani, M. O. y M. Devercelli.** 2003. Influencia del fenómeno «El Niño» sobre el transporte y la estructura del fitoplancton en el cauce principal del río Paraná Medio, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38: 29-38.
- Huszar, V. L., C. Kruk y N. Caraco.** 2003. Steady-state assemblages of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). *Hydrobiologia*, 502: 97-109.
- Ibáñez, M. S. R.** 1997. Phytoplankton biomass of a central Amazonian floodplain lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26: 605-609.
- Izaguirre I. y A. Vinocur.** 1994 a. Typology of shallow lakes of the Salado river basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, 227: 49-62.
- Izaguirre I. y A. Vinocur.** 1994 b. Algal assemblages from shallow lakes of Salado River Basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289: 57-64.
- Kruk, C., N. Mazzeo, G. Lacerot y C. S. Reynolds.** 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24: 901-912.
- Lewis, W.M.** 1976. Surface/Volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science*, 192: 885-887.
- O'Farrell, I., R. Sinistro, I. Izaguirre y F. Unrein.** 2003. Do steady state assemblages occur in shallow lentic environments from wetlands? *Hydrobiologia*, 502: 197-209.
- Olrik, K. y A. Nauwerck.** 1993. Stress and disturbance in the phytoplankton community of a shallow, hypertrophic lake. *Hydrobiologia*, 249: 15-24.
- Padisák, J., G. Borics, G. Fehér, I. Grigorszky, I. Oldal, A. Schmidt y Z. Zámóné-Doma.** 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, 502: 157-168.
- Reynolds, C. S.** 1984. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, 384 pp
- Reynolds, C. S.** 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory, Ecology Institute, D-21385 Oldendorf/Luhe, Germany, 371 pp.
- Reynolds, C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores y S. Melo.** 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Romo, S. y M. J. Villena.** 2005. Phytoplankton strategies and diversity under different nutrient levels and planktivorous fish densities in a shallow Mediterranean lake. *Journal of Plankton Research*, 27: 1273-1286.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gagnani, L. R. Mur y E. H. Van Ness.** 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes. *Ecology*, 78: 272-282.
- Solari, L., M. E. Mac Donagh y G. Ruiz.** 2002. Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 23: 1362-1365
- Solari, L., N. Gabellone, M. Mac Donagh y G. Ruiz.** 2003. Estructura y dinámica del fitoplancton en la cuenca de una laguna pampásica (San Miguel del Monte, Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38: 65-73.
- Utermöhl, H.** 1958. Zür Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 9: 1-38.
- Weithoff, G.** 2003. The concepts of plant functional types and functional diversity in lake phytoplankton: a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48: 1669-1675.
- Wetzel, R. G. y G.E. Likens.** 1991. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, New York, 391 pp.

¿EXISTEN MIGRACIONES VERTICALES EN EL ZOOPLANCTON DE LA LAGUNA DE LOS PADRES?

P. V. WEIGAND Y A. H. ESCALANTE

Laboratorio de Limnología, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales,
Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina
pweigand@mdp.edu.ar : aescalan@mdp.edu.ar

ABSTRACT. Diel vertical migration is a widely studied phenomenon occurring specially in marine and well stratified continental systems. The aim of this work was to study the spatial distribution of zooplankters in a «pampasic» shallow lake and to look for the existence of vertical migration. During summer 2002, replicated samples were taken during two 24 h-intervals in the pelagic zone, using the 12 L Schindler-Patalas trap. Twenty-nine taxa were registered, corresponding 23 to Rotifera, 4 to Cladocera and 2 to Copepoda. The three groups considered in this work were generally located deeper when the water transparency was the highest. Maximum and minimum depths of residence were registered during light and dark hours, respectively. This probably indicates that changes in light could induce zooplankton movements. Although the vertical pattern observed in zooplankton populations from Los Padres Lake was similar to that of stratified lakes, with an ascending movement of individuals at dusk and a descending movement at dawn, it was not as pronounced as in deeper lakes. In order to obtain an explanation of the observed pattern, future work should deal with the description of spatial and temporal changes in abundance and availability of the resources.

Keywords: zooplankton, vertical distribution, shallow lake.

Palabras clave: zooplankton, distribución vertical, lago somero.

INTRODUCCIÓN

Los hábitats acuáticos contienen numerosas especies en suspensión que, influenciadas por una gran variedad de factores bióticos y abióticos, pueden producir cambios en la estructura y distribución de sus comunidades (Pinel-Alloul *et al.*, 1988; Neill, 1992).

Dado que los ambientes acuáticos presentan, en general, gran dimensión vertical no es sorprendente que muchas especies pelágicas los exploten, desplazándose a lo largo de la columna de agua, valiéndose de las variables ambientales para sincronizar su movimiento, a veces de manera rítmica, comportamiento que se conoce con el nombre de migración vertical (Barnes y Mann, 1994; Wetzel, 2001).

Este comportamiento ha sido bien estudiado en ambientes marinos y continentales, principalmente en lagos estratificados (Lampert, 1989; Ramos-Jiliberto y Zúñiga, 2001), menos estudiado en lagos pocos profundos (De Stasio, 1993; Gilbert y Hampton, 2001), y muy poco estudiado en aguas someras de circulación perma-

nente como las lagunas pampásicas.

La mayor parte de las investigaciones relacionadas con la localización de individuos en la columna de agua se han llevado a cabo con Cladóceros y Copépodos (Ramos-Filiberto *et al.*, 2004) y en menor proporción con Rotíferos (Armengol y Miracle, 2000; Grzegorz *et al.*, 2006). La distribución vertical y amplitud de desplazamiento varía no sólo entre especies sino dentro de una misma especie según el tamaño o estado de desarrollo (Sekino y Yamamura, 1999) y es afectada por factores tales como luz, temperatura, disponibilidad de alimento y riesgo de predación (Lampert, 1993; Hays, 2003).

Probablemente el factor que más afecte el movimiento vertical sea el cambio relativo en la intensidad de la luz (Ringelberg y Flik, 1994). La extensión de la migración dependería, en gran medida, de la transparencia del agua. A mayor penetración lumínica en la columna de agua, mayor sería la profundidad alcanzada por los organismos migradores durante el día (Dodson, 1990).

Por su parte, Zaret y Suffern (1976) y Lampert (1993) opinan que la mortalidad

por predación dependiente de la luz parecería tener un rol importante entre los crustáceos, dado que su tamaño y pigmentación los hace más conspicuos, mientras que las hipótesis basadas en ventajas metabólico-demográficas (Lampert *et al.*, 1988) o en aspectos relacionados con estrategias de alimentación (Williamson *et al.*, 1996) podrían tener roles secundarios entre los crustáceos y ser de importancia para explicar patrones de migración en los rotíferos (Armengol y Miracle, 2000).

Hays *et al.* (2001) consideran que la condición corporal de cada zooplanctonte es también factor determinante del movimiento vertical diario que exhibe. Individuos con mayor reserva energética tenderían a permanecer en profundidad, sin necesidad de alimentarse en superficie, hasta que sus reservas lipídicas se agoten y sea necesario iniciar la migración.

Como puede observarse son numerosas las hipótesis postuladas para explicar este comportamiento (Hays, 2003).

El conocimiento de la distribución vertical, movimiento y abundancia de zoopláncteres es esencial para comprender el funcionamiento del ecosistema. Es por ello que el objetivo del presente trabajo consistió en determinar si en una laguna «pampásica», de circulación continua y escasa profundidad, como es el caso de la Laguna de Los Padres, existen patrones de movimiento vertical en el zooplancton.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Laguna de Los Padres (37° 56' 30" S, 57° 44' 30" W) posee un área total de 2,16 km² y una profundidad media de 1,24 m (Pozzobon y Tell, 1995). Es un lago somero de la Pampasia bonaerense, de carácter permanente, con circulación de la columna de agua durante todo el año y sin estratificación térmica ni química (Ringuelet *et al.*, 1967; Ringuelet, 1972).

En el verano de 2002 se llevaron a cabo muestreos estratificados de zooplancton (original y réplica) cada 0,30 m con una trampa de Schindler-Patalas de 12 litros en aguas abiertas de la laguna hasta los 2,10 m de profundidad (Figura 1), durante dos días no consecutivos una hora antes y una hora después del atardecer, a medianoche, una hora antes y una hora después del amanecer y al mediodía (Rin-

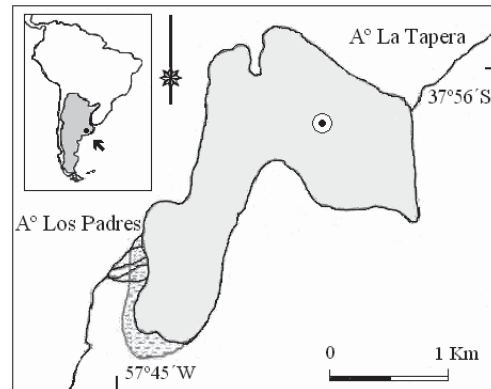


Figura 1. Laguna de Los Padres: ubicación del sitio de muestreo.

gelberg, 1995), indicado en las figuras con las letras A, B, C, D, E y F, respectivamente. Se midieron *in situ* profundidad, transparencia (disco de Secchi), temperatura del agua y pH.

En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los zooplanc-tones y al conteo de alicuotas en cámaras Sedgwick-Rafter bajo microscopio binocular Olympus CH 30. Se analizó la composición específica y se calculó su riqueza específica y su abundancia (Ind L⁻¹; José de Paggi y Paggi, 1995).

Se aplicó el índice de dominancia de Berger-Parker (no paramétrico), para cada profundidad en los distintos horarios (Moreno, 2001).

A partir de los datos de abundancia se calculó la profundidad media de residencia (PMR) y la amplitud de movimiento como la diferencia entre el máximo y mínimo valor de PMR a lo largo del ciclo diario (Bollens y Frost, 1992; Armengol y Miracle, 2000; Ramos-Jiliberto *et al.*, 2004).

Con el propósito de determinar la existencia o no de diferencias en la distribución de los grupos zooplanctónicos en la columna de agua, se aplicó para cada horario de muestreo y el siguiente el test de Chi-cuadrado (X²) para los datos de abundancia a cada profundidad (Zar, 1984).

RESULTADOS

En cuanto a los parámetros limnológicos estimados en la Laguna de Los Padres se observó que la temperatura fue mayor y la transparencia del agua fue menor durante el primer día de muestreo

	Día 1	Día 2
Temperatura (°C)	20.35 ± 0.5	13.6 ± 0.01
Transparencia (m)	0.38 ± 0.04	0.7 ± 0
pH	8.5 ± 0	8.6 ± 0
Profundidad (m)	2.10 ± 0	2.10 ± 0

Tabla 1. Valores promedio ± desvío estándar de los parámetros limnológicos registrados en la Laguna de Los Padres.

(Tabla 1). Si bien los dos ciclos diarios estudiados correspondieron al verano, la ocurrencia de un período prolongado de lluvias entre ambos días de muestreo provocó un descenso marcado de la temperatura en el segundo.

En total se hallaron 26 taxa (Tabla 2),

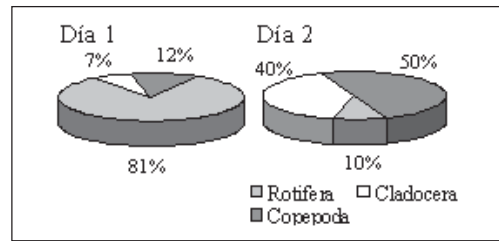


Figura 2. Composición porcentual de los grupos zooplanctónicos de la Laguna de Los Padres.

correspondiendo 20 a Rotifera (76,9%), 4 a Cladocera (15,4%) y 2 a Copepoda (7,7%).

Día 1

Se registró la mayor densidad de individuos de los tres grupos analizados (Fi-

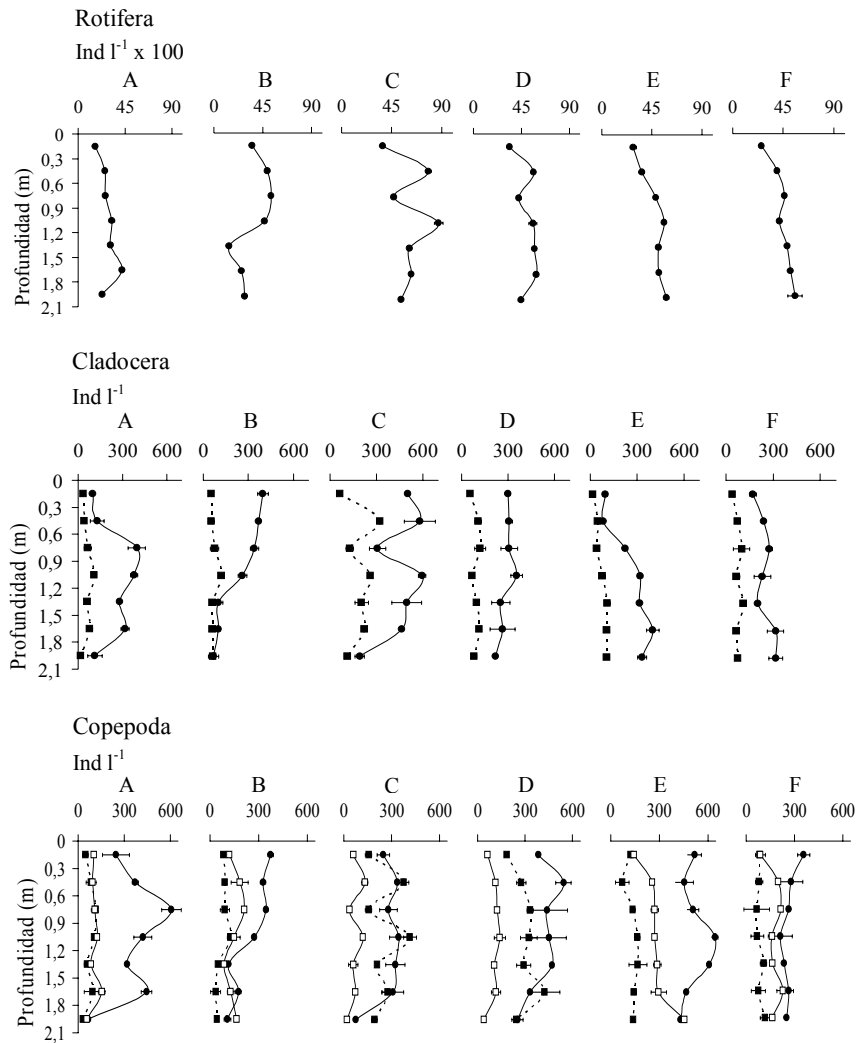


Figura 3. Distribución vertical de los tres grupos zooplanctónicos en la Laguna de Los Padres durante el día 1 (las barras horizontales indican el desvío estándar). Adulto (●) - juvenil (■) - copepodito (■) - nauplii (□). Los horarios de muestreo se indican: A) antes y B) después del atardecer - C) medianoche - D) antes y E) después del amanecer - F) mediodía.

Taxa	Día de muestreo		Taxa	Día de muestreo	
	1	2		1	2
ROTIFERA					
Monogononta			<i>Lecane</i> (Hemimonestyla) sp.		*
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	*	<i>Lecane</i> (Monostyla) sp.	*	*
<i>B. caudatus</i> sp. ₁	*	*	<i>Lecane</i> sp.	*	*
<i>B. caudatus</i> sp. ₂	*	*	<i>Testudinella patina</i>		*
<i>B. havaneansis</i>	*	*	<i>Trichocerca</i> sp.	*	*
<i>B. urceolaris</i>	*		<i>Digononta</i> (no determinados)	*	*
<i>Cephalodella</i> sp.		*	CLADOCERA		
<i>Conochilus</i> sp.		*	<i>Alona</i> sp.		*
<i>Epiphanes macrourus</i>		*	<i>Bosmina</i> (Neobosmina)		
<i>Filinia longiseta</i>	*	*	<i>huaronensis</i>	*	*
<i>Keratella americana</i>	*	*	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	*	*
<i>K. quadrata</i>	*	*	<i>Diaphanosoma birgei</i>	*	*
<i>K. tropica</i>	*	*	COPEPODA		
<i>Lepadella ovalis</i>		*	<i>Acanthocyclops</i> sp.	*	*
<i>L. patella</i>		*	<i>Notodiaptomus incompositus</i>	*	*

Tabla 2. Taxa registrados en el zooplancton de la Laguna de Los Padres.

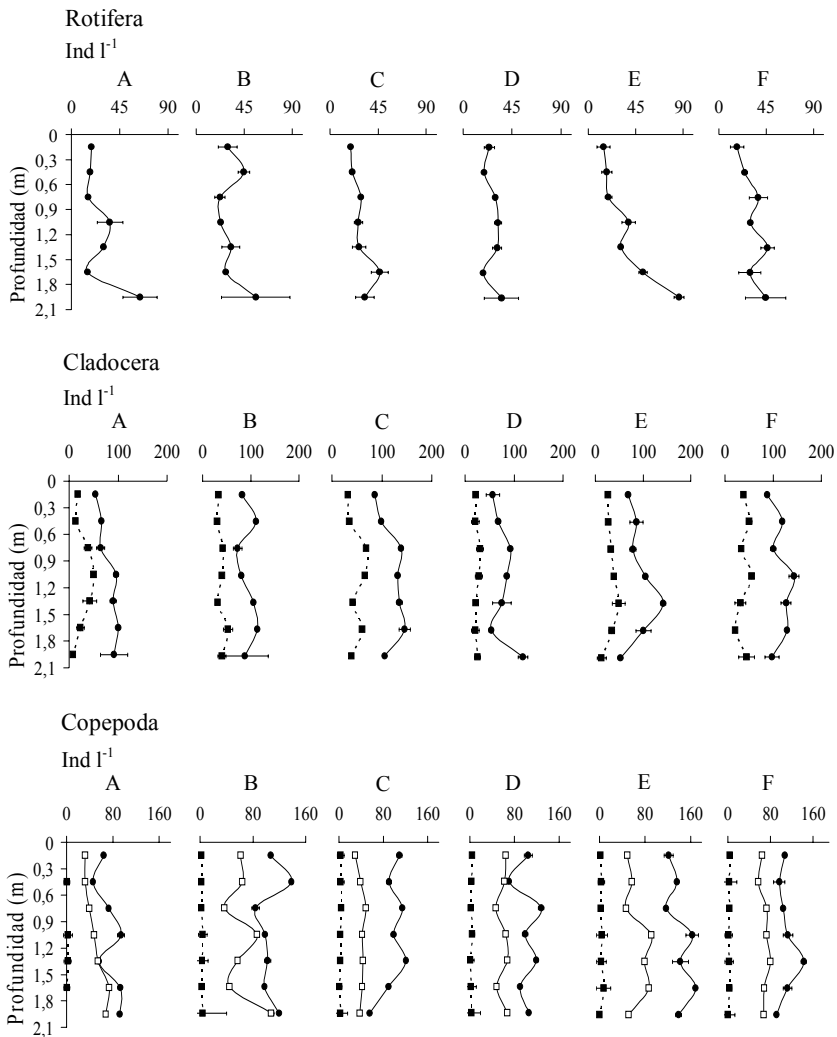


Figura 4. Distribución vertical de los tres grupos zooplanctónicos en la Laguna de Los Padres durante el día 2 (las barras horizontales indican el desvío estándar). Adulto (●) - juvenil (■) - copepodito (▣) - nauplii (□). Los horarios de muestreo se indican: A) antes y B) después del atardecer - C) medianoche - D) antes y E) después del amanecer - F) mediodía.

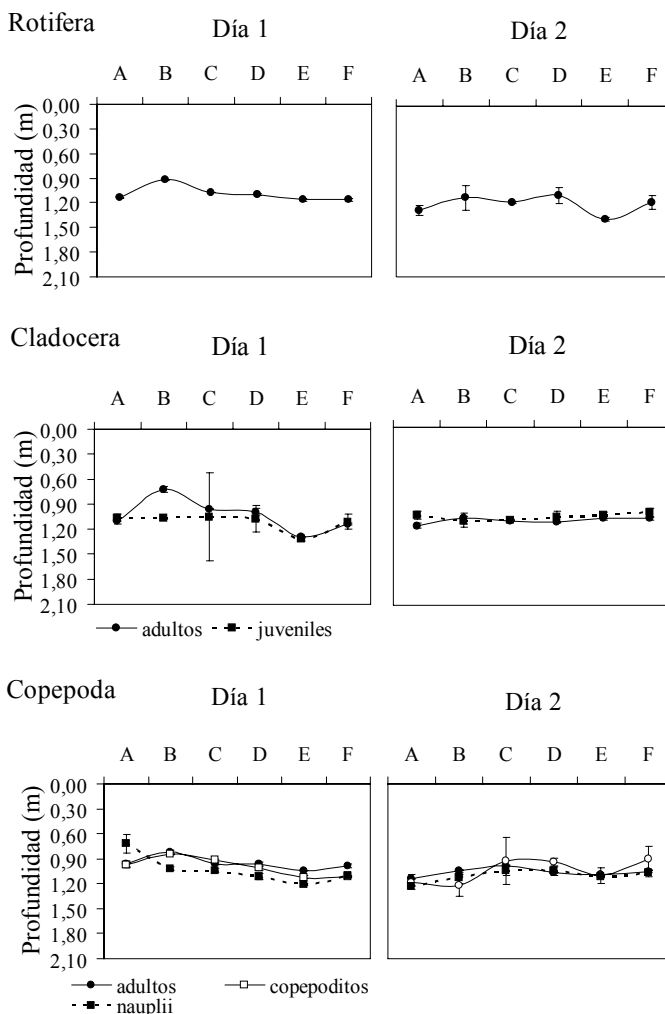


Figura 5. Profundidad media de residencia (PMR) de los grupos zooplanctónicos en la Laguna de Los Padres (las barras verticales indican el desvío estándar). Los horarios de muestreo se indican: A) antes y B) después del atardecer - C) medianoche - D) antes y E) después del amanecer - F) mediodía.

gura 2), predominando los rotíferos con *Brachionus havanaensis* como especie dominante (ID $0,98 \pm 0,01$). La mayor densidad de los 20 taxa de rotíferos (8732 ± 388 Ind L^{-1}) se observó a medianoche entre 0,9 y 1,20m (Figura 3); la máxima PMR registrada fue $1,16 \pm 0,02m$ después del amanecer y la mínima $0,92 \pm 0m$ después del atardecer (Figuras 5 y 6).

La mayor densidad de ejemplares juveniles (324 ± 100 Ind L^{-1}) y adultos (596 ± 24 Ind L^{-1}) de las 3 especies de cladóceros se encontró también a medianoche entre 0,30 y 0,60m y entre 0,9 y 1,20m, respectivamente (Figura 3). Para los adultos la máxima PMR resultó $1,29 \pm 0m$ después del amanecer y la mínima $0,73 \pm 0,01m$ una hora después del atardecer (amplitud

$0,56 \pm 0,06m$). Entre los juveniles la máxima PMR fue $1,32 \pm 0,02m$ después del amanecer y la mínima $1,05 \pm 0,04m$ a medianoche (amplitud $0,27 \pm 0,01m$; Figuras 5 y 6).

Por su parte, la mayor densidad de copépodos adultos (644 ± 20 Ind L^{-1}) y copepoditos (168 ± 24 Ind L^{-1}) se detectó después del amanecer entre 0,9 y 1,20m y entre 1,20 y 1,50m, respectivamente. La mayor densidad de larvas nauplii (456 ± 16 Ind L^{-1}) se registró después del atardecer entre 1,80 y 2,10m (Figura 3). Entre los adultos la máxima PMR fue $1,04 \pm 0m$ después del amanecer y la mínima $0,82 \pm 0,02m$ después del atardecer (amplitud $0,22 \pm 0,01m$). Los copepoditos tuvieron su máxima PMR en horarios de luz (me-

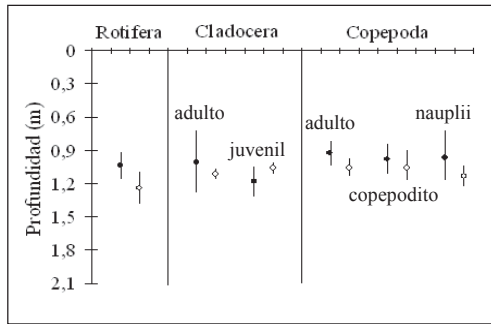


Figura 6. Amplitud de movimiento de los tres grupos zooplanctónicos en la Laguna de Los Padres. Día 1 (●) y Día 2 (○).

diodia y después del amanecer) con $1,12 \pm 0,0$ m y la mínima $0,9 \pm 0,01$ m después del atardecer. La máxima PMR en larvas nauplii resultó $1,21 \pm 0,01$ m antes del amanecer y la mínima $0,71 \pm 0,11$ m después del atardecer, siendo las que mayor amplitud de movimiento mostraron ($0,50 \pm 0,04$ m; Figuras 5 y 6).

Día 2

La mayor densidad correspondió a microcrustáceos (Figura 2) con dominancia de *Diaphanosoma birgei* ($0,94 \pm 0,04$) entre los cladóceros y *Notodiptomus incompositus* ($0,78 \pm 0,01$) entre los copépodos pelágicos.

En los rotíferos, la mayor densidad ($86,4 \pm 6,4$ Ind L^{-1}) se observó después del amanecer entre 1,80 y 2,10 m (Figura 4); la mayor diferencia en los valores de PMR se registró entre los muestreos llevados a cabo una hora antes ($1,10 \pm 0,09$ m) y una hora después del amanecer ($1,39 \pm 0,03$ m; Figuras 5 y 6).

La mayor densidad de ejemplares juveniles ($68,8 \pm 3,2$ Ind L^{-1}) y adultos ($145,6 \pm 6,4$ Ind L^{-1}) de las 4 especies de cladóceros se encontró a medianoche entre 1,50 y 1,80 m y entre 0,60 y 0,90 m, respectivamente (Figura 4). La amplitud de movimiento promedio de los cladóceros resultó de sólo $0,09 \pm 0,01$ m tanto en adultos como en juveniles (Figuras 5 y 6).

Por su parte, la mayor densidad de copépodos adultos ($168,8 \pm 0,8$ Ind L^{-1}), copepoditos ($7,2 \pm 2,4$ Ind L^{-1}) y larvas nauplii ($91,2 \pm 9,6$ Ind L^{-1}) se detectó después del amanecer entre 1,50 y 1,80 m para adultos y copepoditos, y entre 0,9 y 1,2 m para larvas nauplii. (Figura 4). Entre los copépodos adultos la máxima PMR resultó

$1,14 \pm 0,04$ m antes del atardecer y la mínima $0,98 \pm 0$ m a medianoche (amplitud $0,26 \pm 0,02$ m). En los copepoditos la máxima PMR resultó $1,22 \pm 0$ m después del atardecer y la mínima $0,9 \pm 0$ m al mediodía, siendo los que presentaron mayor amplitud de movimiento ($0,32 \pm 0$ m). Por su parte, para las larvas nauplii la máxima PMR resultó $1,23 \pm 0,01$ m antes del atardecer y la mínima $1,04 \pm 0,06$ m a medianoche (amplitud $0,19 \pm 0,03$ m; Figuras 5 y 6).

En síntesis, los rotíferos y microcrustáceos analizados fueron encontrados a lo largo de todo el perfil vertical durante ambos ciclos diarios muestreados con diferencias estadísticamente significativas en su distribución en los diferentes horarios de muestreo (X^2 , $p < 0,05$). Con respecto a la abundancia zooplanctónica, los rotíferos fueron dominantes el día 1, con una densidad máxima cuatro veces mayor que la de los microcrustáceos. Durante el día 2 en cambio, predominaron los copépodos y cladóceros aunque con una densidad máxima muy inferior a la de los rotíferos del día 1 (Figuras 3 y 4).

DISCUSIÓN

Si bien en ambientes acuáticos someros y con circulación continua los estudios sobre migraciones verticales diarias son prácticamente nulos, existen algunos registros en cuerpos de agua poco profundos con leve estratificación térmica (De Stasio, 1993; Gilbert y Hampton, 2001).

Las hipótesis para explicar dicho comportamiento son numerosas (Hays, 2003). Entre ellas la más apoyada es la de evasión de predadores (Lampert, 1993; De Meester *et al.*, 1999). En el Lago Gatun (Panamá) y Laguna Fuller (Connecticut), ambos de escasa profundidad, Zaret y Suffern (1976) confirmaron la existencia de migraciones verticales diarias en el zooplancton, como mecanismo para evadir la predación por vertebrados, independientemente de la falta de estratificación.

En la Laguna de Los Padres se descartó la presión de predación por peces como posible factor influyente en los movimientos verticales del zooplancton, debido a una mortandad masiva ocurrida a menos de dos meses antes de los muestreos.

Gilbert y Hampton (2001) señalaron que en una laguna poco profunda de

Vermont (Jonson Pond, EE.UU.) ciertos predadores invertebrados (larvas de insectos y copépodos cyclopoida) pueden provocar migraciones verticales diarias en el zooplancton. Si bien no fue contemplado en el presente estudio, durante los dos días muestreados en la Laguna de Los Padres se registró la presencia de unos pocos individuos de *Acanthocyclops* sp. (7 y 2 Ind L⁻¹ el día 1 y 2, respectivamente).

Por otra parte, la transparencia del agua resulta un factor de gran importancia en la estructuración del zooplancton en cuerpos de agua de escasa profundidad (Cottenie y De Meester, 2003). De acuerdo con Han y Straškraba (2001), el grado de transparencia modifica el movimiento vertical del zooplancton en la columna de agua, migrando a más velocidad en aguas claras con bajo coeficiente de atenuación. Ringelberg (1995) y Richards *et al.* (1996) consideran que el cambio relativo en la intensidad de la luz es el principal estímulo para el inicio y fin de la migración, dependiendo de las condiciones climáticas y de la turbidez del agua.

Coincidentemente, en la Laguna de Los Padres la menor profundidad alcanzada por la mayoría de los zoopláncteres ocurrió en horas de oscuridad y la mayor en horas de luz. La variación en la intensidad de la luz podría explicar en cierta forma la mayor profundidad alcanzada por los zoopláncteres en la Laguna de Los Padres el día con mayor transparencia del agua, a fin de evadir los estratos de mayor penetración lumínica.

En este ambiente la distribución de los rotíferos, cladóceros y copépodos en el perfil vertical estaría relacionada con la transparencia del agua, siguiendo el patrón propuesto por Dodson *et al.* (1997): a mayor penetración lumínica mayor profundidad alcanzada durante las horas de luz.

Los cladóceros mostraron menor desplazamiento en sentido vertical el día de menor temperatura, por lo que ésta también podría actuar como factor limitante de las migraciones en cladóceros, como señalaron Calaban y Makarewicz (1982).

La dominancia de rotíferos en la laguna ocurrió el día de mayor temperatura y menor transparencia del agua. Dippolito (1988) y Gabellone *et al.* (2000) sostienen que el comportamiento de los rotíferos está ligado a condiciones de eutrofia, disponibilidad de alimento y temperatura, entre

otras variables, siendo quizás la temperatura el factor más importante en la determinación de la tasa reproductiva de muchas especies planctónicas (Allan y Goulden, 1980).

De Meester *et al.* (1999) señalan que la amplitud de los movimientos verticales del zooplancton varía entre menos de un metro hasta más de 10 metros en lagos profundos. Si bien la Laguna de Los Padres es un cuerpo de agua de escasa profundidad y circulación permanente, el zooplancton se hace más abundante a una u otra profundidad durante un ciclo diario, aunque sin desaparecer por completo de ningún estrato de la columna de agua como suele ocurrir en lagos estratificados.

Este trabajo constituye el primer aporte al conocimiento de la distribución vertical del zooplancton en la zona pelágica de la Laguna de Los Padres. Sin embargo, quedan pendientes estudios futuros orientados a analizar la distribución horizontal del zooplancton y determinar los factores que inducen sus movimientos verticales, como pueden ser condición reproductiva o disponibilidad de alimento.

AGRADECIMIENTOS

A A. Licciardo por su valiosa asistencia técnica en el campo y en el laboratorio. A H. Vittorio por su colaboración en los muestreos.

BIBLIOGRAFÍA

- Allan, J. D. y C. E. Goulden. 1980. Some aspects of reproductive variation among freshwater zooplankton. En: W. C. Kerfoot (Ed.) Evolution and ecology of zooplankton communities. University Press of New England, Hanover, 789 pp.
- Armengol, X. y M. R. Miracle. 2000. Diel vertical movements of zooplankton in La Cruz (Cuenca, Spain). *Journal of Plankton Research*, 22 (9): 1683-1703.
- Barnes, R. S. K. y K. H. Mann. 1994. Fundamentals of aquatic ecology. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 270 pp.
- Bollens, S. M. y B. W. Frost. 1992. Variability of diel vertical migration in the marine planktonic copepod *Pseudocalanus newmani* in relation to its predators. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1137-1141.
- Calaban, M. J. y J. C. Makarewicz. 1982. The effects of temperature and density on the amplitude of vertical migration of *Daphnia magna*. *Limnology and Oceanography*, 27 (2): 262-271.
- Cottenie, K. y L. De Meester. 2003. Connectivity and cladoceran species richness in a metacommunity

- of shallow lakes. *Freshwater Biology*, 48: 823-832.
- De Meester, L., P. Dawidowicz, E. Van Gool y C. J. Loose.** 1999. Ecology and evolution of predator-induced behaviour of zooplankton: Depth selection behaviour and diel vertical migration. En: Tollrian, R. y D. Harvell (Eds.) *The ecology and evolution of inducible defenses*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 388 pp.
- De Stasio, B. T., Jr.** 1993. Diel vertical and horizontal migration by zooplankton: Population budgets and the diurnal deficit. *Bulletin of Marine Sciences*, 53 (1): 44-64.
- Dippolito, A.** 1988. Distribución vertical y temporal de rotíferos del embalse Cassaffouth (Córdoba, Arg.). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 19 (2): 155-166.
- Dodson, S.** 1990. Predicting diel vertical migration of zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 35 (5): 1195-1200.
- Dodson, S., R. Tollrian y W. Lampert.** 1997. *Daphnia* swimming behaviour during vertical migration. *Journal of Plankton Research*, 19: 969-978.
- Gabellone, N., L. C. Solari, M. C. Claps, M. McDonagh, M. Ardohain, M. H. Benítez y G. Ruiz.** 2000. Estado trófico de la Laguna de San Miguel del Monte (Pdo. San Miguel del Monte, Buenos Aires). *Diversidad y Ambiente*, 1: 29-35.
- Gilbert, J. J. y S. E. Hampton.** 2001. Diel vertical migrations of zooplankton in a shallow, fishless pond: A possible avoidance-response cascade induced by Notonectids. *Freshwater Biology*, 46 (5): 611-621.
- Grzegorz, G., P. Klimaszuk, N. Kuczyńska-Kippen.** 2006. Diel vertical distribution of zooplankton in Piaseczno Lake (Wdecki Landscape Park) - ii. Rotifera. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 35 (1): 141-157.
- Han, B. P. y M. Straškraba.** 2001. Control mechanisms of diel vertical migration. *Journal of Plankton Research*, 20 (8): 1463-1487.
- Hays, G. C.** 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia*, 503 (1-3): 163-170.
- Hays, G. C., H. Kennedy y B. W. Frost.** 2001. Individual variability in diel vertical migration of marine copepod: Why some individuals remain at depth when others migrate. *Limnology and Oceanography*, 46 (8): 2050-2054.
- José de Paggi, S. y J. C. Paggi.** 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: E. Lopretto y G. Tell (Dir.) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Tomo I. Ed. Sur, La Plata: 315-323.
- Lampert, W.** 1989. The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Functional Ecology*, 3: 21-27.
- Lampert, W.** 1993. Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton: New evidence for the predator-avoidance hypothesis. *Archiv für Hydrobiologie Beihilfe/Ergebnisse der Limnologie*, 39: 79-88.
- Lampert, W., R. D. Schmidt y P. Muck.** 1988. Vertical migration of freshwater zooplankton: Test of some hypothesis predicting metabolic advantage. *Bulletin of Marine Sciences*, 43 (3): 620-640.
- Moreno, C. E.** 2001. Métodos de medición al nivel de especies. En: M&T-Manuales & Tesis SEA Métodos para medir la biodiversidad., Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México: 19-62.
- Neill, W. E.** 1992. Spatial and temporal scaling and the organization of limnetic communities: En: P. Giller, A. Hildreu y D. Raffaelli (Eds.) *Aquatic Ecology, scale, patterns and process*. Blackwell Science, London: 189-231.
- Pinel-Alloul, B., J. A. Downing, M. Perussé y G. Codin-Blumer.** 1988. Spatial heterogeneity in freshwater zooplankton: Variation with body size, depth and scale. *Ecology*, 69 (5): 1393-1400.
- Pozzobon, M. V. y G. Tell.** 1995. Estructura y dinámica de la comunidad perifítica sobre *Ricciocarpus natans* (Hepaticae) de la Laguna de Los Padres (Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 30 (3-4): 199-208.
- Ramos-Jiliberto, R. y L. R. Zúñiga.** 2001. Patrones de selección de profundidad y migración vertical de *Daphnia ambigua* (Crustacea: Cladocera) en el lago El Plateado. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74 (3): 573-585.
- Ramos-Jiliberto, R., J. L. Carvajal, M. Carter y L. R. Zúñiga.** 2004. Diel vertical migration patterns of zooplankton populations in a Chilean lake. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77: 29-41.
- Richards, S. A., H. P. Possingham y J. Noye.** 1996. Diel vertical migration: Modelling light-mediated mechanisms. *Journal of Plankton Research*, 18 (12): 2199-2222.
- Ringelberg, J.** 1995. Changes in light intensity and diel vertical migration: A comparison of marine and freshwater environments. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75: 15-25.
- Ringelberg, J. y B. J. G. Flik.** 1994. Increased phototaxis in the field leads to enhanced diel vertical migration. *Limnology and Oceanography*, 39 (8): 1855-1864.
- Ringuelet, R. A.** 1972. Ecología y biocenología del habitat lagunar o lago de tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia sudoriental). *Physis (B)*, 31 (82): 55-76.
- Ringuelet, R. A., A. Salibián, E. Claverie y S. Ilhero.** 1967. *Limnología química de las lagunas pam-pásicas (Provincia de Buenos Aires)*. *Physis (B)*, 27 (74): 201-221.
- Sekino, T. y M. Yamamura.** 1999. Diel vertical migration of zooplankton: Optimum migrating schedule based on energy accumulation. *Evolutionary Ecology*, 13: 267-282.
- Wetzel, R. G.** 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, USA, 1006 pp.
- Williamson, C. E., R. W. Sanders, R. E. Moeller y P. L. Stutzman.** 1996. Utilization of subsurface food resources for zooplankton reproduction: implications for diel vertical migration theory. *Limnology and Oceanography*, 41 (2): 224-233.
- Zar, J. H.** 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall. New Jersey, 718 pp.
- Zaret, T.M. y J.S. Suffern.** 1976. Vertical migration in zooplankton as a predator avoidance mechanism. *Limnology and Oceanography*, 21 (6): 804-813.

DINÁMICA DE LA BIOMASA POBLACIONAL PARA EVALUAR EL USO DE LOS INDICADORES DE LA PERFORMANCE DE CRECIMIENTO EN EL PEJERREY *Odontesthes bonariensis*

L. R. FREYRE, M. E. MAROÑAS, E. D. SENDRA Y A. A. DOMÁNICO

Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet»
lafreyre@netverk.com.ar

ABSTRACT. The description of fish population demographic can be carried out with the estimate of key parameters: asymptotic length and weight (L_{∞} and W_{∞}), growth constant (K), initial number of each cohort at times zero (N_0) and mortality coefficient (Z). If the base information was obtained from samples taken with fishing gears with similar efficiencies, it would be possible to evaluate the population's historical changes or to carry out comparisons among populations of different water body. Both situations are difficult to approach. Performance indices more used were presented like a simple tool of growth parameters integration with the purpose of facilitating the comparison. In this paper, the parameter T (maximum biomass time or age) and its standardization for the silverside is presented. This index may be used as tool to evaluate how far or close a population is regarding the standard values of growth and survival. So, it can be combining with performance indices in order to accepting the differences when T is next to the standard values for this species and to reject them when it moves away from T standard values.

Keywords: *Odontesthes bonariensis*, performance indices, maximum biomass age.

Palabras Clave: *Odontesthes bonariensis*, índices performance, edad de máxima biomasa

INTRODUCCIÓN

Una preocupación que se ha manifestado en forma reiterativa en la literatura sobre biología pesquera es la de comparar el crecimiento somático entre poblaciones de la misma especie o entre especies diferentes. Una detallada revisión sobre las estrategias planteadas por distintos autores para comparar curvas o los parámetros de crecimiento puede encontrarse en Moreau (1987). Brey (1999) presenta un índice de performance para el caso en que no se conozca la función del crecimiento.

A través del tiempo resultó claro que no era posible contrastar separadamente los parámetros del crecimiento y mucho menos considerar sólo uno de ellos. Esto condujo a que se reunieran las constantes de los modelos en una única expresión. Gallucci y Quinn (1979) plantearon evaluar la performance del crecimiento (ω), cuando se ha ajustado el modelo de von Bertalanffy, estimando la pendiente de la curva de crecimiento en talla a la edad cero. Simultáneamente, Pauly (1979) pro-

puso que la valoración (Φ) se realice a partir de la curva de crecimiento en peso como $9/4$ del logaritmo decimal de la tasa máxima. Sin embargo, como lo indicara este autor, los índices de performance basados en los parámetros del modelo ya citado, expresados en longitud o peso, no definen una única curva (Pauly, 1991). Por extensión, para cada especie no existe un único valor de Φ sino que hay un conjunto que la caracteriza.

Se sabe que ante un disturbio primero se afectan los individuos, luego la dinámica demográfica compensa las alteraciones para tender a restablecer una situación estándar. Los parámetros del modelo de crecimiento, que son entradas para estimar los índices de performance, son los primeros que cambian (Pauly, 1991). La falta de estabilidad ocasionará, consecuentemente, una modificación en la supervivencia y/o la natalidad (Gulland, 1983), que se puede verificar después de una o más generaciones, por lo tanto responderá con un retraso considerable a la variación de los índices de performance.

Cualquier alteración de las tasas de crecimiento y supervivencia produce un desplazamiento de la edad de máxima biomasa poblacional. En este trabajo proponemos estandarizarla para el pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835), y utilizarla como una herramienta para evaluar si la población se encuentra en condiciones ambientales estables. En este caso, Φ y ω podrían usarse para establecer un orden de performance.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para estimar el parámetro T (edad de máxima biomasa o edad crítica) es necesario ajustar el modelo de crecimiento isométrico en peso (W_t) y el de supervivencia (N_t):

$$W_t = W_\infty (1 - e^{-Kt})^3; N_t = N_0 e^{-Zt}$$

donde

W_∞ : peso asintótico

K : coeficiente de crecimiento

t : edad

N_0 : número inicial de individuos

Z : coeficiente de mortalidad

Para una determinada edad, la biomasa poblacional (BM) se calcula como el producto de ambos:

$$BM = W_t N_t = N_0 W_\infty e^{-Zt} (1 - e^{-Kt})^3$$

En el momento que BM presenta el máximo valor, su diferencial con respecto al tiempo es igual a 0. La edad para la cual esto se verifica se estima:

independiente de los valores de N_0 y W_∞ .

En forma simplificada la expresión anterior se puede enunciar como:

$$T = \frac{\ln\left(\frac{3K+Z}{Z}\right)}{K}$$

Para la estandarización de este parámetro se recabó la información bibliográfica e inédita sobre la demografía del pejerrey, que reuniera estimaciones independientes de los parámetros K y Z .

Una alteración del coeficiente de crecimiento o de supervivencia producirá un desplazamiento de T . El adelantamiento posible está acotado, mientras T tienda a 0, en cambio el retraso podría, desde el punto de vista matemático, no tener un límite. Lo enunciado determina una distribución asimétrica por lo que se realizó la transformación logaritmo decimal de T ($\log T$) y se verificó su normalidad mediante el test de bondad de ajuste (Snedecor y Cochran, 1978).

Se calculó el promedio de $\log T$ y su desvío estándar para establecer los límites dentro de los cuales podría ser válido el contrastar χ^2 los índices de performance.

Se estimaron ω y Φ como:

$$\omega = K L_\infty \quad \Phi = \log(K W_\infty)$$

siendo L_∞ la talla asintótica del ajuste del modelo de crecimiento en longitud de von Bertalanffy.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de la información demográfica publicada sobre el pejerrey y de datos inéditos, se recopilaron 37 situaciones (Tabla 1) con las que se estimó $\log T$. Se verificó su distribución normal (Figura 1) con $\chi^2 = 5,0432$ ($df = 8$, $P < 0,75$). La media de $\log T$ fue 0,026920 y su desvío estándar de 0,168723. Con los datos de la misma tabla se calcularon ω y Φ .

Aceptando que el promedio del $\log T$ es α^2 caso estable y que un desvío estándar a cada lado representan los límites de esa estabilidad en la Figura 2 se representan ω y Φ como función de $\log T$. En la figura

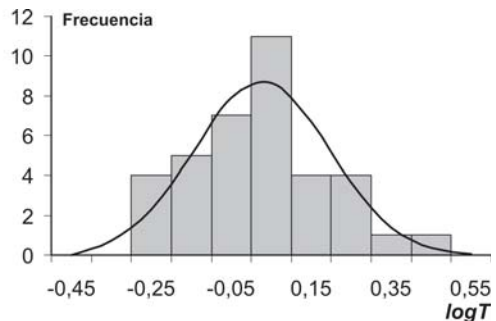


Figura 1. Distribución y ajuste estadístico del parámetro logaritmo de T obtenidos a partir de los datos de la Tabla 1.

	L. S	L. W	L_{∞} (mm)	K	Z	W_{∞} (g)	$\log T$ (log año)
Laguna Chascomús (Sendra, 2003)	35°36'	58°01'					
Cohorte 1960			592,73	0,3625	2,4001	2431,49	0,013205
Cohorte 1961			592,73	0,3625	2,4001	2431,49	0,013205
Cohorte 1962			592,69	0,3546	1,4490	2431,01	0,191055
Cohorte 1963			558,99	0,4817	2,0492	2035,71	0,044513
Cohorte 1964			562,96	0,4761	2,7833	2079,89	-0,060486
Cohorte 1965			536,96	0,5934	2,0400	1802,06	0,024164
Cohorte 1966			487,00	0,7486	2,1718	1340,28	-0,022977
Cohorte 1967			552,95	0,6145	1,3817	1969,80	0,139700
Cohorte 1968			558,99	0,8872	2,8017	2035,71	-0,123355
Cohorte 1972			332,91	0,7428	3,1189	423,01	-0,139198
Cohorte 1973			333,52	0,7492	2,9869	425,36	-0,125616
Cohorte 1979			333,52	0,7643	4,5293	425,36	-0,270886
Cohorte 1980			286,01	0,9946	3,4555	266,96	-0,203543
Cohorte 1981			284,61	0,9105	3,2281	263,01	-0,171738
Cohorte 1982			316,51	1,0722	2,7173	362,93	-0,137596
Cohorte 1983			323,59	1,4582	2,9948	388,11	-0,209356
Laguna Chascomús (Maroñas y Freyre, 1984)			307,25	1,3749	3,4526	331,70	-0,242838
Laguna de Lobos (Freyre, 1976)	35°16'	59°07'	400,00	0,3775	2,9252	858,41	-0,062033
Laguna de Lobos (Freyre et al., 1997)			446,58	0,3876	2,1383	1296,66	0,049351
Laguna Igartua (Grosman et al., 2000b)	37°05'	62°04'	396,46	0,3600	2,2228	808,88	0,041396
Lago Municipal de Colón (Gosman et al., 2000a)	33°55'	61°06'	393,01	0,3989	1,3805	677,85	0,194500
Lago Municipal de Colón (Freyre et al., 1993)			582,00	0,1017	3,1057	2585,21	-0,035536
Laguna Blanca Grande (Freyre y Sendra, 1993)	36°29'	60°53'	500,00	0,5480	2,4770	1217,23	-0,032022
Laguna del Estado (Grosman y Sanzano, 2003)	37°19'	59°55'	379,91	0,4452	1,2640	710,51	0,209426
Laguna Los Flamencos (Grosman et al., 2000)	37°52'	62°36'	489,69	0,3835	1,1243	1907,61	0,264264
Laguna de Monte (Grosman et al., 2002)	35°27'	58°48'	484,08	0,2192	2,1513	1443,65	0,085216
Laguna Las Tunas (Colautti et al., 1998)	35°58'	62°24'	539,84	0,1873	1,0100	2163,92	0,373236
Embalse Río III (Freyre et al., 1983)	32°13'	64°28'	318,00	0,3378	0,6545	414,84	0,442360
Laguna de Monte (1986)**			479,22	0,4764	2,4000	1643,56	-0,008481
Laguna Lacombe (1998, hembras)**	35°50'	57°53'	382,28	0,5553	1,7622	811,56	0,078583
Laguna Lacombe (1998, machos)**			382,28	0,5553	1,7622	722,24	0,078583
Laguna Encadenas Tornquist Saavedra (1966)*	36°01'	62°28'	386,88	0,8895	2,5172	786,23	-0,090154
Laguna Alsina (1966)*	36°50'	62°04'	462,79	0,5531	2,2109	799,85	0,005316
Laguna Carpincho (1966)*	34°35'	60°53'	307,00	0,7719	1,5791	242,14	0,068025
Laguna Cochicó (1966)*	36°55'	62°18'	312,20	0,6579	1,4638	349,62	0,113156
Laguna Salada Grande (1966)*	36°54'	56°58'	876,27	0,2403	1,5211	1244,62	0,208005
Laguna de Monte (1966)*			305,00	0,7458	0,6683	143,67	0,294593

Tabla 1. Parámetros demográficos de *Odontesthes bonariensis*, para distintos ambientes referenciados geográficamente.

* Obtenidos a partir de datos de captura publicados en Convenio Estudio Riqueza Ictícola (1965-1969).

** Datos inéditos

pueden apreciarse poblaciones fuera de los límites de estabilidad que representarían casos afectados por un disturbio cuya posición está determinada por el momento en que fueron evaluadas.

De lo anterior se desprende que los índices de performance del crecimiento por sí solos son insuficientes para comparar poblaciones de diferentes lagunas o del mismo ambiente a través del tiempo. La correcta interpretación demográfica debe considerar a la supervivencia. Un distur-

bio imprime señales que perduran varias generaciones y se manifiestan por cambios en el tiempo de máxima biomasa. Un $\log T$ anticipado al estandarizado implica un cambio positivo para la performance del crecimiento individual y para la población en su conjunto. El caso contrario se asocia con un cambio negativo para el crecimiento individual y para el desempeño de la población en general. Puede formularse la hipótesis que las poblaciones se ordenan según su performance sólo si el

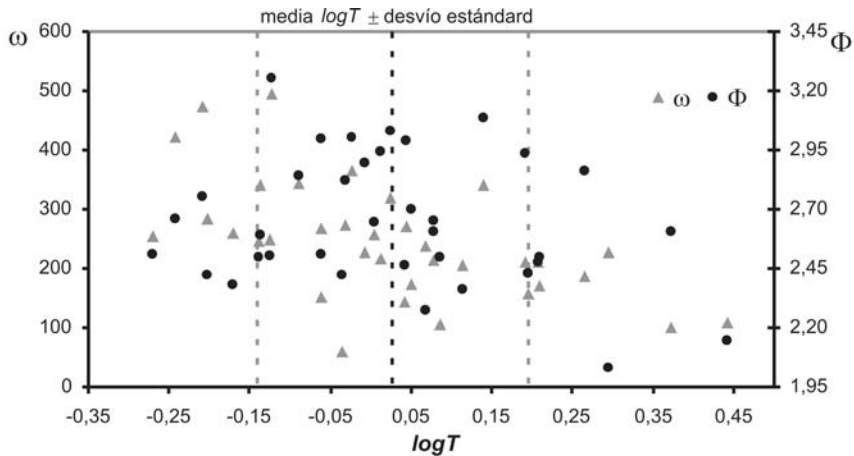


Figura 2. Diagrama de dispersión de ω y Φ en función de $\log T$ a partir de los datos consignados en la Tabla 1. Se indica el valor medio y los límites de estabilidad.

$\log T$ se ubica dentro de los límites de estabilidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Brey, T.** 1999. Growth performance and mortality in aquatic benthic invertebrates. *Advances in Marine Biology*, 35: 153-223.
- Convenio Estudio de Riqueza Ictícola.** 1965-1969. Consejo Federal de Inversiones- Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires (Dirección de Recursos Pesqueros).
- Colautti, D., C. Velazco y G. Berasain.** 1998. Las Tunas Grandes. Partido de Trenque Lauquen. Dirección de Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, Ministerio de Asuntos Agrarios. Informe Técnico N° 11, 26 pp.
- Freyre, L. R.** 1976. La población del pejerrey de la Laguna de Lobos. *Limnobiología*, 1 (4):105-128.
- Freyre, L. R., L. C. Protogino, J. M. Iwaszkiw.** 1983. Demografía del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Pisces Atherinidae) en el embalse Río Tercero, Córdoba. Descripción de los artes de pesca. *Biología Acuática*, 4:1-39.
- Freyre L. R. y E. D. Sendra.** 1993. Relevamiento pesquero de la laguna Blanca Grande, Provincia de Buenos Aires. *Aquatec*, 1: 1-9.
- Freyre L. R., M. E. Maroñas, J. Ponte Gómez y E. D. Sendra.** 1993. Relevamiento pesquero del lago Municipal de Colón, Provincia de Buenos Aires. *Aquatec*, 2: 1- 9.
- Freyre, L. R., M. E. Maroñas y E. D. Sendra.** 1997. Demografía del pejerrey *Odontesthes bonariensis bonariensis* en la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires. *Natura Neotropicalis*, 28 (1): 47-59.
- Gallucci, V. F. y T. J. Quinn.** 1979. Reparameterizing, fitting, and testing a simple growth model. *Transactions of the American Fisheries Society*, 108: 14-25.
- Grosman F., G. González, D. Agüería y P. Sanzano.** 2000a. Ictiología del «Lago Municipal de Colón», Argentina, como un ejemplo de dinámica ambiental. *Aquatic 10*: 13p. <http://aquatic.unizar.es/N2/art1003/lagocolon.htm>
- Grosman, F., S. Sergueña, P. Sanzano, D. Agüería y G. González.** 2000b. Fundamentos biológicos para la gestión local del recurso pejerrey. En: Fabián Grosman (Ed.) *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey*, Editorial Astyanax, Azul, 118-131.
- Grosman, F., P. Sanzano y D. Agüería.** 2002. Aspectos bioecológicos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la laguna de Monte. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, n.s.*, 4(1): 13-23.
- Grosman, F. y P. Sanzano.** 2003. ¿El pejerrey puede causar cambios estructurales en un ecosistema? *Biología Acuática*, 20: 37-44.
- Gulland, J. A.** 1983. Fish stock assessment: A manual of basic methods. *FAO/ Wiley Series on Food and Agriculture*. John Willy & Sons, 223 pp.
- Moreau, J.** 1987. Mathematical and biological expression of growth in fishes: recent trends and further developments. En: Summerfelt, R. C. y G. E. Hall (eds.). *Age and growth of fish*. Iowa State University Press, 544 pp.
- Maroñas, M. E. y L. R. Freyre.** 1984. Relevamiento pesquero de cuencas naturales. Informe final pasantía. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, 36 pp.
- Pauly, D.** 1979. Gill size and temperature as governing factors in fish growth: a generalization of von Bertalanffy's growth formula. *Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel*, 63: 1-156.
- Pauly, D.** 1991. Growth performance in fishes: rigorous description of patterns as a basis for understanding casual mechanisms. *Aquabyte*, 4(3): 3-6.
- Sendra, E. D.** 2003. Evolución de parámetros demográficos clave del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la Laguna Chascomús a lo largo de tres décadas. *Biología Acuática*, 20: 93-100.
- Snedecor, G. W. y W. G. Cochran.** 1978. *Statistical methods*. The Iowa State University Press, Iowa, 593 pp.

NOTAS SOBRE CRANEO, OTOLITOS Y BIOLOGÍA DE *Lepidosiren paradoxa* (PISCES, DIPNOI)

M. J. GONZALEZ NAYA¹, A. VOLPEDO², S. E. GÓMEZ¹, L. A.
CARIGNANO¹ Y M. V. SANCHEZ¹

¹Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia» Av. Angel Gallardo 470 (1407) Buenos Aires, Argentina

²Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, FCEyN-UBA
gonzaleznaya@macn.gov.ar

RESUMEN. Lungfishes are a singular group of Sarcopterygii which in the Neotropics is represented by *Lepidosiren paradoxa*. They present anatomical and physiological features that allow them to survive under adverse conditions. Here we described and illustrated the otoliths and determinate their composition. *L. paradoxa* skull is also described and illustrated with emphasis in the jaw morphology. This skull was compared with the skull of the other extant lungfishes *Neoceratodus* (Australian lungfish) and *Protopterus* (African lungfish). Experimental observations were included on the behavior in aquarium and on the construction of galleries under laboratory conditions. *L. paradoxa* otoliths presented subcircular shape with a convex internal face, a narrow sulcus of regular edges, marginal and parallel to the dorsal edge. The external face presented calcareous concretions and heterogeneously distributed undulations. The otolith chemical composition differs from most of marine and freshwater teleost, but resembles to other dipnoos. The skull streamlined presents numerous bones fusions in the occipital and parietal region and exhibits a significant sagittal crest. The jaw suspension showed fusion of superior jaw with the skull. Both jaws have dental plates with prominent crests. The distance between the first and the second crest in the inferior jaw increases in relation to total length. Overall, skull and otolith showed great similarities with the African genus.

Keywords: Lungfish, otoliths, skull, experimental biology, behaviour.

Palabras Clave: Peces pulmonados, otolitos, cráneo, biología experimental, comportamiento.

INTRODUCCIÓN

Los peces pulmonados son un grupo singular de sarcopterigios, y actualmente en América Neotropical sólo existe *Lepidosiren paradoxa*, con una amplia distribución en la cuenca del río Paraná (Fig. 1). Habita en esteros y bañados de poca profundidad con vegetación flotante, donde el agua presenta baja conductividad, menor a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un pH neutro o ligeramente ácido (Menni, 2004).

Los dipnoos presentan características anatómicas y fisiológicas singulares como mecanismos de respiración aérea, que han sido descritos por Carter y Beadle (1930) y la excavación de galerías que les permiten sobrevivir en los periodos de condiciones desfavorables. También construyen galerías con fines reproductivos para depositar sus huevos.

Las características anatómicas particulares de las quijadas de *L. paradoxa* fue-

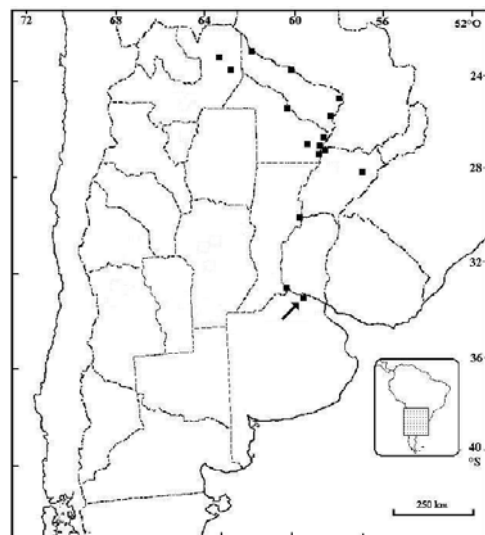


Figura 1. Distribución de *L. paradoxa* en la Argentina (modificado de Liotta, 2006), la flecha indica la localidad más austral conocida.

ron estudiadas por Bondesio y Pascual (1977) en un único ejemplar procedente de Brasil para su comparación con ejemplares fósiles y existe una somera descripción del cráneo realizada por Martínez Achenbach (1970).

L. paradoxa es uno de los peces argentinos utilizados en acuarismo, y es muy requerido como pez ornamental a nivel internacional (Gómez *et al.*, 1994). Aspectos biológicos relevantes de esta especie fueron presentados por Ringuelet *et al.* (1967), Menni (2004) y Bemis *et al.* (1984). Algunas observaciones sobre emisión de sonidos y comportamiento agresivo fueron señaladas por Barrio (1943).

En este trabajo se estudia por primera vez la morfología y composición de los otolitos de *L. paradoxa*, además se describe su cráneo con énfasis en la morfología de las quijadas, y se realizan algunas observaciones experimentales sobre el comportamiento en acuario y la construcción de galerías.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron catorce ejemplares entre 152 y 1020 mm de Longitud total (LT), 2 ejemplares procedentes de Loreto (Corrientes), 10 de Iberá (Corrientes), 1 de río Pilcomayo (Formosa) y uno sin localidad. Para cada ejemplar se registró la LT, ancho cuerpo (AC: mm), peso (P: gr) y distancia entre crestas mandibulares (dc: mm). La descripción de cráneo y otolitos se basa en 5 ejemplares (LT: 276 a 1020 mm) los cráneos fueron limpiados y acondicionados, extrayéndose los otolitos de las cámaras óticas. Se describió e ilustró los otolitos por primera vez utilizando la nomenclatura propuesta por Volpedo y Echeverría (2000). Los otolitos fueron ilustrados mediante la utilización de un microscopio estereoscópico con cámara clara.

Las determinaciones de la composición de los otolitos fueron realizadas previo tratamiento de digestión ácida y analizadas con un Espectrómetro de absorción atómica (EAA) (Shimadzu, AA-6501 con automuestreador). Se describió y fotografió el cráneo de *L. paradoxa* con énfasis en la morfología de sus quijadas, comparándose con cráneos de los géneros existentes de dipnoos, *Neoceratodus* (australiano) y *Protopterus* (africano).

Se analizó la existencia de relaciones y correlaciones entre LT vs P y LT vs AC, las variables fueron transformadas logarítmicamente.

Se realizaron dos experiencias, a fin de estudiar las condiciones en que esta especie excava las galerías. Una de las experiencias se realizó con cuatro individuos en simultáneo (LT 276 a 311 mm), y la otra experiencia con un solo individuo (LT=465 mm). Se utilizó un recipiente cilíndrico de 20 litros con un sustrato homogéneo de 32 centímetros de altura, compuesto por una mezcla homogénea y finamente tamizada de arena cuarzosa fina, arcilla caolínica y tierra orgánica, en proporciones de 60, 20 y 20 % respectivamente. Se lo saturó con agua destilada hasta completar una columna de agua de 5 cm, mediciones posteriores indicaron que el agua se tornó oligohalina y se registró la temperatura, manteniéndola entre 23 y 25 °C.

RESULTADOS

Caracteres Anatómicos

L. paradoxa presenta, como todos los dipnoos, dos pares de otolitos, ubicados en las cámaras utricular y saculolagenar. Los otolitos de la cámara saculolagenar presentan forma subcircular, la cara interna es convexa, con el *sulcus* estrecho, marginal y paralelo al borde dorsal y los bordes son regulares. La cara externa presenta concreciones calcáreas y ondulaciones distribuidas heterogéneamente (Fig. 2). Los resultados de EAA muestran que los otolitos saculolagenares están compuestos por carbonato polimórfico, altamente hidrosoluble, siendo el 83% de vaterita y el 17% de aragonita.

El cráneo de *L. paradoxa* es estilizado presentando numerosas fusiones de hue-

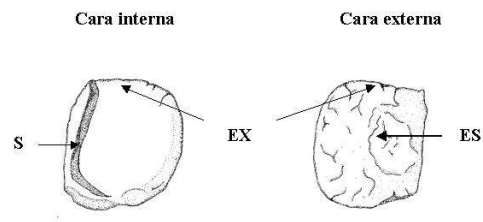


Figura 2. Morfología del otolito saculolagenar de *L. paradoxa*. S: *sulcus*; EX: extremo anterior romo; ES: estrías y ondulaciones. Escala : 2 mm.

so tanto en la región occipital como en la parietal (Fig., 3). En la región anterior del cráneo se observa en posición medial al postrostral que es impar y que recubre el rostro. Situados detrás de las órbitas están los dermoesfenoticos (postorbitales) y los infraorbitales. El maxilar y el premaxilar no están desarrollados, en la cara inferior del cráneo esta el paraesfenoides (hueso impar), y anteriormente los dos prevómeres. Detrás de los prevómeres están los pterigoideos.

L. paradoxa al igual que otras especies de dipnoos presenta palatoc cuadrado fusionado al neurocráneo, siendo la suspensión mandibular autostilíca variante holostilíca. La quijada inferior está suspendida sobre la parte posterior del palatoc cuadrado. En las quijadas están presentes los huesos prearticular y angular. Los pterigoideos, los prevómeres y el prearticular están dentados. Una notoria cresta sagital se presenta en el cráneo para la inserción de la fuerte musculatura de las quijadas. Ambas quijadas tienen placas dentarias con prominentes crestas. La

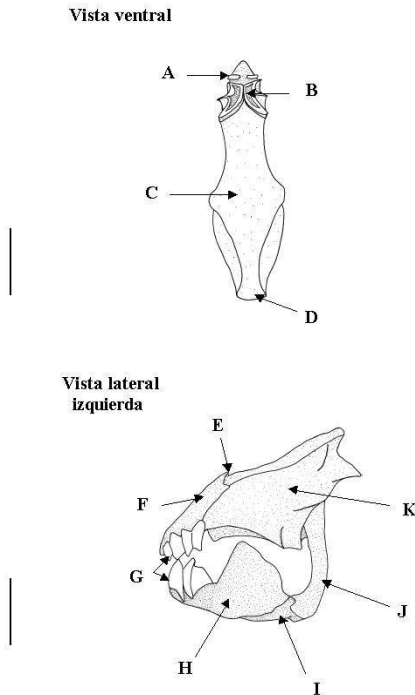


Figura 3. Cráneo de *L. paradoxa*. Vista ventral, A: placa dentaria I° derecha; B: placa dentaria II° izquierda; C: paraesfenoides; D: basioccipital. Vista lateral izquierda, E: frontoparietal; F: ectemoides; G: placas dentarias; H: prearticular; I: articular; J: hiomandibular; K: fusión del palatoc cuadrado con el neurocráneo. Escala: 2 cm.

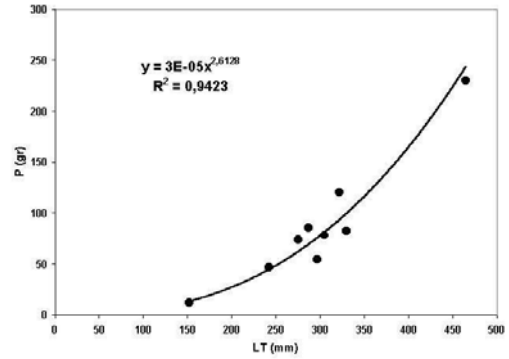


Figura 4. Diagrama de dispersión y curva de regresión multiplicativa entre peso (P en gramos) y Longitud total (LT en milímetros) para *L. paradoxa* (n= 9; r=0,9707).

distancia entre la 1° y 2° cresta (dc) de la hemimandíbula inferior aumenta con el largo total (LT) del individuo (dc: 3,2 y 7,4 mm correspondieron a un LT de 276 y 1020 mm respectivamente).

Las quijadas son muy fuertes, con cuatro crestas en la hemimandíbula superior y 3 en la inferior, el primer par de crestas de la mandíbula superior es pequeño, un ejemplar de 55 gramos de peso puede sostenerse colgando fuera del agua con su potente mordida. *L. paradoxa* utiliza sus quijadas no sólo para capturar su alimento sino también para diferentes usos como excavar galerías, estridular y agredir a otros ejemplares. Las heridas más frecuentes que producen con estas quijadas son en forma de «V», provocando amputación total o parcial de aletas pares, mordeduras en la aleta caudal y lesiones en el vientre. Esto se pudo observar en los ejemplares mantenidos en cautiverio para este trabajo.

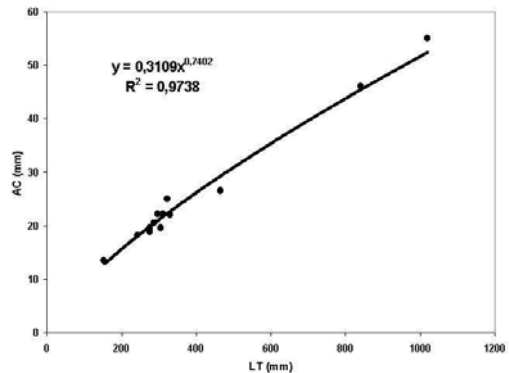


Figura 5. Diagrama de dispersión y curva de regresión multiplicativa entre Ancho del Cuerpo (AC en milímetros) y Longitud Total (LT en milímetros) para *L. paradoxa* (n= 13; r=0,9738).

Los análisis de correlación LT-P (n=9) y LT-AC (n=13), con las variables logarítmicas, resultaron significativas ($p < 0,005$) con $r = 0,9707$ y $r = 0,9868$ respectivamente. Las regresiones multiplicativas son $P = 0,000031$. $LT^{2,6128}$ y $AC = 0,2676$. $LT^{0,7402}$ con un valor de R^2 de 83,56 y 97,24% respectivamente. (Fig. 4 y 5).

Observaciones experimentales

Los animales se inducen a excavar extrayendo rápidamente el agua superficial del recipiente, aún cuando la intensidad de luz sea fuerte. En todos los casos los especímenes se sepultaron completamente en menos de 5 minutos. El mecanismo de excavación consiste en un «mordisco» sobre el sedimento saturado, con la cabeza en posición oblicua y una expulsión de sedimento y agua por las aberturas branquiales. Todo este proceso se acompaña por movimientos ondulatorios de la porción caudal.

La primera experiencia se dio por finalizada a los 14 días (temperatura media 23°C). Durante su desarrollo una sola galería permaneció semiabierta, se recuperaron dos individuos vivos con una pérdida de peso significativa de aproximadamente el 10%. Los otros dos individuos se recuperaron muertos y se evidencia que sus galerías se interceptaron por lo que probablemente se hayan agredido cuando se cruzaron sus galerías.

En la segunda experiencia el ejemplar permaneció con la cueva semiabierta, parcialmente obturada por un trozo de sedimento de forma subcircular, y enterrado a 15 cm de profundidad durante 24 días, momento en que se dio la experiencia por finalizada. En ese periodo el individuo disminuyó su peso de 230 a 220 gr.

En ambas experiencias las galerías que excavaron los ejemplares eran de forma sinuosa, con orientación horizontal u oblicua. Las galerías en corte transversal son de sección subcircular, no predominando ninguna dimensión, el diámetro de las galerías es un 10% mayor al ancho del cuerpo (AC).

En cautividad los individuos de *L. paradoxa* muestran un comportamiento sedentario y pacífico en horas diurnas, pasando el tiempo inmóviles sobre el sustrato o en un refugio con poca luminosidad, la actividad es prácticamente nula y se reduce a la respiración aérea. Los

ejemplares de 300 mm realizan un ascenso respiratorio por hora ($T = 23^\circ\text{C}$) aproximadamente. En cautividad y en condiciones experimentales el comportamiento agonístico es muy fuerte, con muerte de individuos o lesiones diversas, sin embargo las heridas en la aleta caudal se regeneran rápidamente. Este comportamiento y la alimentación la realizan sin luz.

DISCUSIÓN

La presencia de dos pares de otolitos (un par saculagénar y un par utricular) en *L. paradoxa* es una característica similar a la de los otros géneros de dipnoos. Sin embargo los otolitos saculolagénares de *L. paradoxa* se diferencian del resto de los dipnoos en su morfología y composición. *L. paradoxa* presenta carbonato de calcio polimórfico compuesto por vaterita y aragonita, los mismos componentes que *Protopterus*. En cambio en *Neoceratodus* el carbonato de calcio polimórfico está compuesto por aragonita y calcita que se encuentra también en las estructuras cálcicas del oído interno de lagartos y anfibios (Marmo *et al.*, 1981, 1983). La similar composición del carbonato polimórfico de *L. paradoxa* con *Protopterus* podría deberse a que estos taxones poseen una relación más estrecha filogenéticamente que con *Neoceratodus*.

En relación al cráneo de los tres géneros de dipnoos, estos son similares en su estructura general y en las interrelaciones óseas. Los caracteres comunes que presentan son la suspensión autostilica primitiva y la presencia de importantes placas dentarias al igual que la fusión y estilización del cráneo que se manifiesta en la fusión de parietales y frontales que forman el frontoparietal y en la fusión del palatoc cuadrado con el neurocráneo.

La estructura del cráneo como las fuertes quijadas les permite entre otras cosas, la excavación rápida de galerías, lo cual es una estrategia para prevenir la predación y la deshidratación. Las galerías se desarrollan a poca profundidad, menor a 60 cm, tanto en el ambiente natural como en cautiverio (Quintana *com. pers.*). Carter y Beadle (1930) indican una profundidad de 60 a 91 cm verticales o a veces oblicuas con abertura parcialmente cubierta por un terrón de sedimento. Las observa-

ciones experimentales indican que aparentemente no comparten las galerías. Las galerías excavadas atribuidas a peces pulmonados son conocidas en el registro fósil, y recientemente se han encontrado en Vinchina (La Rioja), estas excavaciones presentan un relleno masivo y no se han encontrado fósiles en su interior (Gómez *et al.*, 2007).

Los registros de esta especie indican que esporádicamente su distribución se extiende hasta el Delta del Paraná, la localidad más austral conocida es San Pedro (33°50'S) (Fig. 1), donde la temperatura media anual del aire es de 17 °C. Los factores limitantes para su distribución son las bajas temperaturas, aguas profundas o tormentosas y los sedimentos gruesos.

L. paradoxa es uno de los peces ornamentales del litoral fluvial argentino que son objeto de comercialización sin claras regulaciones ni controles, frecuentemente se comercializan exclusivamente ejemplares juveniles y de reducido tamaño como especies ornamentales provenientes de Corrientes. López *et al.* (2003, 2005) lo consideran «especie vulnerable», siguiendo el criterio de Chebez (1994) y Liotta (2006).

No hay registro de criaderos de esta especie, por lo que los ejemplares que se comercializan para acuarismo en la Argentina son extraídos del sistema del Ibera (Corrientes), Chaco y Formosa. Se indican centros de distribución en Corrientes y Clorinda, y un número desconocido sería exportado al Paraguay. En la Ciudad de Buenos Aires, donde la demanda de esta especie es baja, el precio unitario varía con la estación del año y el tamaño del animal, un ejemplar de LT de 307 mm tiene un costo de 7 pesos, uno de 465 mm 20 pesos y uno de 900 mm cuesta 70 pesos (datos 2006).

La situación de alta vulnerabilidad por la extracción de ejemplares de poblaciones naturales sin control sumado a la escasa información sobre la historia de vida de *L. paradoxa*, hacen que esta especie única de dipnoo sudamericano esté en una situación de riesgo. En futuros trabajos se deberían incorporar estudios morfo-métricos de cuerpo y cráneo, a los estudios integrales de las características anatómicas, fisiológicas, aspectos ecológicos y filogenéticos de *L. paradoxa* para tener herramientas utilizables en el manejo de las poblaciones naturales y asegurar la

conservación de la especie.

BIBLIOGRAFÍA

- Barrio, A.** 1943. Observaciones sobre *Lepidosiren paradoxa* y fijación de material argentino. Revista Argentina de Zoogeografía, Argentina, III(1-2): 9-20.
- Bemis, W. E., W. W Burggren y N. E. Kemp.** 1984. The Biology and Evolution of Lungfishes. New York. 383 pp.
- Bondesio, P. y R. Pascual.** 1977. Restos de Lepidosirenidae (Osteichthyes, Dipnoi) del grupo Honda (Mioceno Tardío) de Colombia. Sus denotaciones paleoambientales. Revista de la Sociedad Geológica Argentina, 32(1): 34-43.
- Carter, G. S. y L. C. Beadle.** 1930. Note on the habits and development of *Lepidosiren paradoxa*. Journal of the Linnean Society Zoology, 37: 197-203.
- Chebez, J.C.** 1994. Los que se van. Especies Argentinas en peligro. Editorial Albatros, Bs. As., 604 pp.
- Gómez, S. E., H. Cassará, y S. Bordone.** 1994. Producción y comercialización de los peces ornamentales en la República Argentina. Revista de Ictiología, 2/3 (1/2): 13-20.
- Gómez, S. E., R. N. Melchor, J. F. Genise, L. Carignano, M. J. González Naya y M. V. Sánchez.** 2007. Excavaciones de *Lepidosiren paradoxa* (Dipnoi): experimentos Neocnológicos y posibles ejemplos fósiles de Argentina. En libro de Resúmenes: Quinta Reunión Argentina de Icnología Tercera Reunión de Icnología del Mercosur. Ushuaia. 28 al 30 de Marzo Tierra del Fuego. Argentina. pag 52.
- Liotta, J.** 2006. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la República Argentina. ProBiota, 701 pp.
- López, H. L., R. C. Menni y A. M. Miquelarena.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. Serie Técnica y Didáctica n° 5, ProBiotA. La Plata, Bs. As., 85 pp.
- López, H. L., A. M. Miquelarena y J. P. Gómez.** 2005. Biodiversidad y distribución de la ictiofauna mesopotámica. Aceñolaza F.G., (Ed) Temas de la biodiversidad del Litoral fluvial argentino II, INSUGEO (Tucumán) Miscelanea 14:311-354.
- Marmo, F., G. Balsamo y E. E. Franco.** 1981. Scanning EM and x-ray diffraction studies of otoconia in the lizard *Podarcis s. sicula*. Cell and tissue research, 218: 265-270.
- Marmo, F., G Balsamo y E. E Franco.** 1983. Calcite in staconia of amphibians: a details analysis in the frog *Rana esculenta*. Cell and tissue research, 233: 35-43.
- Martínez Achenbach, G.** 1970. Aspectos salientes en el comportamiento de dos ejemplares cautivos de *Lepidosiren paradoxa* Fitzinger, 1837 (Osteichthyes, Dipnoi, Lepidosirenidae). Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales «Florentino Ameghino», Zoología, Santa Fe, Argentina, 4: 1-14
- Menni, R. C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. Monografías del Museo Argenti-

- no de Ciencias Naturales, N°5, 316 pp.
- Platt, C., J. M. Jørgensen y A.N. Popper.** 2004. The inner ear of the lungfish *Protopterus*. *Journal of Comparative Neurology*; 471: 277-288.
- Ringuelet, R. A., A. A. Arámburu y R. H. Arámburu.** 1967 a. Los peces de agua dulce de la República Argentina. Comisión de Investigaciones Científicas, La Plata, 602 pp.
- Volpedo, A. V. y D. D. Echeverría.** 2000. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del Mar Argentino. 1. Peces de importancia comercial. Editorial Dunken, Buenos Aires 90 pp.

ASPECTOS ECOLÓGICOS DE LAS LAGUNAS PAMPEANAS Y SU POSIBLE INFLUENCIA SOBRE LAS PESQUERÍAS DEL PEJERREY: EL CASO DE LAGUNA EL CORAJE

P. LICOFF Y F. GROSMAN

Área de Pesca y Acuicultura, Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Fac. de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires
Email: fgrosman@faa.unicen.edu.ar

ABSTRACT. El Coraje shallow lake is an arheic and semi permanent environment, located in SE of the Province of Buenos Aires, mainly dedicated to sport fishing. Precipitation cycles, alternating above and bellow the average, cause frequent changes in its area, currently highly reduced. The aim of this paper is to characterize the fish community of El Coraje shallow lake, and to determine the possible causes and consequences of the massive mortality inferred. A limnological and ichtiologial sampling was made during April 2006, when the drought was extreme. Chemical analyses evidence ion concentration, including nutrients (total phosphorous = 1,454 ppm). Turbidity was high (Secchi disk = 14 - 18 cm) as well as chlorophyll-a (318 mg/m³). A bloom of *Nodularia* was observed, responsible for a scent similar to gamexane. Macrozooplankton was abundant. The operations with trawl net became difficult due to the excess of accumulated sediment. Using the gill net, only pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) could be found, and in a bad sanitary state. However, the k factor and relative weight didn't show any link to recent affectations (except for a higher length). Specimens presented haemorrhages in eyes and body. All of them had their eyes affected of diverse way and degree, in some cases with total absence of the ocular globe. Metacercaries of Trematode in high numerosity were observed in brain. Fins presented different morphologic alterations, with loss of ratios, adjudged to bacterial diseases. A prevalence of Cestode and Nematode in high density was observed in the digestive tube. Moreover, in average 76 % of the tube was empty. Hence, there are many environmental variables (bacteria, ion concentration, phytoplankton blooms, etc.) that add up to affect the fish community and generate stress, causing fish mortality.

Keywords: pamasic shallow lake; fishes; sport fisheries; pejerrey.

Palabras Clave: lagunas pampeanas; peces; pesca deportiva; pejerrey.

INTRODUCCIÓN

Una de las características de la región pampeana son las variaciones de precipitaciones, que determinan ciclos húmedos y secos con excesos o déficit de agua en los balances hidrológicos (Ameghino, 1884); ello provoca en los ecosistemas acuáticos presentes grandes fluctuaciones de caudal o superficie.

La laguna El Coraje (60° 00' 59,7" long. O. 38° 00' 38,4" Lat. Sur, partido de Gonzáles Chaves) es uno de los numerosos ambientes arreicos y semipermanente de la Depresión de Laprida (Dangavs, 2005), con un registro oral de seca total en la década de 1970. Según Toresani *et al.*, (1994), es una laguna permanente con longitud máxima de 1400 m (registro 262 P). Desde 1980 conserva agua en su cu-

beta, con oscilaciones del área. El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) colonizó naturalmente el lugar; en su aprovechamiento es factible reconocer 2 etapas, ya que la pesca comercial fue reemplazada por la instalación de una pesquería deportiva, al igual que otros sitios (López *et al.*, 2001). La misma se restringe a la pesca desde la costa, los fines de semana comprendidos entre marzo y septiembre. La calidad de las piezas obtenidas así como la cercanía a la ciudad la posicionan como un sitio de amplia concurrencia, razón por la cual fue objeto de estudios en el pasado (Grosman, 1992). Asimismo fue incorporada en 2005 a la base de datos del proyecto SALGA South American Lake Gradient Analysis (<http://www.dow.wau.nl/aew/SALGA/default.htm>).

A partir de 2002, la región Sudeste de

la provincia de Buenos Aires presenta una condición de seca de carácter regional (Varela *et al.*, 2002); ello ha provocado que las lagunas se encuentren en marcada reducción de su área; pese a la concentración de precipitaciones en el verano, es la estación en que se produce en forma regular un balance hídrico negativo (Galindo *et al.*, 2004).

Las lagunas poseen baja profundidad media y pequeña superficie, por lo que cambios en los niveles hídricos dado por lluvias, deberían generar importantes modificaciones en las características ecológicas de estos sistemas, afectando también a sus pesquerías (Baigún y Delfino, 2003).

La retracción de superficie desencadena una serie de procesos ecológicos de impacto en diferentes niveles del ambiente, afectando negativamente a la comunidad de peces, siendo el más común de los resultados la mortandad masiva (De Kinkelin *et al.*, 1991). Estos eventos pueden tener asimismo un origen infecto-contagioso, fisiológico o del medio, en respuesta a causas que pueden ser antrópicas o naturales. Las mismas generan como efecto principal, el estrés sobre los peces, el cual puede ser definido como el conjunto de respuestas compensatorias, fisiológicas y conductuales que realiza un pez para adaptarse a una nueva situación, tratando de mantener su homeostasis (Snieszko, 1974; Billard *et al.*, 1981). Si el o los factores generadores de estrés sobrepasan los límites de ajuste del organismo, se genera un costo biológico que se reflejará en alteraciones del crecimiento, reproducción, aumento de la susceptibilidad a las enfermedades, así como su capacidad de respuesta a las mismas, o como peor situación, la muerte de los mismos.

Si bien la bibliografía ha tratado diversos casos de mortandades masivas de peces en ambientes pampásicos (Freyre, 1967; Colautti *et al.*, 1998; Mancini *et al.*, 2000; Grosman y Sanzano, 2002; Freyre *et al.*, 2005, entre otros), no se corresponde con la cantidad real de ocurrencia de estos sucesos.

La formación, persistencia y funciones de las lagunas son controladas por los procesos hidrológicos; estos son los mismos que se producen fuera de estos ambientes, que colectivamente son referidos al ciclo hidrológico (Dangavs, 2005). Grosman *et al.*, (1996a) concluye que las va-

riaciones hidrológicas de las lagunas representan un factor importante para el desarrollo de las pesquerías, planteando la estrecha dependencia del aprovechamiento de los recursos pesqueros con la hidrología regional (Baigún y Delfino, 2001).

El objetivo del trabajo es caracterizar la ictiocenosis de la laguna El Coraje, considerar diferentes variables de entorno de interés y determinar las posibles causas y consecuencias de la mortandad observada. Ello posibilita ofrecer elementos de diagnóstico integral que contribuyan a la gestión ambiental del ecosistema estudiado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los trabajos de campo fueron efectuados entre el 17 - 19 de abril de 2006, considerando aspectos abarcativos de componentes abióticos y diferentes comunidades acuáticas. Se midió turbidez (disco de Secchi), pH, temperatura y conductividad. Se extrajo una muestra de agua para determinar la conformación química mayoritaria, cuantificación de la clorofila-a y fósforo total (PT) (APHA, 1995). En sedimentos se midió PT, materia orgánica (MO) y pH.

El fitoplancton fue muestreado utilizando una red ad-hoc. La determinación se realizó a nivel de grandes grupos algales; se realizó un muestreo cuantitativo del macrozooplancton considerando como tal a los cladóceros, copépodos calanoideos y ciclopoideos, para determinar la cantidad de individuos/m³. Se filtraron 20 L de agua (en 2 series de 10 L), fijando las muestras con formol al 4% (Paggi y Paggi, 1995).

Los artes de pesca empleados fueron una red de arrastre a la costa de 20 m de longitud, de selectividad conocida, tirada con sogas de 50 m, utilizada en 2 estaciones; 2 baterías de enmalle diseñadas especialmente para pesca experimental conformadas por 8 paños de diferente distancia entre nudos (15, 19, 21, 25, 30, 33, 38 y 40 mm den), calados al atardecer y recogidos a la mañana siguiente. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de pejerrey fue referida a 20 hs de captura/tren de enmalle, que facilita la contrastación con la base de datos de valores obtenidos en otras lagunas con el mismo arte por parte de los autores.

Previa clasificación sistemática de los peces capturados, la totalidad de los ejemplares fueron medidos en intervalos de 10 mm de longitud estándar (Lstd) y pesados con precisión de 0,1 g. Se calculó la diversidad mediante el índice de Shannon (H). Al pejerrey se le tomaron las siguientes medidas: longitud de la cabeza (Lc) y estándar (Lstd) con precisión de 1 mm; peso húmedo en g (P). A una submuestra se les extrajeron escamas y el tracto digestivo; los ejemplares fueron sexados, considerando el peso de los ovarios para obtener el índice gonadosomático (IGS) para hembras.

Se determinó la distribución del factor k contrastándola con los estándares específicos (Freyre, 1976) y el peso relativo, acorde a Colautti *et al.*, (2003) como indicadores de condición, así como la relación entre la longitud y el peso.

Las escamas fueron limpiadas y montadas sobre portaobjetos. Se midió la distancia del foco a un vértice anterior (R), estableciendo una relación lineal entre esta medida y la longitud del pez: $Lstd = a + bR$. Se consideraron como marcas anuales de crecimiento la presencia de alteraciones o irregularidades en la disposición de los circuli (Grosman, 1993), midiendo sobre la recta imaginaria las marcas observadas. Se aplicó el método del retrocálculo para conocer los parámetros de crecimiento de la ecuación de von Bertalanffy.

En los tractos digestivos de pejerrey conservados en formol al 10 % se evaluó el estado de repleción según 4 grados: vacío - semivacío - semilleno - lleno. Se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos; se estableció una 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 porcentual de aparición (F); la diversidad de la dieta se obtuvo mediante el índice de diversidad de Shannon (H), aplicado sobre la variable A. Con estos tres

parámetros se estableció el Índice de Categorización de Items ($ICI = ((Ax F)/H)^{0.5}$), (Grosman, 1995) que diferencia componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales.

RESULTADOS

La laguna posee una superficie de 90 ha determinadas por información satelital y GPS; en el perillago existen terrazas que evidencian el retroceso de las aguas. En el interior se desarrolla un juncal (*Schoenoplectus californicus*) con distribución rala que permite la navegación en su interior. En el recorrido habitual previo realizado por la costa se observaron cadáveres de pejerrey y coridora (*Corydoras paleatus*).

La máxima profundidad hallada fue de 80 cm, pero una amplia zona de la laguna no sobrepasó los 15 cm; las aguas son bicarbonatadas, cloruradas sódicas (Tabla 1); el pH alcalino (9,4); los sólidos disueltos = 6558 ppm y la conductividad eléctrica = 10222 $\mu S/cm$ (expresada a 25°C); la temperatura subsuperficial = 13° C y la lectura de disco de Secchi varió entre 14 a 18 cm. La concentración de clorofila-a fue muy elevada (318,3 mg/m^3) al igual que el PT en la columna de agua (1,454 ppm). En sedimentos, MO = 8,43 %; PT = 16,78 ppm y pH = 9,33.

Las cianofitas fueron totalmente dominantes en el fitoplancton, desarrollándose una floración de *Nodularia* sp. La densidad del macrozooplancton fue = 174900 ind/ m^3 . La red de arrastre presentó baja efectividad debido a los abundantes y blandos sedimentos que dificultaron las maniobras. Se recolectaron cadáveres de coridoras. El pejerrey fue dominante en las capturas (Tabla 2); la diversidad resultó baja ($H = 0,213$).

La distribución de tallas de captura del pejerrey es anómalo por la reducida presencia de ejemplares menores a 170 mm de Lstd (Figura 1). El valor de CPUE fue = 10,503 kg/20 horas de tendido.

La relación largo-peso fue $P = 1,276 \times 10^{-5} Lstd^{2,9910}$ ($r^2 = 0,991$); la distribución

Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻
23	46,4	2317,6	55,6	0,308	1,1	178,6	1028,5	2614,1	999,6

Tabla 1. Composición química mayoritaria expresada en ppm.

Especie / arte	A 1	A 2	E 1	E 2	Total
<i>Odontesthes bonariensis</i>	4	0	18	20	42
<i>Astyanax</i> sp.	1	0	0	0	1
<i>Cheirodon interruptus</i>	1	0	0	0	1
Total	6	0	18	20	44

Tabla 2. Capturas obtenidas con la red de arrastre a la costa (A) y enmalle (E).

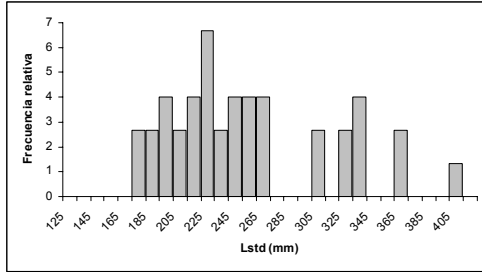


Figura 1. Histograma de tallas de captura de pejerrey.

del factor k en función de la longitud es considerada normal (Figura 2) con un deterioro de condiciones hacia las tallas superiores, al igual que el peso relativo (Figura 3) que acentúa esta situación ($\chi^2 = 93,35$; DE = 7,65). El IGS de las hembras fue = 1,27 (DE = 0,347).

La relación entre Lstd - R ajustó a una recta (Lstd = 45,949 R - 6,8543; $r^2 = 92,89$). La presencia de falsas marcas de crecimiento, dificultó la realización de la lectura de escamas e imposibilitó asignar edades.

Respecto a la sanidad del pejerrey, se observaron alteraciones morfológicas de diferente índole; en los ojos la prevalencia fue del 100 %, afectados de diversas maneras, desde hemorragias, cataratas, hasta pérdida del globo ocular. Los opérculos se hallaban reducidos, no cubriendo la totalidad de la cámara branquial. Las

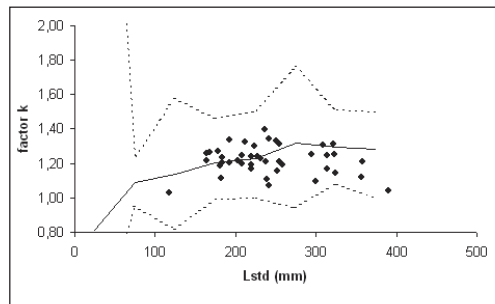


Figura 2. Distribución del factor k del pejerrey en función de la longitud. En línea continua el estándar específico y en línea punteada los desvíos.

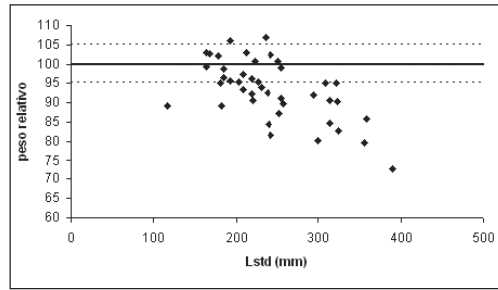


Figura 3. Distribución del peso relativo en pejerrey en función de la longitud. En línea continua el valor de óptimas condiciones y en línea punteada los desvíos.

deshilachadas aletas presentaron diversos grados de deterioro hasta un muñón en reemplazo de la aleta caudal. En el 59 % de los tractos digestivos se observaron cestodes y anisákidos en altas densidades. En el escaso contenido alimenticio (el 76 % estaban vacíos y el 21 % semivacíos) no se hallaron componentes de la dieta principales (Tabla 3).

Item	ICI
Cladóceros	S
Copépodos	T
Ostrácodos	T
Anfípodos	T
Resto insectos	T
Resto peces	O
Algas	O

Tabla 3. Ítems alimenticios hallados en tractos de pejerrey y su valor en ICI (S = secundario; T = terciario y O = ocasional).

DISCUSIÓN

La superficie del ambiente se ha reducido notoriamente (proyecto SALGA = 120 ha) con bajas profundidades y sedimentos acumulados, conservando una restringida fracción apta para la comunidad de peces. Esta situación otorga un rol primordial a los sedimentos en la dinámica del sistema; la elevada materia orgánica y nutrientes depositados ejerce un mecanismo de retroalimentación positiva generando incremento de la productividad primaria, colmatación y consumo de oxígeno.

La alcalinidad es debida a los bicarbonatos; la condición del ambiente por su

turbidez, concentración de clorofila-a y PT es hipereutrófico; la salinidad es elevada (mesohalina > 5g sal/L); estos aspectos se consideran como producto de la concentración dada por la reducción de volumen.

Estas características señalan la gran dependencia e interrelación de las lagunas con fenómenos hidrometeorológicos, cuya variabilidad se traduce en inestabilidad de los volúmenes retenidos. Según Dangavs (2005) los sistemas semipermanentes son más sensibles al régimen pluvial anual y se reducen durante sequías prolongadas.

El fuerte olor semejante al «gamexane» percibido en el ambiente se adjudica a la floración de *Nodularia* sp., por ser un género que potencialmente puede liberar geosminas (Pizzolón, 1996). Una situación semejante fue observada en una laguna cercana en ocasión de mortandad de peces (Grosman y Sanzano, 2002).

El plancton tanto vegetal como animal es muy abundante, acorde a la disponibilidad de nutrientes y de alimento respectivamente, descartando fenómenos de control o regulación por cascadas tróficas. En el caso del zooplancton, podría vincularse a la ausencia de pastoreo ejercida por peces. Si bien la dieta predilecta del pejerrey es el macrozooplancton, la elevada proporción de tractos vacíos y la baja relevancia en la dieta de zooplanctontes, induce a considerar como válida esta hipótesis.

La ictiocenosis se halla totalmente dominada por el pejerrey con abundancia relativa media dada por la CPUE. La ausencia de juveniles de pejerrey afecta la renovación del stock pesquero; podría explicarse a partir de mayor sensibilidad a las condiciones de entorno, que generarían mortalidad diferencial por tallas.

Los ítems constituyentes de la dieta así como el estado de repleción plantean deficiencias en la alimentación; las afectaciones evidenciadas en los ojos coinciden con la descripción de Semenas (1998) para peces invadidos por diplostómidos. La observación de metacercarias en cerebro confirmó éste diagnóstico.

Las alteraciones en aletas concuerda con García Romero (2001) adjudicadas a *Pseudomonas* y *Aeromonas*, cuya virulencia se demuestra en el momento que el hospedador sufre un proceso de inmunodepresión (estrés). El mismo autor las considera como organismos oportunistas, patógenos facultativos de orden secunda-

rio ya que se desarrollan concomitantemente con otras afecciones bacterianas, parasitarias o fúngicas.

En el año 1992 (Grosman, 1992) la condición física del pejerrey era normal, con dieta basada en el zooplancton, pero con alta prevalencia de parasitosis intestinales (50 %). Independientemente de las numerosas generaciones y cambios del sistema ocurridos entre uno y otro muestreo, manifiesta un sitio propicio para el desarrollo de teniasis y anisakiasis.

Si bien tanto el factor *k* como el peso relativo manifiestan un entorno desventajoso para las tallas mayores, su distribución indica que las alteraciones profundas en el ecosistema que han afectado drásticamente la salud de los peces son de índole reciente. Estos indicadores no son de carácter instantáneo y expresan situaciones de entorno del pasado. Ello coincide con lo expresado por los linderos que manifestaron que la pesca deportiva fue efectiva y normal en rendimiento y calidad de piezas hasta un mes atrás y posteriormente declinó en forma abrupta.

Es posible que situaciones semejantes, pero no tan acentuadas hayan ocurrido en el pasado en forma recurrente, dada las irregularidades observadas en la disposición de los circuli.

La reducción de la superficie de la laguna, restando hábitat para el desarrollo de la comunidad de peces habría actuado como variable disparadora de cambios en El Coraje. La concentración de nutrientes, la floración de *Nodularia*, el incremento de producción primaria, el aumento de la colmatación, de consumo de oxígeno de los sedimentos y deflación del mismo en la columna de agua, y hasta la posible liberación de toxinas de origen algal, actuaron sinérgicamente y superaron las barreras de equilibrio fisiológico de los peces, causando estrés. El mismo se manifiesta a través de la reducción de la alimentación y la presencia de ítems alimenticios alternativos al zooplancton, siendo que el mismo era abundante; las diferentes patologías somáticas observadas son propias de ejemplares inmunodeprimidos. Asimismo provocarían mortalidad diferencial ya que los especímenes de menor talla serían más afectados. Otra hipótesis alternativa que no invalida la anterior, es que los cambios en el uso del suelo hayan afectado la calidad de agua y consecuentemente la dinámica del ambiente.

De no existir cambios profundos y radicales en el sistema, dado por aporte de agua al lugar, el destino de la ictiocenosis de la laguna El Coraje es desaparecer.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Verónica y Fabio Marochi por la hospitalidad recibida durante las tareas de campaña e información brindada acerca de la laguna.

BIBLIOGRAFÍA

- Ameghino, F.** 1884. Las secas y las inundaciones en la Provincia de Buenos Aires. Ministerio de Obras y Servicios Públicos., Pcia. de Buenos Aires. Buenos Aires, 99 pp.
- APHA.** 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th Ed. APHA, Washington US.
- Baigún, C. y R. Delfino.** 2001. Consideraciones y criterios para la evaluación y manejo de pesquerías de pejerrey en lagunas pampásicas. *En:* F. Grosman (Ed.). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Astyanax, Azul, 132-145.
- Baigún, C. y R. Delfino.** 2003. 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.
- Billard, R.; C. Bry y C. Gillet.** 1981. Stress, environment and reproduction in Teleost fish. *En:* A. D. Pickering (ed). Stress and Fish. Academic Press, London, 548 pp.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov; N. Gómez y C. Claps.** 1998. Mortandad de peces en el arroyo San Miguel (Partido de Pila, provincia de Buenos Aires) *Gayana*, 62(2): 191-197.
- Colautti, D.; M. Remes Lenicov y G. Berasain.** 2003. Vulnerabilidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* a la pesca deportiva en función de su condición. *Biología Acuática*, 20: 49-55.
- 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 pp.
- De Kinkelin, P.; C. Michel y P. Ghittino.** 1991. Tratado de las enfermedades de los peces. Ed. Acribia, Zaragoza, 353 pp.
- Freyre, L. R.** 1967. Consecuencias de la mortandad de peces por las temperaturas extremas de junio de 1967 en Laguna Chascomús. *Agro*, 9 (15): 35-46.
- Freyre, L. R.** 1976. Normas para la inspección y determinación del estado actual de ambientes pesqueros pampásicos. Dirección de Recursos Naturales. Ministerio de Asuntos Agrarios, La Plata, 36pp. (mimeografiado)
- Freyre, L. R.; M. Maroñas; E. Sendra & A. Cornejo.** 2005. Posibles causas de una mortandad de pejerrey *Odontesthes bonariensis*, en la laguna de Monte. *Biología Acuática*, 22: 119- 122.
- Galindo, G.; M. A. Herrero; S. Korol & A. Fernández.** 2004. Water resources in the Salado River drainage basin, Buenos Aires, Argentina: chemical and microbiological characteristics. *Water International*, 29 (1): 81-91.
- García Romero, N.** 2001. Alteraciones patológicas del pejerrey (*Odontesthes bonariensis* C.) en ambientes naturales y condiciones de cultivo. Revisión. *En:* F. Grosman (Ed.). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Ed. Astyanax, Azul, 76-84.
- Grosman, F.** 1992. Estudio preliminar del pejerrey de la laguna Marochi (partido de Gonzáles Chaves). Informe Técnico Nro. 2, Instituto de Hidrología Llanuras, Azul, 9pp. (mimeografiado)
- 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.; F. Peluso; J. González Castelain y E. Usunoff.** 1996a. Aprovechamiento económico de lagunas a partir de variaciones de los regímenes hidrológicos. *En:* Actas Congremet VII- Climet VII, Buenos Aires, 259-260.
- Grosman, F.; J. González Castelain & E. Usunoff.** 1996b. 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. & P. Sanzano.** 2002. Mortandades de pejerrey *Odontesthes bonariensis* en dos ambientes de Argentina originadas por floraciones de cianobacterias. *Revista AquaTIC*, 17. (Disponible en URL: <http://www.revistaaquatic.com/aquatic/art.asp?t=h&c=153>.)
- López, H.; C. Baigún; J. Iwaszkiw; R. Delfino y O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado: Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Ed. Univ. de La Plata, La Plata, 75 pp.
- Mancini, M.; C. Rodríguez; M. Finola; C. Basualdo y C. Prósperi.** 2000. Mortandad de peces en un lago recreacional del sur de Córdoba, Argentina. *AquaTIC* 11. (<http://aquatic.unizar.es/n3/art1104/cordoba.htm>).
- Paggi, J. de & J. Paggi.** 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. *En:* E. Lopretto & G. Tell (Eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata, 315-323.
- Pizzolón, L.** 1996. Importancia de las cianofíceas como factor potencial de toxicidad en las aguas continentales. *Interciencia*, 21(6): 239-245.
- Semenas, L.** 1998. Primer registro de diplostomiasis ocular en trucha arco iris cultivada en Patagonia (Argentina). *Archivos de medicina veterinaria*, (30) 2: 165-170.
- Snieszko, S. F.** 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fish Biology*, 6: 197-208.
- Toresani, H.; H. López & S. Gómez.** 1994. Lagunas de la Provincia de Buenos Aires. Ed. Ministerio de Asuntos Agrarios, La Plata, Argentina, 108 pp.
- Varela, C.; I. Entraigas & M. Varni.** 2002. Aplicación del método de componentes principales a la determinación de regiones homogéneas de precipitación. *Revista Argentina de Agrometeorología*, (2) 1: 105-112.

LERNEOSIS EN PECES SILVESTRES Y CULTIVADOS DEL CENTRO DE ARGENTINA

M. MANCINI¹, C. RODRIGUEZ¹, M. ORTIZ¹,
V. SALINAS¹ & R. TANZOLA²

⁽¹⁾ Acuicultura. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto
E-mail: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

⁽²⁾ Laboratorio de Patología de Organismos Acuáticos. Dpto. de Biología, Bioquímica y Farmacia
Universidad Nacional del Sur

ABSTRACT. The genus *Lernaea* (Crustacea) comprises ectoparasitic copepods with worldwide distribution. *Lernaea* causes damage in the skin of fishes and facilitate secondary infections. In the present work, several outbreaks of lerneosis in the central region of Argentina, the ichthyofauna involved and their main epidemiological features were assessed. In 41 cases from 1993 to 2006, 14 species from five provinces were affected. The fishes were either cultured or wild and ornamental or edible. The parasite was determined as *Lernaea cyprinacea* L. 1758. The intensity of infection was correlated with water temperature ($r_s = 0.71$, $P < 0.05$). The prevalence was variable with maximum between 80.9 to 100% in *Oligosarcus jenynsii* and *Cyprinus carpio*, respectively. *Odontesthes bonariensis*, one of the most important continental fishing species in Argentina, was the most affected in the wild group (53.6% of the total outbreaks). However, the intensity of infection was low to median (≤ 7 parasites per host) in this species. In three situations analyzed, there were no significant differences in body condition of *O. bonariensis* between parasited and non-parasited ($P > 0.05$). Among the ornamental species, *Carassius auratus* had the most prevalence. In several outbreaks, *L. cyprinacea* was a part of a multiaetiological complex causing fish mortalities. Taking into account the present observations, the regionality of the lerneosis and its consistent increasing rate, preventive measures should be established in order to diminish the risk of dispersion due to commercial traffic of fishes.

Keywords: fishes, parasites, *Lernaea cyprinacea*, Argentina.

Palabras claves: peces, parásitos, *Lernaea cyprinacea*, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Alrededor de 110 especies de copépodos ciclopoideos están clasificados dentro de la familia Lernaeidae (Ho, 1998). La lerneosis es una enfermedad producida por diferentes especies del género *Lernaea* L. (Crustacea; Copepoda; Cyclopoida), así como de otros géneros afines (*Amazolernaea* Thatcher y Williams, 1998; *Bedsylernaea* Thatcher y Williams, 1998; *Minilernaea* Thatcher y Huergo, 2005). Se trata de un grupo de copépodos «mesoparásitos» (*sensu* Kabata, 1979) de distribución mundial, que afecta a peces silvestres y de cultivo. La especie mejor conocida y de mayor distribución mundial, de unas 44 descriptas en América, África y Eurasia, sin dudas es *Lernaea cyprinacea* L., la cual produce lesiones en la piel de los peces que facilitan la ocurrencia de infecciones secundarias (Berry *et al.*, 1991; Marcogliese, 1991; Southgate, 1993; Bunkley-

Williams y Williams, 1994; Ho, 1998; Silva-Souza *et al.*, 2000; Carnevia y Speranza, 2003; Tóro *et al.*, 2003; Piasecki *et al.*, 2004).

Las hembras adultas postmetamórficas constituyen la única fase parasitaria en el ciclo de vida del copépodo. Estas son visibles a ojo desnudo, de forma típicamente alargada que pueden llevar, o no, dos bolsas ovíferas u ovisacos. La región anterior está provista de 4 procesos a manera de ancla, de allí su denominación «gusano ancla» o «parásito del ancla», la cual se inserta en el músculo del pez simulando una marca o «tag» (Bunkley-Williams y Williams, 1994), provocando inflamación y úlceras. *Lernaea* se asocia con enfermedades bacterianas, virósicas y micóticas, frecuentemente en zonas contiguas a las aletas, aunque también puede localizarse en la superficie del cuerpo, branquias y ojos de los peces (Woo y Shariff, 1990; Fernández, 1993; Mancini *et al.*, 2000a).

La reproducción se lleva a cabo con temperaturas superiores a los 14 °C, en donde las hembras fertilizadas desarrollan los sacos ovígeros. Estos eclosionan y liberan la larva nauplio, que sufre diferentes mudas hasta el sexto estadio copepodito, en donde las hembras son fertilizadas nuevamente (Alvarez Pellitero, 1988). La mayor intensidad parasitaria se asocia con temperaturas superiores a los 20 °C (Marcogliese, 1991). En verano, con un rango entre 23 a 30 °C, el parásito presenta excelentes condiciones para reproducirse (Toro *et al.*, 2003; Piasecki *et al.*, 2004).

Lernaea produce importantes pérdidas económicas debido a los efectos patógenos que ocasiona (Shariff y Roberts, 1989; Silva-Souza *et al.*, 2000). Este parásito tiene poca especificidad, por lo que puede afectar a un gran número de peces de acuario y de consumo. Según Carnevia (1993), es uno de los parásitos más comunes en peces de acuario donde afecta una gran variedad de especies. En peces silvestres puede reducir el crecimiento, la fecundidad y causar la muerte, con el consiguiente impacto sobre las pesquerías recreativas (Bunkley-Williams y Williams, 1994). En el presente trabajo se evaluaron los casos de lerneosis registrados en la región central de Argentina, las especies implicadas, su mantenimiento y sus principales rasgos epidemiológicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

La región comprendida incluye cinco provincias del centro de Argentina: Buenos Aires, Córdoba, La Rioja, Mendoza y San Luis (Figura 1). La misma abarca una superficie de 788.140 km² y cuenta con una población aproximada de 18.300.000 habitantes. Existe en esta región una gran cantidad de lagunas y embalses con diferentes características limnológicas y distintos sistemas de producción de peces ornamentales y de consumo.

Captura y análisis de los peces

El estudio abarcó el periodo comprendido entre enero de 1993 a julio de 2006. Se realizaron 37 muestreos en 22 ambientes incluyendo sistemas de cultivo, además de considerarse 4 casos de lerneosis documentados dentro del período referi-



Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

do. En lagos, embalses y lagunas, los peces fueron capturados con redes de arrastre y de enmalle. En acuarios y sistemas de cultivo intensivo, los peces fueron extraídos con red de mano. Los ejemplares fueron transportados vivos, o muertos refrigerados para su posterior análisis. Las especies ícticas fueron identificadas siguiendo a Ringuet *et al.* (1967) y a Bianchini *et al.* (1979). En la sistemática de los peces silvestres se siguió a López *et al.* (2003). En laboratorio, se procedió a un detallado examen de los peces con lupa de mano para observar la ubicación y las lesiones producidas por *Lernaea*. Posteriormente se realizó el recuento de los parásitos, la disección, fijación e identificación de los mismos de acuerdo a Kabata (1979), Huys y Boxhall (1991) y Eiras *et al.* (2003).

En 24 casos, simultáneamente con los muestreos de peces, se midió la temperatura del agua. En tres situaciones, se registró en el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) la longitud estándar (LEst) con precisión de 1 mm y el peso total húmedo (W) con precisión de 0,1 g. Con estos datos se estimó la condición corporal mediante el peso relativo, $Wr = W/4,886 E^{-6} LEst^{3,17}$, el cual permite comparar muestras de peces ya que no presenta sesgos en función de la longitud de los mismos (Colautti *et al.*, 2006).

Los parámetros parasitológicos utilizados fueron la prevalencia, entendida como la proporción de peces con al menos un parásito en el total de examinados y la intensidad media, definida como el número promedio de parásitos por huésped positivo (Margolis *et al.*, 1982).

Para estimar si la cantidad de casos fluctuó de manera aleatoria de un año al otro, se aplicó la técnica de series (Scheffler, 1981). La diferencia en el W_r entre peje-reyes parasitados y no parasitados se realizó mediante la prueba U de Mann-Whitney, de acuerdo a Rosim *et al.* (2005). Para analizar la asociación entre la intensidad parasitaria *vs.* la temperatura del agua, se aplicó la prueba de correlación no paramétrica de Spearman (Sokal y Rohlf, 1969; Norman y Streiner, 1996).

RESULTADOS

Aspectos parasitológicos

Lernaea cyprinacea L. 1758 (Copepoda; Cyclopoida; Lernaeidae)

Descripción de la hembra adulta postmetamórfica

Cuerpo dividido en cefalosoma, cuello y tronco (Figura 2a). El cefalosoma lleva

los característicos procesos de anclaje en número de 4. Dos dorsales, más extensos y a menudo con ramificaciones secundarias de desarrollo variable, y 2 ventrales más cortos y simples (Figura 2b,c). El cefalotórax es de contorno esférico y protruye claramente de la superficie del cefalosoma. En él se encuentran las anténulas, antenas, maxilas y maxilípedos. Las anténulas presentan 5 segmentos de límites poco definidos. Las 26 setas sensoriales de la anténula se distribuyen de la siguiente manera: Segmento I: 4; II: 6; III: 2+espinas; IV: 4; V: 10+estetasco (Figura 2d). La antena es claramente más corta, trisegmentada y sus setas sensoriales se reparten del siguiente modo: Segmento I: 0; II: 0; III: 8+gancho (Figura 2e). Mandíbulas reducidas a un segmento con una espina ligeramente curva (Figura 2f). No se observaron maxilulas. Maxilas sin segmentación aparente, provistas de una fuerte uña curvada y una púa accesoria (Figura 2g). Maxilípedos robustos, bisegmentados con 5 fuertes ganchos apicales

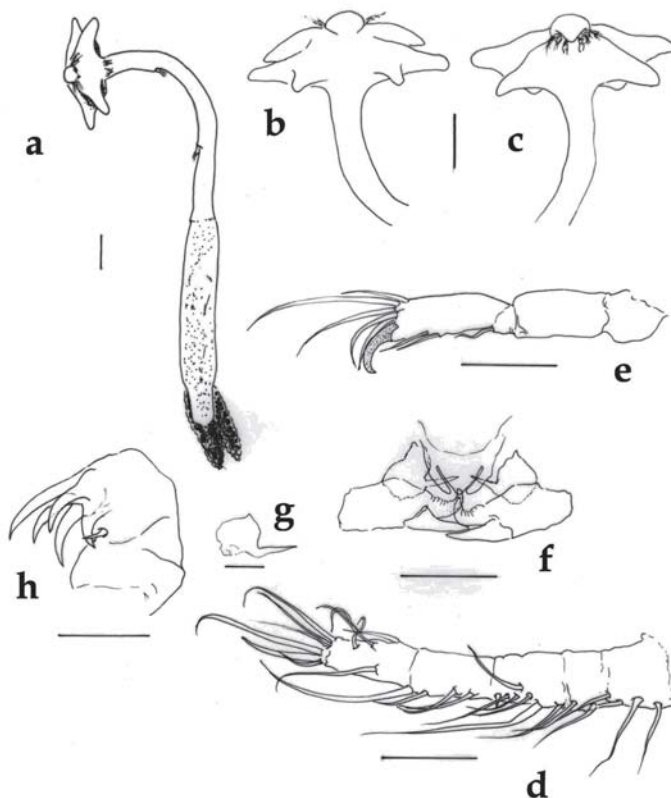


Figura 2. *Lernaea cyprinacea*, hembra adulta postmetamórfica- a: Habito in toto; b: cefalosoma en vista dorsal; c: cefalosoma en vista ventral; d: anténula izquierda; e: antena izquierda; f: complejo labrum+maxilas+mandíbulas; g: mandíbulas; h: maxilípedo izquierdo. Escalas: Figuras a-c= 0,5 mm; Figuras e-h= 50 μ m (excepto g= 20 μ m).

(Figura 2h). Presenta 6 pares de toracópodos, los 4 anteriores birrámeos y los 2 últimos reducidos a estructuras en forma de seta alargada.

Aspectos epidemiológicos

En 37 casos estudiados y 4 comunicados desde el año 1993, *Lernaea* afectó a 14 especies icticas, que incluyeron peces silvestres, de cultivo, de consumo y ornamentales. La mayor cantidad de brotes se registró en embalses (Tabla 1), incluso con infecciones interanuales recurrentes. De acuerdo a la técnica de series empleada, no existió un modelo de fluctuación aleatoria en los cambios anuales del número de casos registrados en el área (Figura 3). En la Figura 4 se puede observar la cantidad de especies afectadas por año.

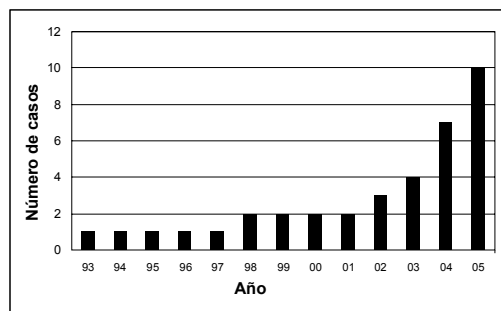


Figura 3. Número de casos de lerneosis registrados por año.

La intensidad parasitaria se correlacionó significativamente con la temperatura del agua (r_s 0,71, $P < 0,05$, $n = 24$). La especie más parasitada fue *O. bonariensis*, representando el 53,6% de los casos. Las tasas de prevalencia fueron variables con un máximo de 80,9 y 100% en el dientado (*Oligosarcus jenynsii*) y la carpa (*Cyprinus carpio*) respectivamente. Las especies silvestres con mayor carga parasitaria fueron el sabalito (*Cyphocharax voga*) y *O.*

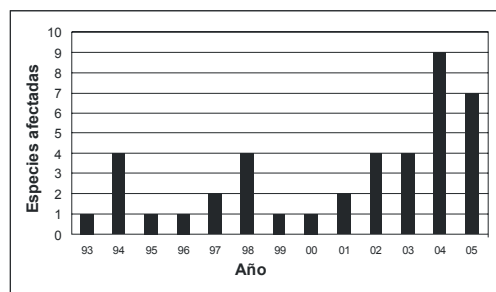


Figura 4. Número de especies icticas con lerneosis afectadas por año.

jenynsii con 19 y 16 parásitos/pez respectivamente. Las mayores intensidades medias se observaron en *O. jenynsii* y trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*). En cuanto a *O. bonariensis*, la intensidad parasitaria osciló entre baja a media (≤ 7 parásitos/pez). En tres casos de esta última especie, la influencia del parasitismo sobre la condición corporal de los peces no pudo ser constatada ($P > 0,05$). Dentro de los peces de acuario, la mayor cantidad de casos se registró en el pez rojo (*Carassius auratus*).

Los copépodos se ubicaron preferentemente en la base de las aletas dorsales y pectorales y en la parte media del cuerpo. En el bagre sapo (*Rhamdia quelen*), el lugar de fijación más frecuente fue el pedúnculo caudal, aunque en los casos más australes (Arroyo Napostá) se presentó en las bases de las aletas pectorales y del opérculo. En *O. jenynsii* no se observó un lugar de preferencia, los parásitos se encontraban adheridos en las aletas, en su base e incluso en los opérculos. Dependiendo de la especie afectada y de la temperatura del agua, los signos observados en el lugar de inserción de los copépodos fueron inflamación, úlceras y hemorragias. En algunos casos, se observaron además úlceras hemorrágicas pero sin presencia de copépodos adheridos.

DISCUSIÓN

Lernaea cyprinacea, originalmente ausente en América del Sur, fue introducida de manera accidental a través de ciprinidos (Piasecki *et al.*, 2004). Esta especie presenta una gran plasticidad morfológica que depende de características ambientales, de la especie ictica parasitada e incluso del lugar de inserción en el pez (Moreno *et al.*, 1986). Los registros de Lernaeidae en Argentina son puntuales. A excepción de Plaul *et al.* (2005), se ha reportado el hallazgo de diferentes especies en ambientes determinados (Paggi, 1972; Paggi, 1976; Ortubay *et al.*, 1994; Roux *et al.*, 2000; Vanotti y Tanzola, 2005), pero no se encontraron comunicaciones de estudios a escala temporal para el centro del país. La presencia de *Lernaea* también se ha observado en renacuajos de *Hyla pulchella cordobae* (Alcalde y Batistoni, 2005). El análisis morfométrico

Caso	Año	Tipo de Ambiente	Ubicación	Especies afectadas	Prevalencia ⁽¹⁾	Intensidad ⁽²⁾	Origen de los peces
1	1993	Embalse	31°22'S, 64°27'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	++	+	Silvestres
2	1994	Embalse	32°14'S, 64°25'W	<i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Rhamdia quelen</i> <i>Cyphocharax voga</i> <i>Oligosarcus jenynsii</i>	+++ + +	++ +	Silvestres Silvestres Silvestres
3	1995	Embalse	31°50'S, 64°30'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	++++	+	Silvestres
4	1996	Embalse	32°14'S, 64°25'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+	+	Silvestres
5	1997	Embalse	32°10'S, 64°14'W	<i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Oligosarcus jenynsii</i>	+ +	+ +	Silvestres Silvestres
6	1998	Embalse	32°14'S, 64°25'W	<i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Rhamdia quelen</i>	+++ +++	++ ++	Silvestres Silvestres
7	1998	Estanque	32°10'S, 64°14'W	<i>Astyanax eigenmanniorum</i> <i>Bryconamericus iheringii</i>	++ +	++ +	De captura De captura
8	1999	Embalse	32°14'S, 64°25'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+	+	Silvestres
9	1999	Lago urbano	34°00'S, 63°55'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+	+	Silvestres
10	2000	Embalse	31°22'S, 64°27'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+	+	Silvestres
11	2000	Embalse	31°47'S, 65°01'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+	+	Silvestres
12	2001	Embalse	30°38'S, 66°16'W	<i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Oligosarcus jenynsii</i>	++ +	+ +	Silvestres Silvestres
13	2001	Embalse	31°47'S, 65°01'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+	+	Silvestres
14	2002	Embalse	30°38'S, 66°16'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+++	+	Silvestres
15	2002	Embalse	31°47'S, 65°01'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	++	+	Silvestres
16	2002	Arroyo ⁽³⁾	31°21'S, 64°35'W	<i>Astyanax</i> sp. <i>Jenynsia</i> sp.	S/D S/D	S/D S/D	Silvestres Silvestres
17	2003	Acuario	33°06'S, 64°20'W	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	Cultivados
18	2003	Embalse	32°14'S, 64°25'W	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	+	+	Silvestres
19	2003	Piscicultura	33°06'S, 64°20'W	<i>Carassius auratus</i>	+	+	Cultivados
20	2003	Laguna	38°47'S, 62°15'W	<i>Rhamdia quelen</i>	+	+	Silvestres
21	2004	Laguna	33°02'S, 63°30'W	<i>Cyprinus carpio</i> <i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Oligosarcus jenynsii</i> <i>Cyphocharax voga</i>	++++ +++ ++++ +++	++ + +++ +++	Silvestres Silvestres Silvestres Silvestres
22	2004	Acuario	33°06'S, 64°20'W	<i>Poecilia</i> sp. <i>Xiphophorus helleri</i> <i>Carassius auratus</i>	+ + +	+ + +	Cultivados Cultivados Cultivados
23	2004	Piscicultura	33°06'S, 64°20'W	<i>Carassius auratus</i>	+	+	Cultivados
24	2004	Piscicultura	33°06'S, 64°20'W	<i>Poecilia</i> sp.	+	+	Cultivados
25	2004	Piscicultura	32°14'S, 64°25'W	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	++	+	Cultivados
26	2004	Embalse	33°02'S, 65°39'W	<i>Rhamdia quelen</i>	+	+	Silvestres
27	2004	Arroyo	38°44'S, 62°16'W	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	+	+	Silvestres
28	2005	Piscicultura	33°06'S, 66°00'W	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	+++	+++	Cultivados
29	2005	Embalse	33°08'S, 66°00'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	++	+	Silvestres
30	2005	Embalse	31°22'S, 64°27'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	+++	+	Silvestres
31	2005	Acuario	33°06'S, 64°20'W	<i>Botia macracantha</i>	+	+	Cultivados
32	2005	Piscicultura	33°06'S, 64°20'W	<i>Carassius auratus</i>	+	+	Cultivados
33	2005	Piscicultura	33°06'S, 64°20'W	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	Cultivados
34	2005	Embalse ⁽³⁾	34°53'S, 68°40'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	S/D	S/D	Silvestres
35	2005	Embalse ⁽³⁾	35°04'S, 68°44'W	<i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Oncorhynchus mykiss</i> <i>Percichthys trucha</i>	S/D S/D S/D	S/D S/D S/D	Silvestres Silvestres Silvestres
36	2005	Embalse ⁽³⁾	34°51'S, 68°31'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	S/D	S/D	Silvestres
37	2005	Laguna	38°59'S, 61°15'W	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	+	+++	Silvestres
38	2006	Embalse	32°49'S, 65°28'W	<i>Odontesthes bonariensis</i>	++	++	Silvestres
39	2006	Embalse	32°14'S, 64°35'W	<i>Odontesthes bonariensis</i> <i>Oligosarcus jenynsii</i>	+ +	+ +	Silvestres Silvestres
40	2006	Estanque	33°06'S, 64°20'W	<i>Cyprinus carpio</i>	+	+	Cultivados
41	2006	Embalse	33°02'S, 65°39'W	<i>Rhamdia quelen</i>	+++	++	Silvestres

⁽¹⁾ Prevalencia: (+) = ≤ 24,9%; (++) = 25-49,9%; (+++) = 50-74,9%; (++++) = ≤ 75-100%. ⁽²⁾ Intensidad media: (+) = ≤ 3; (++) = 4-7; (+++) = > 8. ⁽³⁾ Casos comunicados producidos por *Lernaea* sp.

Cuadro 1. Casos de lerneosis registrados en la región central de Argentina.

de los ejemplares aquí estudiados permitió ubicarlos en la especie *L. cyprinacea*, la cuál presenta una gran plasticidad morfológica en su estructura de anclaje al punto de conservar un morfotipo básico con 4 procesos, un par dorsal y un par ventral, si bien su desarrollo y expansión dependen de diversos factores, principalmente del estado de desarrollo del parásito; cuanto más pequeño, menor es el grado de ramificación del cefalosoma.

La relación observada entre la mayor intensidad parasitaria y el aumento de la temperatura del agua es consistente con lo expresado por diversos autores quienes sostienen la importancia que posee esta variable sobre la biología de *Lernaea* (Berry *et al.*, 1991; Marcogliesse, 1991; Noga, 1996; Piasecki *et al.*, 2004). La existencia de lesiones hemorrágicas sin presencia de copépodos adheridos, formaría parte de una reacción inmune de los peces de acuerdo a Shariff y Roberts (1989).

Con respecto a la fauna silvestre, en *O. bonariensis* no se encontraron referencias bibliográficas previas al primer caso registrado en el embalse San Roque en 1993. Con posterioridad, se reporta la presencia de *Lernaea* sp. en la población del embalse Río Tercero (Mancini y Grosman, 1998). La mayor casuística registrada en esta especie confirma la susceptibilidad que presenta a las infestaciones por *Lernaea* (Hepher y Pruginin, 1991). Además, sus lesiones son motivo de gran cantidad de denuncias por parte de los pescadores, al ser esta una especie de amplia distribución y las más apreciada en las pesquerías deportivas, recreativas y comerciales del centro de Argentina (López y García, 2001). Debido a que *Lernaea* sp. se asocia a complicaciones secundarias, en especial con la presencia de bacterias del género *Aeromonas* (Mancini *et al.*, 2006), provoca la atención de los pescadores el hallazgo de «manchas rojas», producto de lesiones hemorrágicas que afectan estéticamente a los peces que se destinan a consumo. Esto se debe a que el parásito produce úlceras en la piel que dejan una puerta de entrada para diferentes bacterias patógenas oportunistas como *Aeromonas hydrophila*, constituyente de la flora normal del agua de algunos embalses de Argentina (Mancini *et al.*, 2003).

Si bien en *O. bonariensis* la presencia de *L. cyprinacea* no alteró la condición cor-

poral de los ejemplares, en otras ocasiones formó parte de un complejo multietiológico causante de diversas mortandades. Silva-Souza *et al.* (2000), reportan alteraciones de la serie leucocitaria en peces infestados por *L. cyprinacea*. Sumado a las infecciones secundarias, la mala calidad del agua puede provocar además un desbalance en la relación huésped - parásito - ambiente, aumentando la susceptibilidad de los peces a diferentes etiologías (Mancini *et al.*, 2000b; Laterça Martins *et al.*, 2002). Esto explica en parte, las mortandades causadas en los embalses estudiados, ya que estos presentan en su mayoría un alto grado trófico y floraciones algales recurrentes (Bonetto *et al.*, 1976; Boltovskoy y Fogetta, 1985; Mancini *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2006). A diferencia de los embalses, hay que destacar que a pesar de la gran cantidad de lagunas pampeanas presentes en la región, sólo se registraron 3 casos en lagunas de baja salinidad. En relación a ello, algunos autores sostienen que tanto el crecimiento de *Lernaea* sp. como el tratamiento de peces parasitados con este crustáceo, están asociados con la salinidad del agua (Noga, 1996; Shepherd y Bromage, 1999; Rodríguez Gutiérrez *et al.*, 2001; Klinger y Floyd, 2002), por lo que la concentración de sales presentes en muchos ambientes lagunares podría limitar naturalmente la sobrevida de los lerneidos.

La trucha arco iris (*O. mykiss*) es la especie destinada a consumo humano de mayor volumen de producción intensiva en la República Argentina. La alta intensidad y prevalencia observada en esta especie se relacionan con las elevadas temperaturas registradas en los sitios de cultivo. Dado que el mayor volumen de producción de *O. mykiss* se origina en el sur de Argentina, la menor temperatura disminuye el riesgo de brotes de gravedad. La intensidad parasitaria, lugar de adherencia de los copépodos y las lesiones observadas en esta especie coinciden con las descritas por Berry *et al.* (1991).

En relación a los peces de acuario, los mismos constituyen un factor de riesgo muy importante en algunos países debido a que suelen constituir una vía de entrada de diversos patógenos. En Uruguay, Carnevia y Speranza (2003), comunicaron la introducción de *L. cyprinacea* a través de la introducción ilegal de *C. auratus*, una

de las especies más comúnmente afectada (Noga, 1996) y precisamente la de mayor casuística dentro de los peces de acuario analizados en este trabajo, aunque con intensidades muy bajas. Thilakarathne *et al.* (2003), observaron 21 especies de parásitos en el 91% de 26 pisciculturas de peces ornamentales de Sri Lanka, registrando una prevalencia del 45,3% de una muestra de 1520 ejemplares. Dichos autores indicaron también la mayor susceptibilidad que presenta *C. carpio* a *L. cyprinacea* frente a otras especies. Por su parte, los escapes comunes de peces de acuario pueden poner a este crustáceo fuera de control (Barroso de Magalhaes, 2006).

Piasecki *et al.* (2004), sostienen que *Lernaea* sp. genera riesgos cuando se encuentra presente en especies utilizadas como peces cebo. En concordancia con ello, este trabajo confirma la infección de las mojarra (*Astyanax eigenmanniorum* y *Bryconamericus iheringii*) y de la madrecita (*Jenynsia* sp.), especies utilizadas como carnada viva para la pesca recreativa del pejerrey. Diferentes aspectos de la calidad del agua favorecen la ocurrencia de enfermedades parasitarias (Schalch y de Moraes, 2005). El manejo de los peces cebo incluye ciertas prácticas como la captura, el transporte y el mantenimiento de los ejemplares en altas densidades y por tiempos prolongados en piletas o estanques con diferente calidad del agua, situación que puede potenciar esta enfermedad. Es importante destacar la alta relevancia que representa la venta de peces cebo en la región afectada (Grosman y Mancini, 2001; López *et al.*, 2001), comercializándose durante la temporada de pesca varios miles de ejemplares por semana.

El mayor movimiento de peces para diversos fines observado en los últimos años, se relaciona con el aumento sostenido del número de casos registrados. En este sentido, el control de la lerneosis se dificulta por la imposibilidad de instaurar tratamientos en lagunas y embalses dada la gran superficie que poseen los mismos. Por su parte, en la comercialización de los peces la falta de controles sanitarios satisfactorios, así como la presencia de copepoditos en los estanques y en el agua que se utiliza para el transporte, facilita la dispersión de *Lernaea* y formas afines (Laterça Martins *et al.*, 2002; Tóro *et al.*, 2003).

En la región central de Argentina, los casos de lerneosis se han incrementado en los últimos años. Dentro de la ictiofauna silvestre, *O. bonariensis* presenta el mayor número de casos reportados, debido a su marcada susceptibilidad y probablemente por el alto número de denuncias al ser la especie más importante en las pesquerías continentales del país. En relación a los peces ornamentales, *C. auratus* es el pez de mayor casuística. Ante condiciones de inadecuada calidad de agua, *L. cyprinacea* aumenta el riesgo de aparición de infecciones secundarias y de mortandades de diferentes especies icticas. La comercialización indebida de peces para diversos fines puede aumentar la distribución del parásito sino se toman medidas de control sanitario para evitar su dispersión.

AGRADECIMIENTOS

A la SECyT de la Universidad Nacional de Río Cuarto. A César Bucco y Santiago Landreau por la colaboración brindada. A todos los pescadores deportivos que contribuyeron con el aporte de muestras.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcalde, L. y P. Batistoni. 2005. *Hyla pulchella cordobae* (Cordoba treefrog). *Herpetological Review*, (36)3: 302.
- Alvarez Pellitero, P. 1988. Enfermedades producidas por parásitos en peces. En: Espinosa J. y U. Ubarta (Eds.). *Patología en Acuicultura*. Ed. Mundi Prensas, Madrid: 215-326.
- Barroso de Magalhaes, A. 2006. First record of lerneosis in native fish species from a natural environment in Minas Gerais state, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 1(1): 8-10.
- Berry, C., G. Beabey y T. Shrader. 1991. Effect of *Lernaea cyprinacea* (Crustacea: Copepoda) on stocked rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of Wildlife Diseases*, 27(2): 206-213.
- Binachini, F., S. Bruno, F. Krapp y A. Rossi. 1979. Peces y plantas de acuario. Grijalbo Mondadori S.A., Barcelona, 355 pp
- Boltovskoy, A. y M. Fogetta. 1985. Limnología física del embalse Río Tercero (térmica, hidrológicas y derivaciones biológicas). *Biología Acuática*, 7: 1-26.
- Bonetto, A., D. Di Persia, R. Maglianesi y M. Corigliano. 1976. Características limnológicas de algunos lagos eutróficos de embalses de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3(5): 37-120.
- Bunkley-Williams, L. y E. Williams. 1994. Parásitos de peces de valor recreativo en agua dulce de

- Puerto Rico. Dptos. de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico y de Ciencias Marinas. Universidad de Puerto Rico. Mayagüez, 190 pp.
- Carnevia, D.** 1993. Enfermedades de los peces de acuario. Ed. AgroVet. Buenos Aires, 319 pp.
- Carnevia, D. y G. Speranza.** 2003. First report of *L. cyprinacea* L., 1758 in Uruguay, introduced by goldfish *C. auratus* (L., 1758) and affecting axolotl *Ambystoma mexicanum*. Bulletin of the European Association of Fish Pathologist, 23(5): 255-256.
- Colautti, D., M. Remes Lenicov, G. Berasain.** 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Biocell, 30 (1) 131-135.
- Eiras, J., R. Takemoto y G. Pavanelli.** 2003. Métodos de estudio y técnicas laboratoriales en parasitología de peces. Ed. Acribia. Zaragoza, 133 pp.
- Fernández, A.** 1993. Las enfermedades de los peces de acuario. Ed. de Vecchi. Barcelona, 239 pp.
- Grosman, F. y M. Mancini.** 2001. Alcances socio-económicos de la pesca deportiva de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Realidad Económica, 184: 106-121.
- Hepher, B. y Y. Pruginin.** 1991. Cultivo de peces comerciales. Ed. Limusa. México, 316 pp.
- Ho, J.** 1998. Cladistics of Lernaecidae (Cyclopoida), a major family of freshwater fish parasites. Journal of Marine Systems 15: 177-183.
- Huys, R. y G. Boxshall.** 1991. Copepod Evolution. The Ray Society Series, 159. London, UK, 468 pp.
- Laterca Martins, M., E. Makoto Onaka, F. Ruas de Moras, F. Rizzi Bozzo, A. de Mello y A. Goncalves.** 2002. Recent studies on parasitic infections of freshwater cultivated fish in the state of Sao Paulo, Brazil. Acta Scientiarum, 24(4): 981-985.
- Kabata, Z.** 1979. Parasitic Copepoda of British fishes. The Ray Society Series, 152. London, 720 pp.
- Klinger, R. y R. Floyd.** 2002. Introduction to Freshwater Fish Parasites. CIR716, University of Florida. Florida, 13 pp.
- Lopez, H., C. Baigun, J. Iwazkiw, 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, H. y M. García.** 2001. Aspectos históricos e importancia regional del pejerrey bonaerense. En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. F. Grosman (ed.). Ed. Astyanax, Azul, Buenos Aires: 15-20
- 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. Buenos Aires, 87 pp.
- Mancini, M. y F. Grosman.** 1998. Aspectos poblacionales del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en el embalse Río Tercero, (Córdoba), Argentina. Natura Neotropicalis, 29(2): 137-143.
- Mancini, M., A. Larriestra y J. Sanchez.** 2000a. Estudio ictiopatólogico en poblaciones silvestres de la región centro-sur de la provincia de Córdoba, Argentina. Revista de Medicina Veterinaria, (81)2: 104-108.
- Mancini, M., C. Rodríguez, M. Finola, C. Basualdo y C. Prospero.** 2000b. Mortandad de peces en un lago recreacional del sur de Córdoba, Argentina. AquaTIC, 11: 1-18.
- Mancini, M., C. Rodríguez, C. Prospero y M. Finola.** 2003. Monitoreo de reservorios del centro de Córdoba (Argentina) como base para una adecuada gestión ambiental. 13 Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente. Buenos Aires, 19 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.
- Marcogliese, D.** 1991. Seasonal occurrence of *Lernaea cyprinacea* on fishes in Belews lake, North Carolina. The Journal of Parasitology, 77(2):326-327.
- Margolis, L., G. Esch, J. Holmes, A. Kuris y G. Schad.** 1982. The use of ecological terms in parasitology (report of an ad hoc Committee of the American Society of Parasitologists). The Journal of Parasitology 68(1): 131-133.
- Moreno, O., C. Granado y F. García Novo.** 1986. Variabilidad morfológica de *Lernaea cyprinacea* (Crustacea, Copepoda) en el embalse de Arrocampo (cuenca del Tajo, Cáceres). Limnética, 2: 265-270.
- Noga, D.** 1996. Fish Disease. Diagnosis and treatment. L. Duncan (Ed.). Mosby-Year Book. Missouri, 367 pp.
- Norman, G. y D. Streiner.** 1996. Bioestadística. Mosby - Doyma Libros. Madrid, 260 pp.
- Ortubay, S., L. Semenas, C. Ubeda, A. Quagliotto y G. Viozzi.** 1994. Catálogo de peces dulceacuícolas de la Patagonia Argentina y sus parásitos metazoos. Dirección de Pesca, Subsecretaría de Recursos Naturales. Río Negro, 108 pp.
- Paggi, J.** 1972. Contribución al conocimiento de los Lernaecidae (Crustacea, Copepoda) de Argentina. *Lernaea argentinensis* sp. Nov. y *Taurocheros salminisii* Brian 1924, parásitos de peces del río Paraná. Acta Zoológica Lilloana, XXIX: 35-46.
- Paggi, J.** 1976. Una nueva especie de Copepodo Lerneido. *Taurocheros tarangophilus* sp. Nov., parásita de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974) hallada en el río Paraná. Physis, 35(91): 113-119.
- Piasecki, W., A. Goodwin, J. Eiras y B. Nowak. 2004. Importance of Copepoda in freshwater Aquaculture. Zoological Studies, 43(2): 193-205.
- Plaul, S., S. Pacheco Marino, P. Laube, R. Herrera, J. Liotta, y N. García Romero.** 2005. Distribución del parásito *Lernaea cyprinacea* en el territorio argentino. 3 Reunión Argentina de Limnología. Chascomús, Argentina.
- Ringuelet, R., R. Aramburu y A. Alonso de Aramburu.** 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica, Gobierno de Buenos Aires. La Plata, 602 pp.
- Rodríguez Gutiérrez, M., D. Rodríguez Cázares, Y. Monroy García y J. Mata Sotres.** 2001. Manual de Enfermedades de Peces. Conapesca, México. Boletín del Programa de Sanidad Acuicola y Red de Diagnóstico, 3(15) : 1-14.
- Rodríguez C., M. Bonansea, F. Bonatto, V. Reynoso, C. Prospero, M. Mancini y C. Ledesma.** 2006. Remote sensing - GIS to predict on the risk of eutrophication in aquatic systems. Proceedings Med-e-Tel. Luxembourg, 343-345.

- Rosim, D., P. Ceccarelli y A. Silva-Souza.** 2005. Parasitismo de *Hoplías malabaricus* (Bloch, 1794) (Characiformes, Erythrinidae) por *Quadrigus machadoi* Fabio, 1983 (Eoacanthocephala, Quadrigyidae) de uma lagoa em Aguai, estado de Sao Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Parasitologia Veterinaria, 14(4): 147-153.
- Roux, J., P. Tocalino, A. González, S. Sánchez y J. Bechara.** 2000. Parásitos externos de peces de importancia comercial y/o deportiva del río Paraná Superior (tramo Itunzaingo - Ita Ibate, Corrientes, Argentina). Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- Schalch, H. y F. De Moraes.** 2005. Distribuicao sazonal de parasitos branquiais em diferentes espécies de peixes em pesque-pague do municipio de Guariba-SP, Brasil. Revista Brasileira de Parasitologia Veterinaria, 14(4): 141-146.
- Scheffler, W.** 1981. Bioestadística. Fondo Educativo Interamericano. Estados Unidos de América, 267 pp.
- Shariff, M. y R. Roberts.** 1989. The experimental histopathology of *Lernaea polymorpha* Yu, 1938 infection in naïve *Aristichthys nobilis* (Richardson) and comparison with the lesion in naturally infected clinically resistant fish. Journal of Fish Diseases, 12: 405-414.
- Shepherd, J. y N. Bromage.** 1999. Piscicultura intensiva. Editorial Acribia. Zaragoza, 405 pp.
- Silva-Souza, A., T. Almeida y S. Machado.** 2000. Effect of the infestation by *Lernaea cyprinacea* Linnaeus, 1758 (Copepoda, Lernaeidae) on the leucocytes of *Schizodon intermedius* Garavello & Britski, 1990 (Osteichthyes, Anostomidae). Revista Brasileira de Biología, 60(2): 217-220.
- Sokal, R. y J. Rohlf.** 1969. Biometry. The principles and practice of statistical in biological research. Freeman and Company. San Francisco, 776 pp.
- Southgate, P.** 1993. Disease in acuaculture. En: Aquaculture for Veterinarians. Fish husbandry and Medicine. L. Brown (Ed). Pergamon Veterinary Handbook series. Great Britain: 91-129.
- Thilakaratne, I, G. Rajapaksha, A. Hewakopara, R. Rajapakse y A. Faizal.** 2003. Parasitic infections in freshwater ornamental fish in Sri Lanka. Diseases of Aquatic Organisms, 54: 157-162.
- Tóro, R., A. Gessner, N. Furtado, P. Ceccarelli, S. Albuquerque y J. Bastos.** 2003. Activity of the *Pinus elliottii* resin compounds against *Lernaea cyprinacea* in vitro. Veterinary Parasitology, 118: 143-149.
- Vanotti, M. y R. Tanzola.** 2005. Relación entre la carga parasitaria total y algunos parámetros hematológicos de *Rhamdia sapo* Val. (Pisces) en condiciones naturales. Biología Acuática, 22: 249-258.
- Woo, P. y M. Shariff.** 1990. *Lernaea cyprinacea* L. (Copepoda: Caligidae) in *Helostoma temminckii* Cuvier & Valenciennes: the dynamics of resistance in recovered and naïve fish. Journal of Fish Diseases, 13: 485-493.

EUTROFIZACIÓN EN LAS LAGUNAS PAMPEANAS. EFECTOS SECUNDARIOS SOBRE LOS PECES

A. J. MARIÑELARENA⁽¹⁾ Y S. E. GÓMEZ⁽²⁾

⁽¹⁾Instituto de Limnología «Dr. R. A. Ringuelet»
alemar@ilpla.edu.ar

⁽²⁾Museo Argentino de Ciencias Naturales (MACN)
sgomez@macn.gov.ar

ABSTRACT. Many shallow lakes (lagunas) in Buenos Aires Province receive (municipal or industrial) wastewaters and (urban or agricultural) runoffs. Organic matter and nutrients additions increase the metabolism and biomass of the community (eutrophication). This process leads to changes in community structure (species replacement) and loss of aesthetic value. As secondary effects, the photosynthetic and respiratory activities of the planktonic community produce wide daily shifts in O₂ and CO₂ concentrations and pH values. Temperature and pH determine the ionic status and toxicity of certain compounds like ammonium nitrogen and hydrogen sulfide. Under special environmental conditions these factors may cause massive fish kills, quite difficult to explain some hours or days later, when the system drawback to its normal condition. Many of these phenomena could be measured in Lobos pond, Buenos Aires.

Keywords: Eutrophication, fish, fish kills, pH.

Palabras Clave: Eutrofización, peces, mortandades, pH.

INTRODUCCIÓN

Muchas lagunas pampeanas reciben productos de la actividad humana en forma de residuos líquidos. Estos provienen de centros urbanos (líquidos cloacales, escorrentías pluviales), de instalaciones industriales (efluentes) o de actividades agropecuarias, producto del lavado de suelos por lluvias y/o riego.

Los líquidos domiciliarios colectados por sistemas centralizados (redes cloacales), en algunos casos se vuelcan sin ningún tratamiento. En otros, donde hay una planta depuradora en funcionamiento, reciben un tratamiento primario (sedimentación) y, en el mejor de los casos, secundario (remoción de materia orgánica). Las tecnologías convencionales de tratamiento aplicadas en nuestra región, no tienen capacidad para sustraer nutrientes (nitrógeno y fósforo).

Los líquidos de las construcciones ribereñas, llegan al cuerpo de agua por conductos clandestinos de vuelco directo o filtrados a través del suelo desde los pozos absorbentes.

Las escorrentías pluviales nunca son tratadas y representan pulsos cortos, con grandes volúmenes y cargas de los más

variados contaminantes.

El tratamiento de los residuos industriales, no siempre se hace con tecnologías adecuadas y por tanto, muchas veces exceden las concentraciones máximas exigidas por la reglamentación de vuelco. En muchos casos se vuelcan incluidos en los desagües cloacales, para lo cual las exigencias de calidad son menos estrictas.

Los residuos agroindustriales suelen ser aportes muy dispersos, no puntuales, difíciles de identificar y que arrastran pesticidas y fertilizantes.

MATERIA ORGÁNICA Y NUTRIENTES

Todos estos ingresos aportan materia orgánica y nutrientes a los cuerpos de agua, en forma particulada y disuelta, lo que acelera el proceso de eutrofización. Las consecuencias directas son los incrementos del consumo de oxígeno disuelto y de la productividad primaria. De acuerdo a la magnitud y la duración del aporte, en relación con el tamaño del cuerpo de agua, los efectos serán más o menos evidentes.

En el agua libre la materia orgánica disuelta es mineralizada por las bacterias,

con un consecuente consumo de oxígeno que podrá ser compensado por el equilibrio con la atmósfera o se producirán eventos de anoxia. Los nutrientes son reciclados por las comunidades bacteriana y algal, cuya productividad generará un ligero cambio de coloración del agua por incremento de la concentración de pigmentos fotosintéticos (clorofilas), o desarrollos masivos de «floraciones» algales. La biomasa generada en estas floraciones, en algún momento muere y entra en el ciclo de la descomposición de la materia orgánica, con consumo de oxígeno disuelto y liberación de nutrientes. Si las células poseen órganos de flotación (muchas Cianobacterias), la biomasa es concentrada por el viento contra la costa donde se descompone. En otros casos se hunde y desaparece de la vista, aunque el proceso de demanda de oxígeno y liberación de nutrientes continúa en los sedimentos.

Por el aporte continuo de material particulado de las comunidades planctónicas, el fondo de los cuerpos de agua se enriquece en materia orgánica y se incrementan los procesos de mineralización. Los sedimentos presentan elevados consumos de oxígeno que se trasladan al agua sobrenadante, donde se pueden observar marcados gradientes de concentración y en algunos casos anoxia, con presencia de compuestos reducidos (NH_4 y H_2S).

En la zona litoral se desarrolla un cordón de macrófitos (reedbelt) en todo el perímetro del cuerpo de agua o en la zona próxima al ingreso de las cargas contaminantes puntuales. Esos subsistemas funcionan como una interfase entre el sistema terrestre y el acuático y sirven como sumidero de materia y energía. Allí, el agua que ingresa pierde velocidad, el material particulado que transporta se sedimenta, la fracción orgánica se mineraliza y los nutrientes se reciclan entre la comunidad microbiana y la vegetal. Como resultado, una parte del nitrógeno vuelve a la atmósfera como nitrógeno molecular por procesos de nitrificación - desnitrificación y una parte del fósforo queda incluido en la biomasa vegetal o en los sedimentos.

Hasta aquí, los efectos macroscópicos resultantes del proceso de eutrofización se refieren a cambios estéticos (color, olor) que se derivan en una pérdida de valor paisajístico o recreacional. Pero el enriquecimiento del sistema en su carga de los

nutrientes principales (N, P y S) tiene algunos efectos secundarios también indeseables.

Para la Argentina y el sur de Brasil en el período 1912 a 1986, se han documentado 25 mortandades de peces de agua dulce (Gómez, 1996). 20 casos son atribuibles al frío o salinización, pero por lo menos 3 de esos casos (12%), corresponden a mortandad por intoxicación debida a una floración de cianobacterias, combinado con déficit de oxígeno, entre estos casos el más antiguo fue estudiado por Ringuet *et al.* (1955), muy posteriormente un caso similar fue estudiado en el arroyo San Miguel.

En 4 casos las mortandades se debieron a la acción combinada del bajo nivel de agua con la disminución de la concentración de oxígeno, asfixia, y eventual salinización. Aunque es relativamente común la muerte por baja concentración de oxígeno en al menos un caso se ha registrado mortandad por sobre saturación de oxígeno (Domitrovic *et al.*, 1994).

En la Provincia de Buenos Aires, entre 1996 y 1999 se registraron al menos 19 casos de mortandades masivas, con relevancias estimadas desde bajas a muy importantes (M.A.A., 2000). 6 de ellas (31,2%), se atribuyeron a condiciones de anoxia relacionadas con abundancia o vuelcos indiscriminados de materia orgánica. Sólo una mortalidad importante con 65000 ejemplares muertos, se produjo en el Arroyo San Miguel por la floración algal en conjunción con otros factores. Las cianobacterias que producen ictiotóxicos, *Mycrocystis aureoginosa* y *Prymnesium sp.*, alcanzaron valores elevados de 67600 cel/ml y 24649 cel/ml respectivamente (Colautti *et al.*, 1998).

OXÍGENO DISUELTO (O_2), DÍOXIDO DE CARBONO (CO_2) Y pH

El incremento de la producción primaria trae aparejado una alteración en el ciclo diario de las concentraciones de los gases disueltos y del pH.

Durante el día, la actividad fotosintética produce cantidades de oxígeno mayores de las que pueden solubilizarse en el agua y por la noche, la misma comunidad planctónica lo consume por respiración. Las concentraciones de oxígeno disuelto pueden variar en un ciclo diario, entre un

170 y un 0 % de los valores de saturación.

Las concentraciones mínimas letales de oxígeno disuelto han sido establecidas en condiciones experimentales por diversos autores. En base al estudio o compilación para 10 especies Neotropicales, Gómez (1993) indica que en individuos normales la concentración máxima de la pérdida del equilibrio es de 1,53 mg/litro y los valores letales son menores a 0,88 mg/litro. En términos generales para el conjunto de los peces se puede considerar que valores menores a 5mg/l son perjudiciales y que por debajo de 3 mg/l se encuentran los puntos de pérdida del equilibrio y letalidad (Doudoroff y Shunway, 1970; Davis, 1975). Las distintas variables no actúan de manera independiente, el estrés térmico puede limitar los mecanismos de ventilación para aliviar el estrés por hipoxia (Fernández, 1995).

La actividad fotosintética también incorpora dióxido de carbono del agua. Cuando la velocidad del consumo no alcanza a ser compensada por el sistema buffer carbónico y su estado de equilibrio con la atmósfera, se producen incrementos importantes del pH (por encima de 9) que se compensan de noche con el CO₂ liberado por la respiración. De esta forma, en sistemas muy productivos se pueden medir oscilaciones diarias de pH superiores a tres unidades (entre 6 y 9,5).

Los mecanismos que producen letalidad en bajos y altos valores de pH son esencialmente diferentes. El estrés ácido afecta a una multitud de funciones en los peces, el efecto inicial es sobre la regulación iónica branquial con pérdida de sodio y cloro e involucra también una menor capacidad respecto del calcio que se pierde mas rápidamente de lo que puede ser recuperado. En exposición a medio ácido la muerte se atribuye a factores circulatorios: reducción del volumen plasmático, aumento de la viscosidad de la sangre y aumento de la presión arterial. La exposición aguda a valores críticos de pH alcalinos produce una inhibición de la excreción de amonio por las branquias y alcalosis respiratoria (elevación del pH plasmático), el efecto sería puramente tóxico (Heath, 1975). Entre 6 especies de agua dulce estudiadas, *Odontesthes bonariensis* es la menos resistente a los bajos niveles de pH, con un valor letal para el 50 % en 24 hs de 4,25; la especie más resistente fue *Gymnocorymbus ternetzi*, con valores

inferiores a 3 (Gómez 1998; Gómez y Torsani, 1998). Las intermedias son *Callichthys* sp., *Pimelodella laticeps*, *Corydoras paleatus* y *Cnesterodon decemmaculatus*.

En la Tabla 1 se presenta un resumen de los datos físico - químicos determinados en la laguna de Lobos, Pcia. de Bs. As., a lo largo de un año de muestreos. El sistema recibía los efluentes cloacales de las ciudades de Lobos y Navarro con algún grado de tratamiento, pero con toda su carga de nutrientes, por lo que presentaba un avanzado estado de eutrofización. Se pueden apreciar las variaciones en los valores de pH, de oxígeno disuelto y porcentajes de saturación de oxígeno, y los niveles de concentración de nutrientes y pigmentos fotosintéticos.

	AVG	MAX	MIN
Temperatura	17,2	23,2	10,0
pH	8,6	9,3	7,8
O. Dis. mg/l	9,4	14,3	5,8
O. Dis. % sat.	98,0	157,0	66,0
NO ₃ ⁻ N (ug/L)	20,0	90,0	0,0
NH ₄ ⁺ N (ug/L)	390,0	1630,0	50,0
N-Total (ug/L)	2000,0	3400,0	870,0
PO ₄ ⁻ P (ug/L)	30,0	240,0	0,0
P-Total (ug/L)	360,0	710,0	80,0
Clor-a (ug/L)	155,8	294,0	12,0

Tabla 1. Datos obtenidos en un estudio anual de la laguna de Lobos, Pcia. de Bs.As. Tomados de Mariñelarena y Conzonno, 1997.

NITRÓGENO AMONIAL

El nitrógeno amoniacal ingresa a los cuerpos de agua en grandes cantidades con los efluentes domiciliarios y con las escorrentías agrarias por lavado de fertilizantes. Durante el proceso de mineralización el nitrógeno de la materia orgánica se libera en forma de nitrógeno amoniacal (forma reducida de N), que se fracciona en una forma iónica, el amonio (NH₄⁺) y una forma no ionizada el amoniaco (NH₃). Las proporciones relativas de los dos compuestos son reguladas principalmente por el pH: a pH 7,2 la fracción no ionizada (NH₃, amoniaco) alcanza el 1 %, a pH 8,3 el 10 %, y a pH 9,2 llega al 50 % (Figura 1).

El amoniaco está clasificado como un compuesto que produce toxicidad tanto crónica como aguda penetrando en el cuerpo de los peces a través de las branquias y actuando como un veneno interno. Las con-

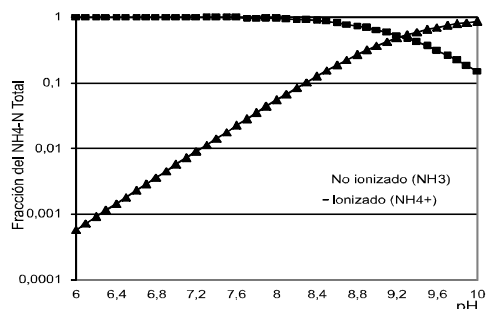


Figura 1. Fracción del nitrógeno amoniacal ionizado, a 25 °C, en relación con el pH del medio. Redibujado de EPA-822-R-99-014.

centraciones medias correspondientes a estas categorías, se establecen con los resultados de numerosos experimentos que involucran componentes de la comunidad de diferentes niveles en las cadenas alimentarias. Si bien el amoníaco se considera mucho más tóxico que su forma ionizada, no es posible diferenciar claramente el papel de cada uno, como causa del efecto tóxico. Por lo tanto los criterios de toxicidad se construyen sobre la base de las concentraciones de nitrógeno amoniacal total.

En la Figura 2 se muestran las concentraciones de nitrógeno amoniacal que, según los criterios de la EPA, causan toxicidad aguda y crónica en relación con el pH del medio. Para *Odontesthes argentinensis* (Ostrenky y Brugger, 1992) se mencionan valores de concentración letal para el 50% (CL50) de 1,48 y 0,80 mg/l de N-NH₃ para tiempos de exposición de 24 y 96 hs. Para el pejerrey bonaerense una concentración de 1,5 mg/l de nitrógeno amoniacal produce 50% de mortalidad en

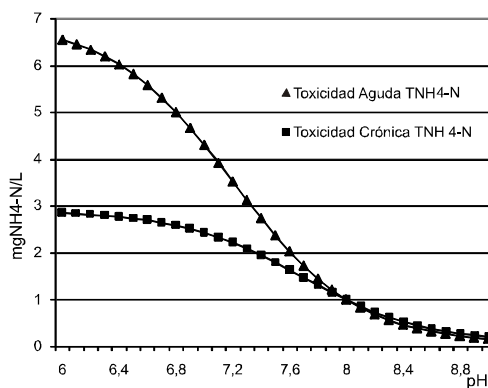


Figura 2. Efecto del pH sobre la toxicidad del nitrógeno amoniacal normalizada en términos de NH₄-N total, expresadas como LC50 de efecto agudo y crónico para diferentes especies y grupos de vida acuática. Redibujado de EPA-822-R-99-014.

aproximadamente 96 hs, mientras que concentraciones menores a 0,25 mg/l no producen mortalidad en 14 días (Gómez et al., 2007).

En la Figura 3, se presentan los valores de pH y las concentraciones de amonio determinados a lo largo del año de muestreos en la laguna de Lobos. Con esos datos y los modelos propuestos por EPA, se calcularon las concentraciones de amonio que podían causar toxicidad crónica y aguda en cada fecha, las que se incluyen en la figura. Se puede observar que en dos de los muestreos (Mar-86 y Feb-87), la combinación de concentración de amonio y pH, podría explicar la existencia de efectos de toxicidad tanto aguda como crónica sobre poblaciones de peces y otros organismos.

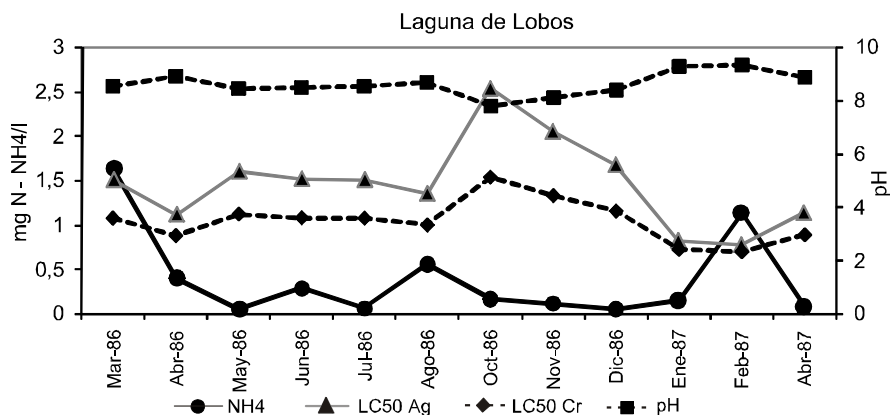


Figura 3. Valores de pH y concentraciones de NH₄-N total medidos en la laguna de Lobos durante un año de muestreos. Se incluyen los valores de LC50 causantes de toxicidad crónica y aguda calculadas con los modelos propuestos en EPA-822-R-99-014.

AZUFRE Y OTROS GASES

El azufre está presente en los cuerpos de agua en dos formas principales: como parte de la materia orgánica (MO) y como ion sulfato (SO_4^-).

De la mineralización de la MO se libera la forma reducida del azufre, el sulfuro de hidrógeno (H_2S). El SO_4^- , es poco reactivo, salvo en ambientes anaerobios donde la materia orgánica se oxida utilizando el ion SO_4^- como aceptor final de electrones, se reduce a H_2S .

Como el nitrógeno amoniacal, los sulfuros en el agua están en forma ionizada (HS^-), o en forma no iónica (H_2S), y las proporciones de cada una, dependen del pH del medio. A pH 6 todos los sulfuros están como H_2S y por encima de 8 todos como HS^- . A pH 7, coexisten ambas formas en proporciones semejantes.

El sulfuro de hidrógeno no coexiste con el oxígeno molecular, en cuya presencia se oxida espontáneamente o por procesos enzimáticos, mediados por bacterias autotróficas. En los sedimentos ricos en materia orgánica, sobre todo en los juncales costeros, se generan condiciones de anoxia por exceso de actividad respiratoria. La falta de oxígeno promueve la mineralización por vías metabólicas fermentativas que bajan el pH, pudiendo llegar a valores inferiores a 6. Los ácidos grasos volátiles producto de la fermentación, se mineralizan por reducción de sulfatos, incrementando las concentraciones de sulfuro de hidrógeno. En esas condiciones de pH, anoxia y bajo potencial redox, la mayor parte de los sulfuros estará en su forma no disociada. Esto representa una amenaza para toda la comunidad de respiración aeróbica. Algunos autores (Duffus, 1983) señalan que el sulfuro de hidrógeno proveniente de la materia orgánica en concentraciones de 0,1 ppm son tóxicas para los huevos y alevines, que puede ser causa de mortalidad en la inter-fase agua – sedimento.

El dióxido de azufre es otro de los gases inorgánicos tóxicos encontrados en desechos gaseosos y varios efluentes químicos. En solución este forma el ácido débil, el ácido sulfuroso, el cual es rápidamente oxidado a ácido sulfúrico. El gas actúa como un veneno irritante y los pocos experimentos llevados a cabo sobre peces con ácido sulfuroso mostraron que los peces son ini-

cialmente irritados y luego intoxicados, el compuesto actúa como veneno a nivel de protoplasma (Jones, 1964).

El nitrógeno presente como óxido nítrico es un caso similar. En la Argentina no hay registros de mortandades por estos gases, pero sus concentraciones pueden ser elevadas en casos de lluvia ácida, de vertido de efluentes industriales o por lavado de fertilizantes de suelos (contaminación de origen agrícola).

CONCLUSIONES

Los cambios en las concentraciones de gases disueltos, valores de pH, concentraciones y especiación del nitrógeno amoniacal o de los sulfuros, pueden considerarse efectos secundarios de los procesos de eutrofización. Las alteraciones mencionadas pueden causar efectos crónicos en el cuerpo de agua como desaparición o reemplazos de especies, después de un tiempo más o menos prolongado de recibir cargas externas. También pueden generar efectos agudos esporádicos como mortandades de peces, cuando ocurren simultáneamente determinadas combinaciones de factores físico – químicos y procesos metabólicos microbianos, como gran cantidad de radiación, alta temperatura, baja presión atmosférica, calma excesiva, alta productividad fotosintética, alta tasa respiratoria junto con altos contenidos de materia orgánica y nutrientes.

El desplazamiento de grupos de peces puede encontrar alguna de estas condiciones letales en pocos metros de distancia, principalmente en los juncales costeros, donde buscan refugio o alimento, o donde pueden quedar aislados por cambios en el nivel del agua. También las masas de aguas anóxicas pueden ser empujadas por las corrientes invadiendo lugares donde viven organismos móviles o sésiles, produciendo su muerte. En cualquiera de estas condiciones de «trampa» los peces no pueden reconocer los gradientes físicos y químicos favorables para responder de manera adaptativa y alejarse. Las causas de estos eventos resultan muy difíciles de descubrir y comprobar horas o días después, cuando el sistema ya ha recuperado su dinámica habitual.

En este trabajo se ha visto que, por lo menos en dos oportunidades en un perio-

do de un año, siempre en meses de verano, la laguna de Lobos presentó condiciones ambientales críticas por eutrofización capaces de generar mortandades de peces u otros organismos.

Además de la eutrofización por materia orgánica y nutrientes, debe considerarse que la contaminación de origen industrial puede aportar miles de sustancias diferentes capaces de producir toxicidad aguda y crónica que, además de una mortandad masiva directa (ej. derrame de herbicidas) pueden alterar la composición de la fauna de peces, como se ha documentado en la Laguna El Carpincho (Freyre, 1973). Ya en 1971 se proporcionaba una lista de 154 sustancias nocivas presentes en el medio acuático local (Ringuélet, 1971).

Estas evidencias refuerzan la idea de que todo tipo de efluentes debe ser tratado antes de verterlo en el ambiente. En la actualidad existen tecnologías denominadas «blandas» o «naturales» mediante humedales construidos, que permiten realizar la depuración de aguas residuales con muy bajos costos de construcción, operación y mantenimiento.

Como no es posible un monitoreo cuantitativo permanente sobre todas las sustancias potencialmente tóxicas, es necesario incrementar los estudios básicos sobre los efectos letales de contaminantes en organismos autóctonos, utilizar técnicas de bioensayo para evaluar niveles de contaminación en el medio acuático y elaborar índices específicos de calidad de agua de diversa aplicación (Gómez *et al.*, 2007).

BIBLIOGRAFÍA

- Colautti, D. C.; M. Remes Lenicov, N. Gómez y C. Claps. 1998. Mortandad de peces en el arroyo San Miguel (Partido de Pila, Provincia de Buenos Aires). *Gayana (Zoología)*, 62(2): 191-197.
- Davis, J. C. 1975. Minima dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on canadian species: a review. *Journal Fisheries Reserch Board of Canada*, 32 (12): 2295-2332.
- Doudoroff, P. y D. L. Shumway. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. *FAO Fisheries technical Papers* (86): 291 pp.
- Domitrovic, H. A.; J. A. Bechara; W. R. Jacob; C. I. Flores Quintana y J. P. Roux. 1994. Mortandad de peces en el Río Paraná provocada por una sobresaturación de gases: Causas y lesiones. *Revista de. Ictiología*, 2/3(1/2): 49-54.
- EPA/625/R-93/010. 1993. Nitrogen control. Manual. U. S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH
- EPA-822-R-99-014. 1999. Update of ambient water quality criteria for ammonia. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water. Washington DC 20460.
- Duffus, J. H. 1983. *Toxicología ambiental*, Ed. Omega, Barcelona, 175 pp.
- Freyre, L. R. 1973. Pollution of the «El Carpincho» pond (Pampasic region, Argentina) and its effects on plankton and fish communities. *Environmental Pollution*, 1(4): 37-40.
- Fernández, M. N., W. R. Barrionuevo y F. T. Rantin. 1995. Effects of thermal stress on Respiratory responses to hypoxia of South American Prochilodontid fish, *Prochilodus scrofa*. *Journal of Biology*, 123-133.
- Gómez, S. E. 1993. Concentración letal de oxígeno disuelto para *Corydoras paleatus* y *Pimelodella laticeps* (Pisces, Siluriformes). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia»*, Hidrobiología, 7(2): 31-45.
- Gómez, S. E. 1996. Resistencia alla temperatura e alla salinitá in pesci della provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicatiozini zoogeografiche. *Atti Congressuali, 4° Convegno Nazionale. Associazione Italiana di Ittiologia di Acque Dolci (A.I.I.A.D.)*, Trento, Italia: 171-192.
- Gómez, S. E. 1998. Niveles letales de pH en *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes, Atherinidae). *Iheringia (ser. zool.)*, 85: 101-108.
- Gómez, S. E. y N. I. Toresani. 1998. Nivel mínimo letal de pH en *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842), (Pisces, Atheriniformes). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia»*, *Hydrobiología* 7(7): 63-67
- Gómez, S. E., R. C. Menni, M. J. Gonzalez Naya y L. Ramírez. 2007. The physical chemical habitat of the Buenos Aires pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Teleostei, Atherinopsidae), with a proposal of a water quality index. *Environmental Biology Fishes*, 78: 161-171.
- Heath, G.H. 1995. *Water pollution and fish physiology*. CRC, Lewis publisher, Boca Raton, 359 pp.
- Jones, J. R. E. 1964. *Fish and river pollution*. Butterworth, Inc., Washington, 203 pp.
- Mariñelarena, A. J. y V. H. Conzonno. 1997. Chemical characteristics and trophic status of Lobos pond (Bs. As., Argentina). *Natura Neotropicalis*, 28(1): 7-13.
- M.A.A., Ministerio de asuntos Agrarios de la Pcia de Buenos Aires. 2000. Mortandad de peces en aguas continentales de la provincia de Buenos Aires. Informe técnico, División de Desarrollo pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras, 6 pp.
- Ostrenky, A. y A. Brugger. 1992. Ammonia acute toxicity in silverside larvae *Odontesthes argentinensis* (Pisces, Atherinidae). *En: Acuaculture'92, Orlando, (Summary)* p. 1976.
- Ringuélet, R. A. 1971. La polución o contaminación de origen industrial del delta bonaerense. Ministerio de Asuntos Agrarios, Trabajos Técnicos de la Dirección de Recursos Pesqueros de la Pcia. de Bs.As. No 1, 41 páginas.
- Ringuélet, R. A., S. R. Olivier, S. A. Guarrera y R. H. Arámburu. 1955. Observaciones sobre antoplancton y mortandad de peces en la laguna de Monte (Buenos Aires, Rep. Argentina). *Notas del Museo de La Plata, Zool* 18 (159): 71-80.

NUEVOS DATOS SOBRE *Hypostomus commersoni* (SILURIFORMES: LORICARIIDAE) ANÓMALO EN LA LAGUNA CHASCOMÚS (BUENOS AIRES, ARGENTINA)

D. O. NADALIN

División Zoología Vertebrados, Sección Ictiología. Museo de La Plata
dnadalin@museo.fcnym.unlp.edu.ar

ABSTRACT. An anomalous specimen of *Hypostomus commersoni* was captured in «laguna» Chascomús, in August, 2005. This specimen presents a shortening of the craneal region with reduction of the dorsal – lateral plates of the head, reflecting a marked loss of the symmetry. The rest of the body does not show evident modifications.

Keywords: *Hypostomus commersoni*, teratologies, contamination, «laguna» Chascomús.

Palabras Clave: *Hypostomus commersoni*, teratologías, contaminación, laguna Chascomús.

La familia Loricariidae según Reis *et al.* (2003), posee unas 683 especies distribuidas en América Neotropical, en su mayoría restringidas a ambientes dulceacuícolas pero con algunos casos de tolerancia a biótopos salobres (López y Miquelarena 1991). Estos peces presentan una morfología muy definida con el cuerpo cubierto de varias hileras de placas óseas, barbillas cortas y poco evidentes, boca inferior y suctora, con diferentes morfologías labiales y dentarias. Poseen marcados hábitos bentónicos y sedentarios. Su dieta está restringida al fango, detritos orgánicos y diatomeas (Menni, 2004).

La laguna Chascomús (35°36'S-58°02'W), forma parte de la cuenca del río Salado y desde el punto de vista ictiofaunístico se encuentra ubicada en la Provincia Parano-Platense (Ringuelet, 1975). López *et al.* (2002), la ubican en la Eco-región Salado del Sur-Vallimanca. Esta amplia región es el límite sur de diversas familias de origen brasilero, entre ellas la familia Loricariidae, que está representada en dicha área por los géneros *Loricariichthys*, *Otocinclus* e *Hypostomus*. En la Argentina, este último género resulta ser el más diversificado dentro de la familia llegando a contar con una veintena de especies (López *et al.*, 2003).

En la laguna Chascomús *Hypostomus commersoni* es la tercera especie en orden de importancia en cuanto a biomasa, precedida por el sabalito (*Cyphocharax voga*)

y el porteño (*Parapimelodus valenciennesi*), (Berasain *et al.*, 2005).

Un ejemplar anómalo de *H. commersoni* fue capturado en agosto de 2005, con la utilización de una trampa para peces (tubo de 4 m de perímetro y 9 m de largo, un ala central de 20 m y dos alas laterales de 2 m), calada durante 2 horas, en sentido perpendicular a la costa. Ejemplares con teratologías similares de este ambiente y del Río de la Plata, han sido descriptos por López en el año 1989. Este nuevo ejemplar, depositado en la colección Ictiológica del Museo de La Plata (MLP 9673), presenta un acortamiento de la región craneal, con reducción de las placas dorso-laterales de la cabeza, reflejando una marcada pérdida de la simetría. El resto del cuerpo no presenta modificaciones evidentes (Figuras 1, 2 y 3). Siguiendo a López y Miquelarena (1991), se tomaron medidas morfométricas que fueron comparadas con los datos publicados por estos autores correspondientes a ejemplares sin anomalías (Tabla 1).

La fauna acompañante en la captura estuvo compuesta por: *Cyphocharax voga*, *Rhamdia quelen*, *Platanichthys platana*, *Parapimelodus valenciennesi* e *H. commersoni* sin anomalías.

En cuanto al tema de las deformidades en peces dulceacuícolas para la Argentina se debe mencionar el trabajo referente a *Odontesthes bonariensis* (sub. *Basilichthys bonariensis*) de Cabrera

	Ejemplar anómalo	Ejemplares normales López y Miquelarena, 1991	
		Mín	Máx.
Longitud Estandar (mm)	244,00	50,30	452,00
<i>Porcentajes en Long. Estandar</i>			
Cabeza	27,66	21,74	38,46
Long. Predorsal	35,66	34,48	45,45
Long. Espina Dorsal	44,39	25,64	34,48
Long. Espina Pectoral	35,37	22,73	34,48
Altura Cuerpo	25,61	16,39	28,57
Long. Base Dorsal	29,75	23,26	31,25
Long. Interdorsal	21,15	15,87	21,74
Long. Ventral	31,39	18,18	29,41
<i>Porcentajes en Long. Cabeza</i>			
Long. Hocico	49,48	47,62	76,92
Long. Torácica	90,37	71,43	111,11
Long. Abdominal	76,59	52,63	90,91
Long. Órbita	9,78	9,01	18,52
Ancho Interorbital	53,33	34,48	58,82
Ancho Cabeza	109,63	83,33	142,86
Altura Cabeza	82,96	58,82	90,91
Ancho Boca	54,81	35,71	52,63
<i>Porcentajes en Long. Interdorsal</i>			
Altura Pedúnculo Caudal	52,33	37,04	76,92
<i>Porcentajes en Long. Ped. Caudal</i>			
Altura Pedúnculo caudal	28,45	17,54	31,25
<i>Porcentajes Ancho Interorb.</i>			
Long. Rama Premaxilar	27,78	24,39	45,45
Long. Órbita	18,33	16,95	41,67
Ancho Boca	102,78	76,92	111,11
<i>Porcentajes en Long. Hocico</i>			
Long. Órbita	19,76	12,20	33,33
<i>Porcentajes en Long. Base Dorsal</i>			
Long. Interdorsal	71,07	52,63	83,33

Tabla 1. Comparación entre ejemplar anómalo y ejemplares normales.

(1963), *Cyprinus carpio* de Haro y Bistoni (1991), *Potamotrygon brachyurus* de Chemes y Tabeni (2001), y más recientemente Monasterio de Gonzo (2006), referido a anomalías en *Oncorhynchus mykiss*. Antecedentes sobre contaminación de la laguna Chascomús con consecuencias para los peces, pueden encontrarse en Gariboglio *et al.* (1976), y Romano y Cueva (1988). Estos últimos autores ya advierten las lesiones causadas en las branquias de pejerrey producidas por desagües cloacales, plaguicidas y desechos industriales. Posteriormente, Barla *et al.* (1999), observan altas concentraciones de cobre, zinc y cromo en las aguas y biota de la laguna, men-

cionando que *H. commersoni*, en muchas ocasiones, es la especie que presenta mayor concentración de estos metales pesados.

Este hallazgo confirmaría lo mencionado por López (1989), respecto a que estos fenómenos teratológicos no parecen ser meras variaciones individuales. Se hace necesario profundizar estudios en el campo de la genética y la osteología, y contrastar la población de la laguna Chascomús con otras, a fin de demostrar la existencia de algún componente responsable de este fenómeno y señalar cuáles son las estructuras craneales afectadas y su posible relación con perturbaciones en el ambiente.

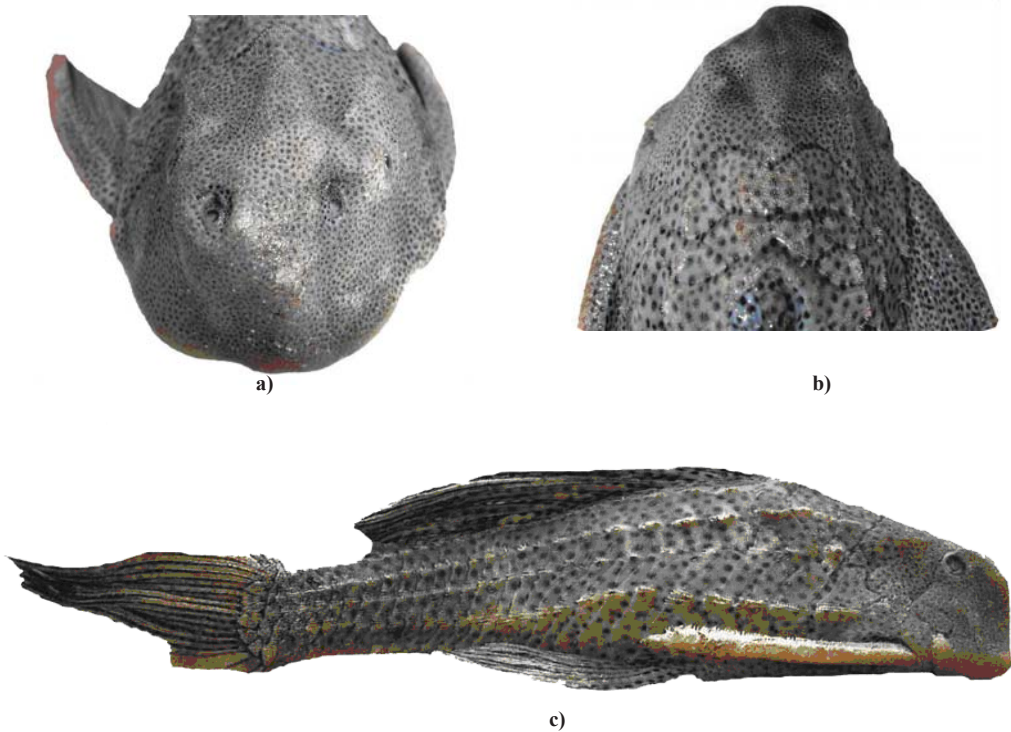


Figura 1. a) vista anterior; b) vista dorsal; c) vista lateral.

AGRADECIMIENTOS

A Hugo López y Amalia Miquelarena por la motivación y lectura crítica, Julia Mantinian por las sugerencias aportadas, Darío Colautti por la asistencia en el trabajo de campo y Sergio Gómez por los comentarios constructivos. A Patricia Gramuglia, por todo.

BIBLIOGRAFÍA

- Barla, M. J.; R. A. Escaray y J. P. Bustingorry. 1999. Copper, zinc, and chromium in water sediments and biota in the pampean Chascomús Lake (Argentina). *Natura Neotropicalis*, 30(1 y 2): 1-12.
- Berasain G.; D. C. Colautti; M. Remes Lenicov y C. A. Velasco. 2005. Variaciones estacionales e históricas de las especies ícticas de la laguna Chascomús. *Biología Acuática* 22: 47-58.
- Cabrera, S. E. 1963. Sobre un ejemplar deformado de pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) encontrado en Punta Lara. *Neotropica*, 9(28): 38-40.
- Chemes, S. B. y M. S. Tabeni. 2001. Un caso teratológico de *Potamotrigon brachyurus* en el río San Javier (Provincia de Santa Fe-Argentina). *Natura Neotropicalis*, 32(1): 65-69.
- Gariboglio, M. A.; E. Ebbecke y M. Merlassino. 1976. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en el contenido intestinal de peces de agua dulce (estudio preliminar). *Limnobiós*, 1(3): 95-100.
- Haro, J. G. y M. A. Bistoni. 1991. Sobre un caso de deformación en *Cyprinus carpio*. *Neotropica*, 37(97): 8-10.
- López, H. L. 1989. Ejemplares anómalos de *Hypostomus commersoni* Valenciennes, 1840 (Pisces, Loricariidae). *Limnobiós*, 2(10): 715-716.
- López, H. L. y A. M. Miquelarena. 1991. Los Hypostominae (Pisces: Loricariidae) de Argentina. *En: Fauna de Agua Dulce la República Argentina*, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina, 40(2): 1-64.
- López, H. L.; A. M. Miquelarena y R. C. Menni. 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. *ProBiota*, FCNyM, UNLP, Serie Técnica-Didáctica N° 5: 1-85.
- López, H. L.; C. C. Morgan y M. J. Montenegro. 2002. Ichthyological ecoregions of Argentina. *ProBiota*, FCNyM, UNLP, Serie Documentos N° 1. On-line version: 1-68.
- Menni, R. C. 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, Nro 5: 1-316.
- Monasterio de Gonzo, G. 2006. Anomalías osteológicas en truchas arco iris *Oncorhynchus mykiss* introducidas en ríos de la puna de Argentina. *En: Reunión Argentina de Ciencias Natura-*

- les. IX Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral. Paraná, Entre Ríos.
- Reis, R. E.; S. O. Kullander y C. J. Ferraris (Org.).** 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America, EDIPUCRS, Porto Alegre, Brasil, 279 pp.
- Ringuelet, R. A.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur*, 2(3): 1-122.
- Romano, L. A. y F. Cueva.** 1988. Lesiones histológicas atribuibles a tóxicos en *Odontesthes bonariensis* (Cuv. y Val., 1835). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 19(2): 135-142.

PRODUCCIÓN INTENSIVA DE JUVENILES DE PEJERREY (*Odontesthes bonariensis*)

C. A. VELASCO, G. E. BERASAIN Y M. OHASHI

Estación Hidrobiológica Chascomús, Dirección Desarrollo Pesquero, Subsecretaría de Actividades Pesqueras y Desarrollo del Delta del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires, Chascomús
mvelazco81@yahoo.com

ABSTRACT. The objective of this work is to produce *Odontesthes bonariensis* juveniles in an intensive system. The experience lasted 196 days and during this, survival, growth, and production were studied. The first 16 days 29.000 hatched larvae were kept outdoors in two circular tanks of 2.000 liters each. They were fed with zooplankton, *Artemia* and artificial food. The total number of individuals obtained was 23.000, these were transferred to 100 m² pond previously fertilized where they were reared during 180 days. The initial density was of 230 ind/m² with a total average length of 15,03mm ($\pm 0,60$ standard deviation) and average weight of 0,024 g. ($\pm 0,0041$ standard deviation). The juveniles were fed 4 times a day with artificial food. Samples were taken in order to calculate length and weight growth, at the end of experiment survival and production were calculated. The final number of juveniles obtained was 16.503 with a final average length of 110,28mm. ($\pm 17,88$ standard deviation) and average weight of 11,28g ($\pm 6,07$ standard deviation). The food conversion rate was 1,31. Survival rate was 71,75 %. The final production was 19.418,3 Kilogram/hectare after 180 days of rearing. These results show that massive production of juveniles is possible. The high density used, the final weight reached and the high percentages of survival allowed the biggest pejerrey juvenile production in Argentina after 196 days of rearing.

Keywords: aquaculture, pejerrey, juveniles production.

Palabras Clave: acuicultura, pejerrey, producción juveniles.

INTRODUCCIÓN

Debido a la importancia económica que tiene el pejerrey, tanto por la calidad de su carne como por lo atractiva que es su pesca deportiva (Thorton *et al.*, 1982; Reartes, 1995; López y García, 2001), desde hace más de cien años se viene desarrollando una piscicultura de repoblamiento con larvas de esta especie en ambientes naturales y artificiales de la provincia de Buenos Aires y de otras provincias de la Argentina (Tulián, 1909; Marini y Mastarrigo, 1963; Bonetto y Castello, 1985). Esta especie fue introducida en otros países como Uruguay, Bolivia, Perú, Israel y Francia, pero fue en Japón donde se desarrolló una tecnología de cultivo (Toda *et al.*, 1998; López y García, 2001).

La Estación Hidrobiológica Chascomús (EHCh), fue fundada en 1943 y desde sus inicios se dedicó fundamentalmente a la producción de larvas de pejerrey para reforzar las poblaciones naturales o para sembrar ambientes donde no se encontraba esta especie, como diques y embalses de diferentes provincias (Marini y Mastarrigo, 1963).

El cultivo de esta especie fue poco desarrollado en nuestro país, realizándose las primeras experiencias a bajas densidades y con larvas de 5 a 7 días de edad, en estanques fertilizados y con alimento balanceado (Luchini *et al.*, 1984; Reartes, 1987; Reartes y Donatti, 1987; Gómez, 1998). Posteriormente se hicieron experiencias a mayores densidades utilizando como alimento perifiton y alimento balanceado (Grosman y González Castelain, 1996) y luego se llevaron a cabo experiencias de cría semi-intensiva en jaulas flotantes con alimento natural (Colautti y Remes Lenicov, 2001).

En la EHCh los trabajos de cultivo de pejerrey comenzaron hace más de una década, con el objetivo de obtener y mantener plantales de reproductores para la producción de ovas y también para establecer un sistema de cría que permita disponer de juveniles y de esta manera, reemplazar la tradicional siembra con larvas recién eclosionadas por la liberación de juveniles. Las primeras experiencias se hicieron en peceras, estanques circulares y rectangulares de 100 m² a bajas densidades y con mínima circulación de agua

(Berasain *et al.*, 2001). Luego, con la incorporación de nuevas instalaciones, se realizaron experiencias de cría a mayores densidades de las que se obtuvieron resultados muy alentadores (Berasain *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2006).

El presente trabajo se llevó a cabo en el marco del proyecto «Investigación y Desarrollo de la Acuicultura y Propagación del Pejerrey» el cual se desarrolló entre los años 2002 y 2005. Las Instituciones involucradas fueron: el Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires (MAA); el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y la Agencia de Cooperación del Gobierno de Japón (JICA).

El objetivo de esta experiencia fue la producción de juveniles de pejerrey criados en un sistema intensivo durante 196 días. En la misma se evaluó: crecimiento, supervivencia y producción.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta experiencia se realizó en la EHCh desde el 21 de Noviembre de 2004 al 3 de Junio de 2005.

Se utilizaron ovas embrionadas obtenidas a partir de desoves naturales de reproductores mantenidos en cautiverio.

La experiencia se dividió en dos etapas, en las cuales se utilizó agua de perforación con una salinidad de 5 gramos por litro. La temperatura del agua se registró a las 8.00 y 16:00 horas.

Al finalizar la primera etapa, se obtuvo una muestra de 30 peces de los tanques, a los cuales se les midió longitud total, LT (mm), longitud estándar Lst (mm), se les tomó el peso (g) y se calcularon los promedios y los desvíos estándar.

Durante la segunda etapa se tomaron cinco muestras de peces en las que se realizaron las mismas mediciones y cálculos que en la etapa anterior. En el último muestreo se contó el número total de individuos.

Primera etapa

En dos tanques de fibra de vidrio de 3,14 m² y 2000 litros, se sembraron 14.000 y 15.000 larvas recién eclosionadas. Se utilizó agua proveniente de una pileta fertilizada, con una transparencia de 30 a 35 cm. lo que indicó una buena produc-

ción de fitoplancton (Kubitza, 2003). Esta etapa tuvo una duración de 16 días.

La aireación del agua se realizó con un soplador a través de un difusor.

Las larvas se alimentaron diez veces por día, con plancton, nauplius de Artemia y alimento balanceado, en forma alternada. Tres veces por semana se cuantificó la cantidad de rotíferos de los tanques con el fin de mantener una concentración de 10 a 15 ind/ml mediante la renovación del 40% del volumen con agua de una pileta fertilizada. Se utilizaron 150 gramos de quistes de Artemia y se suministró alimento balanceado marca Kyowa, 130 gramos de 250 micras y 96 gramos de 400 micras, distribuidos proporcionalmente en ambos tanques.

Como resultado de esta etapa se obtuvieron 23000 individuos que fueron utilizados en la segunda etapa.

Segunda etapa

Los individuos provenientes de la primera etapa fueron pasados a un estanque rectangular de cemento con una superficie de 100 m². Esta etapa tuvo una duración de 180 días.

El agua utilizada fue fertilizada 20 días antes con guano de gallina (400 g/1000 litros de agua), como producto de esta fertilización se obtuvo una densidad de rotíferos de 15 ind/ml. Dos veces por semana se tomaron muestras de plancton para su cuantificación.

La aireación se realizó mediante un soplador con dos difusores en lugares diferentes del estanque y además se generó una corriente de agua con una bomba sumergida. A partir del día 40 de esta etapa se utilizaron paletas accionadas por un motor eléctrico. El nivel del agua se mantuvo constante y se renovó entre el 10 y el 15 % del volumen total cada dos días.

Durante la primera semana se incubaron 30 g. de quistes de artemia por día, los que fueron suministrados en forma alternada con alimento balanceado. Se utilizaron los siguientes alimentos artificiales: Kyowa de 400, 700 y 1000 micras y alimento para truchas Starter 00, Starter 0, Crumble 1, 2 y 3 (Tabla 1). Estos alimentos se suministraron mediante un alimentador automático, cuatro veces por día.

El alimento entregado diariamente durante el mes de diciembre correspondió a un porcentaje mayor al 10 % del peso de

Tipo de alimento	Cantidad (kg)	% del total	Periodos
Kyowa 400	0,880	0,35	9/12 al 14/12
Kyowa 700	3,450	1,36	13/12 al 6/1
C 1000	4,500	1,78	7/1 al 22/1
Starter 00	12,980	5,12	15/12 al 27/12
Starter 0	101,068	39,89	25/12 al 26/3
Crumble 1	78,688	31,06	23/1 al 30/4
Crumble 2	42,800	16,89	20/4 al 2/6
Crumble 3	9,000	3,55	23/5 al 2/6

Tabla 1. Tipo, cantidad de alimento y período en el que se entregó.

los peces debido a que hubo que acostumbrarlos a comer en un determinado sector del estanque. Este valor se fue ajustando en el transcurso de la experiencia, entre Enero y Marzo se redujo desde un 5 % a un 2,5 % y luego estos porcentajes se modificaron según la demanda de los peces, hecho que estuvo relacionado con el descenso de la temperatura del agua. La cantidad total de alimento entregado fue de 253,36 Kg (Tabla 2).

Mes	Kg.
Diciembre	4.30
Enero	20.33
Febrero	55.05
Marzo	83.44
Abril	42.60
Mayo	44.50
Junio	3.15
Total	253.366

Tabla 2. Cantidad de alimento entregado por mes.

Se estimó la tasa de crecimiento específica como: $TCE (\%/día) = (\ln X_f - \ln X_i) / (t_f - t_i) \times 100$, donde \ln = logaritmo natural, X_f = peso o longitud total final, X_i = peso o longitud total inicial, t_f = tiempo final y t_i = tiempo inicial (Ricker, 1979) y se calculó el índice de conversión del alimento (ICA) como: $ICA = \text{alimento artificial ofertado (g)} / \text{Peso final (g)} - \text{peso inicial (g)}$, (Steffens, 1987).

Con el número total de juveniles obtenidos y el peso promedio individual al final de la experiencia, se calculó la supervivencia y la producción para una hectárea en 180 días de cultivo.

RESULTADOS

Primera etapa

La temperatura del agua osciló entre los 25 y 30 °C. Si bien entre los 25 y 28 °C las larvas se alimentaron normalmente, a partir de los 29 °C dejaron de alimentarse.

El grupo más importante del plancton para la alimentación de las larvas fue el de los rotíferos, debido a su pequeño tamaño. La densidad de rotíferos en los tanques se mantuvo siempre por encima de 10 individuos por mililitro y correspondieron en su mayoría a los géneros *Keratella* y *Brachionus*. También se observaron cladóceros del género *Daphnia* (mayores de 1mm), los cuales no eran consumidos por las larvas, hecho que coincide con lo observado por Zagarese (1989) y Colautti *et al.* (2001) para larvas de pejerrey.

El alimento balanceado utilizado tuvo buena flotabilidad en el agua y fue rápidamente consumido por las larvas.

Al finalizar la primera etapa, el promedio de la longitud total fue de 15,03 mm ± 0,60; longitud estándar 12,88 mm ± 0,67 y peso 0,024 g ± 0,004.

Se obtuvo en el tanque 1 una supervivencia de 93,33 % y en el tanque 2 del 64,28 %, arrojando un valor medio entre los dos tanques de 79,31 %.

Segunda etapa

El promedio mensual de la temperatura del agua tuvo su máximo en el mes de Enero, tanto a la mañana como a la tarde, descendiendo hasta llegar a las medias más bajas en el mes de Mayo (Tabla 4). En el mes de Enero se registraron las temperaturas del agua más altas que fueron de 27° C y 30° C (a las 8 y 16 hs), en cambio las temperaturas más bajas se registraron en el mes de Mayo, con 6,5° C. a la mañana y 8,5° C. a la tarde (Tabla 3).

Los promedios de longitud total, están-

Mes	°C 8 hs.	Desv.st.	°C 16 hs.	Desv.st.
Diciembre	22,29	1.234	24,25	1.560
Enero	23,68	2.074	25,57	2.491
Febrero	22,21	1.907	23,74	1.550
Marzo	18,95	1.758	20,61	1.761
Abril	14,63	2.228	16,10	2.258
Mayo	11,82	2.609	12,94	2.505
Junio	14,50	2.121	15,50	2.121

Tabla 3. Temperatura media mensual del agua de cultivo con sus respectivos desvíos.

Fecha	Edad días	L total mm	Desv.st	Lst mm	Desv.st.	Peso g	Desv.st.	n
05/12/2004	16	15,03	0,60	12,88	0,67	0,024	0,004	20
02/02/2005	75	54,41	9,70	46,91	7,76	1,53	0,77	20
15/02/2005	88	65,50	7,04	57,33	6,17	2,23	0,65	20
02/03/2005	103	76,17	7,55	64,94	5,72	3,68	1,43	20
16/03/2005	117	86,33	11,32	72,07	11,67	5,42	2,26	20
03/06/2005	196	110,28	17,88	93,78	16,50	11,80	6,07	50

Tabla 4. Fechas de muestreos, edad, longitud estándar, total, peso, n de la muestra y las desviaciones estándar respectivas.

dar y peso, con sus respectivos desvíos por fecha de muestreo y el número de ejemplares muestreados se presentan en la Tabla 4. Los valores de la TCE para la longitud total mostraron una clara tendencia a disminuir a medida que transcurría la experiencia, pasando de un crecimiento de 2.2 % diario a un 0.31 %. La misma tendencia se evidenció con la TCE para el peso, encontrando valores de 6.93 % diario a 0.97 %.

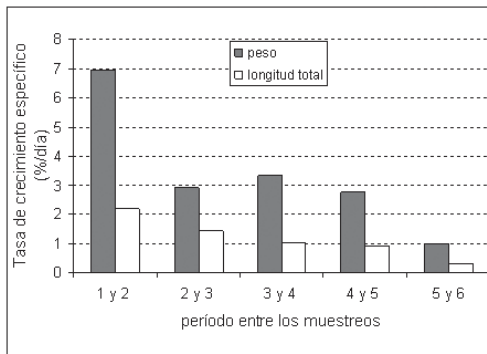


Figura 1. Tasa de crecimiento específico.

El zooplancton fue consumido por los peces durante los primeros siete días, las muestras que se tomaron para su cuantificación a lo largo de la experiencia dieron valores nulos ó muy bajos de individuos / ml. por ello se consideró que la alimentación estuvo basada principalmente en el alimento artificial. Con este alimento, que fue muy bien aceptado, se obtuvo un índice de conversión de 1.3.

Al finalizar esta etapa se obtuvieron 16.503 juveniles, representando una supervivencia del 71,8 % y una producción de 19.418,34 Kg/ha/180 días de cultivo.

DISCUSIÓN

La temperatura del agua influyó en la demanda de alimento y en el crecimiento

del pejerrey, observándose que si bien el incremento de la temperatura aumenta el apetito hasta un cierto punto (Calderer Reig, 2001), con temperaturas del agua de 29 ó 30 °C, los peces dejaron de ingerir alimento. Por otra parte, con temperaturas inferiores a 15 °C el consumo de alimento disminuyó a valores inferiores al 1% del peso corporal.

Respecto a la tasa de crecimiento específica en longitud y peso, los valores más altos se obtuvieron durante los meses en que los individuos tenían menor edad y las temperaturas del agua fueron mayores. A medida que transcurrió la experiencia y descendió el promedio de las temperaturas del agua, los valores de las tasas de crecimiento específico disminuyeron. Esto concuerda con lo observado por otros autores para otras especies quienes sostienen que las tasas de crecimiento disminuyen con la edad y la talla de los organismos (Zagarese, 1989; Kaushik, 1995) y además dependen de diversos factores ambientales como la temperatura y la salinidad (Tacon, 1987; Calderer Reig, 2001).

El valor medio del peso alcanzado en esta experiencia fue superior a los obtenidos por Luchini *et al.* (1984) quienes a los 233 días de edad obtuvieron una media de 6 g a una densidad de 55,5 ind/m² y Berasain *et al.* (2000), quienes no superaron los 8,4 g a los 198 días de edad a una densidad de 25 ind/m². También fueron superiores a los pesos medios obtenidos por Colautti y Remes Lenicov (2001) en jaulas flotantes, quienes lograron un peso medio 8,82 g a los 210 días de edad con un densidad de 30 ind/ m², pero fue similar a los comunicados por Reartes (1995) quien a los 130 y 141 días de edad llegó a pesos de 11,9 y 10,10 g, utilizando densidades menores.

El índice de conversión del alimento logrado fue mejor que los obtenidos por Berasain *et al.* (2001) y Luchini *et al.* (1984),

el mismo estaría indicando que cada 1,3 kg de alimento utilizado se incrementó en 1 kg la biomasa de juveniles.

El porcentaje de supervivencia alcanzado para este período de cría fue, junto con los obtenidos por Reartes (1995), uno de los más altos registrados, siendo a su vez superior a los logrados por otros autores como Luchini *et al.* (1984) quienes alcanzaron un 26 y un 18,1 % de supervivencia para 161 y 233 días de cultivo; Berasain *et al.* (2000) lograron una supervivencia del 66,2 % en 198 días de cría y Colautti y Remes Lenicov (2001) quienes obtuvieron una supervivencia del 43 % a los 181 días de vida.

Teniendo en cuenta la alta densidad de peces utilizada, el peso medio logrado al finalizar la experiencia y el alto porcentaje de supervivencia, se obtuvo la mayor producción de juveniles registrada en Argentina para 196 días de cultivo. La misma se incrementó en más de un orden de magnitud respecto al mejor valor obtenido en nuestro país para períodos de cultivo similares (1130 Kg/ha/198 días, Berasain *et al.* 2000), aunque esta producción es todavía algo inferior a la alcanzada en Japón, donde utilizan sistemas de cría con densidades de cultivo más altas pero con mayores renovaciones diarias de agua. (Del Valle, 1993).

Sobre la base de los trabajos realizados en pejerrey a altas densidades (Berasain *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2006) y considerando los resultados de esta experiencia, se comprobó que es posible la producción masiva de juveniles. La metodología más adecuada para lograrlo consistiría en realizar la cría en dos etapas: una inicial (hasta los 15 ó 30 días), a una densidad de 4500 larvas/m², en tanques de 2000 a 2500 litros con abundante fitoplancton y zooplancton y utilizando como alimento rotíferos, nauplius de artemia y alimento balanceado; y una segunda etapa, (hasta los 180 días) con densidades menores (230 ind./m²), en estanques de mayor volumen y utilizando alimento vivo las primeras semanas y luego alimento artificial.

AGRADECIMIENTOS

A todo el personal de la Estación Hidrobiológica de Chascomús, especialmente a

Julio Cepeda y Guillermo Toffani, por su constante colaboración y al Lic. Alfredo Vilches por las numerosas sugerencias realizadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Berasain, G., D. C. Colautti y C. A. Velasco. 2000. Experiencias de cría de pejerrey, *Odontesthes bonariensis*, durante su primer año de vida. Revista Ictiología, Corrientes, Argentina, 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: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 33-40 pp.
- 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 2006 (<http://www.civa2006.org>), 940-947.
- Bonetto, A. A. y H. P. Castello. 1985. Pesca y piscicultura en aguas continentales de América Latina. Monografías de la OEA n° 31, Serie Biología, Programa Regional Desarrollo Científico y Técnico, Washington, USA: 1-118.
- Calderer Reig, A. 2001. Influencia de la temperatura y la salinidad sobre el crecimiento y consumo de oxígeno de la dorada (*Sparus aurata*). Facultad de Biología, Universidad de Barcelona, 206 p.
- Colautti, D. C. y M. Remes Lenicov. 2001. Primeros resultados sobre cría de pejerreyes en jaulas: crecimiento, supervivencia, producción y alimentación. En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax, Azul, Argentina, 53-61 pp.
- Del Valle, A. E. 1993. Cría de pejerrey en Japón. Informe de beca a Japón (Nov.-Dic. 1991), 3: 43-51. Centro de Ecología Aplicada de Neuquén, Argentina, Informe Técnico 10
- Grosman, F. y J. González Castelain. 1996. Experiencias de alimentación y crecimiento con alevinos de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) dirigidos a optimizar la siembra. Rev. Ictiol., Corrientes, Argentina, 4(1-2): 5-10.
- Gómez, S. E. 1998. Consideraciones sobre producción, cultivo y comercialización del pejerrey, *Odontesthes bonariensis* (Atherinidae) en la provincia de Buenos Aires (Argentina). Aprona, Boletín Científico, XI (34): 2-8.
- Kaushik, S. J. 1995. Nutrient requirements, supply and utilization in the context of carp culture. Aquaculture 129: 225-241.
- Kubitza, F. 2003. Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões. Jundiá, SP-Brasil, 265pp.
- López, H. L. y M. L. García. 2001. Aspectos históricos e importancia del pejerrey bonaerense: 15-20. En: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. F. Grosman (Ed.), Editorial Astyanax,

- Azul, Argentina, 13-20 pp.
- 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.
- Marini, T. L. y V. Mastrarrigo.** 1963. Recursos acuáticos vivos. Vol. II. Piscicultura: 267-328. En: Evaluación de los Recursos Naturales de Argentina, tomo VII, apéndice, (1º etapa), Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, Argentina.
- Miranda L. A., G. E. Berasain, C. A. Velasco, Y. Shirojo and G. M. Somoza.** 2006. Natural spawning and intensive culture of pejerrey *Odontesthes bonariensis* juveniles. Biocel, 30(1): 157-162.
- Reartes, J.** 1987. Evaluación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) para el cultivo en estanques. En: Verreth, J. A. et al. (Eds.) Proc. Taller de Trabajo sobre acuicultura en América Latina. Informe Found. Science (IFS) Stockholm, Sweden, Lima, Perú: 149-157.
- Reartes, J. y O. Donatti.** 1987. El rotífero *Brachionus plicatilis* y el alga *Spirulina* sp. como alimento inicial de larvas de pejerrey. Comunicaciones Primera Reunión Argentina de Acuicultura, pp. 1-5.
- 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, 677-743 pp. En: W. Hoar, D. Randall, J. Brett, editors. Fish Physiology. Volume VIII; Bioenergetics and Growth. Academic Press, New York, USA.
- Steffens, W.** 1987. Principios fundamentales de la alimentación de los peces. Editorial Acribia, S. A. Zaragoza, España, 275 pp.
- Tacon, A.** 1987. La nutrición y alimentación de peces y camarones cultivados. Manual de capacitación. I. Nutrientes esenciales. FAO. Proyecto GCP/RLA/075/ITA. Brasilia, Brasil. 17pp.
- Toda K., N. Tonami, N. Yasuda y S. Suzuki.** 1998. Cultivo del pejerrey en Japón. Ed. Prel. De Técnicas de cultivo del pejerrey, publicada en Japón por la New Fish Development Association. 69 pp.
- Thorton, R., N. V. Dangavs, D. Freggiaro, A. Stelsik, C. García, L. Freyre, M. A. Gariboglio, J. Frangi y H. A. Toscani.** 1982. Los ambientes lagunares de la provincia de Buenos Aires. Documento relativo a su conocimiento y manejo. Comisión de Investigaciones Científicas, La Plata, Argentina: 1-55.
- Tulián, E.** 1909. Piscicultura argentina. Sus comienzos. 1904-1909. The Standard: 1-7.
- Zagarese, H. E.** 1989. Prelación por larvas de peces, particularmente de bagre sapo (*Rhamdia sapo*) y de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) y sus efectos sobre las comunidades zooplanctónicas de agua dulce. Tesis Doctoral de la Universidad Nacional de Buenos Aires n° 2183, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. 206 pp.

NUTRIENTES Y CLOROFILA-*a* DURANTE EL PERÍODO DE INUNDACIÓN 2001-2002 EN LA LAGUNA CHASCOMÚS (ARGENTINA)

J. F. BUSTINGORRY¹, R. U. ESCARAY¹ Y
V. H. CONZONNO²

¹IIB-INTECH. bustingorry@intech.gov.ar

²Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales,
Museo de Ciencias Naturales de La Plata

ABSTRACT. Total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll-*a* concentrations were determined weekly in a pelagic zone in Chascomús Pond between April 2001 and September 2002. Two flood periods took part with 8 metres over sea level (IGM) during this time (June-January 2002 and April-June 2002), where in both of them two maximum peaks with about 9 meters were registered. As a consequence a diminution of the salinity to one third of the mean value of 1,57 g.l⁻¹ was observed, because of the dilution promoted by rainwater which was higher in a 40% of the mean 600 mm of the latest five years. Nevertheless, this fact had not occurred with total phosphorus, mean 0,48 mg.l⁻¹, referring to 0,48 mg.l⁻¹ obtained in 1999-2000, while total nitrogen, mean 1,45 mg N.l⁻¹, was nearly in the same order in relation to a previous value of 1,56 mg N.l⁻¹ (1983-1984) and chlorophyll-*a*, mean 198,2 µg.l⁻¹, showed a significant increment taking into account the concentration of 89,1 µg.l⁻¹ determined during 1999-2002. These results indicate that because of flood events a supply of nutrients reaches the pond coming from wastes of the city (30000 inhabitants), as well as from the effluent of the treatment plant. Normally, the latter go to Girado stream and finally are received by Adela Pond in direction to Salado River, but the inversion of the flux makes these wastes reach Chascomús Pond during flood periods.

Keywords: Nutrients. Chlorophyll-*a*. Chascomús Pond. Flood period 2001-2002.

Palabras Clave: Nutrientes. Clorofila-*a*. Laguna Chascomús. Inundación 2001-2002.

INTRODUCCIÓN

La Laguna Chascomús (35° 36' S, 58° 0), clasificada como eutrófica por Ringuelet (1962), integra el Sistema de las Encadenadas de Chascomús constituido por las lagunas Vitel, Chascomús, Adela o Manantiales, del Burro, Chis-Chis, Tablilla y Barrancas. Según Dangavs et al. (1996) la laguna pertenece a los tributarios de la margen izquierda del Río Salado y, con un sentido de escurrimiento hacia este último, la laguna posee los afluentes: arroyos Vitel (conecta Laguna Vitel con Laguna Chascomús), Valdez, los Toldos, San Felipe, Tamberas y Brown; y un emisario el arroyo Girado (conecta Laguna Chascomús con Laguna Adela).

En trabajos anteriores (Chornomaz et al., 2002; Maizels et al. 2003) se señaló que en condiciones normales el flujo de las aguas de la laguna tiene el sentido mostrado con flechas en la Figura 1, es

decir hacia el Río Salado de acuerdo a lo mencionado, pero que durante los períodos de inundación se produce la inversión

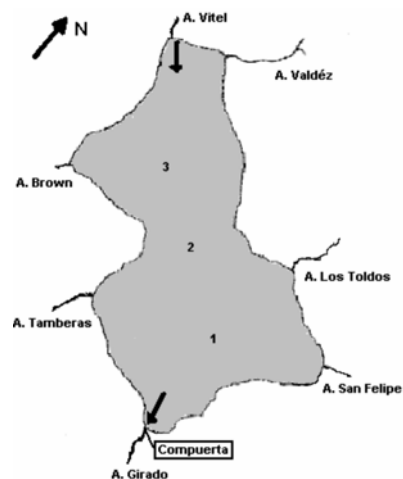


Figura 1. Laguna Chascomús. Puntos de muestreo y sentido de flujo normal hacia el Río Salado.

del mismo. Bajo estas circunstancias el efluente de la planta de tratamientos cloacales, que es vertido al arroyo Girado con destino final hacia la Laguna Adela, alcanza la laguna. Otro efecto ligado a las inundaciones es el aporte de desechos a la laguna debido al desborde de las alcantarillas de la ciudad de Chascomús (30.000 habitantes) ubicada a orillas de la misma.

El objetivo del presente trabajo es destacar al fenómeno de las inundaciones como el impacto al que se encuentra sometido el sistema y el estudio de la respuesta que, a causa del aporte de fósforo y nitrógeno, tuvo la biomasa algal medida en términos de clorofila-*a*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras fueron tomadas en superficie en tres sitios de la zona pelágica ubicados en la laguna Chascomús (Figura 1), con periodicidad semanal a partir del 30 de abril de 2001 hasta el 30 de septiembre de 2002. La salinidad fue obtenida como suma de las concentraciones de los cationes y aniones mayoritarios (sodio, potasio, calcio y magnesio; carbonato, bicarbonato, cloruro y sulfato). El nitrógeno total se determinó como suma del nitrógeno Kjeldahl, nitrato y nitrito, y el fósforo total por digestión con persulfato de potasio y posterior determinación como ortofosfato, de acuerdo a técnicas del APHA (1992). La clorofila-*a* se evaluó utilizando filtros GF/C y metanol como solvente de extracción según Cabrera Silva (1984). Los datos utilizados para el análisis se obtuvieron como promedio de los tres valores estimados en cada muestreo semanal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El fenómeno de las inundaciones.

En la Tabla 1 se muestran los datos acerca de la fecha de los distintos períodos de inundación desde 1978 hasta la fecha. Como se puede apreciar en un período de 30 años ocurrieron en promedio aproximadamente una inundación cada 3 años, presentando cada una distinta duración y magnitud, dependiendo de la acción del hombre en el manejo de compuertas, terraplenes y desagües pluviales (Etchepare *et al.*, 2001). También se re-

Año	Estación	Duración
1978	verano	3 meses
1980	otoño	4 meses
1982	primavera	2 meses
1985	otoño invierno	4 meses
1987	primavera verano	2 meses
1992	primavera	2 meses
1993	otoño invierno primavera	6 meses
95/96	Sequía	3 meses
1997	primavera	1 mes*
2001	invierno primavera verano	8 meses
2002	otoño invierno	4 meses

*Detenida en la compuerta.

Tabla 1. Inundaciones período 1978-2002 en la Laguna Chascomús.

gistra un período de sequía (95-96) que es parte del fenómeno cíclico de las inundaciones.

Asimismo, las inundaciones se encuentran estrechamente ligadas a las precipitaciones en la cuenca y tienen como consecuencia un efecto de dilución de los componentes iónicos de las aguas. En la Tabla 2 se presentan los datos de salinidad para otros períodos de estudio, en particular 1983-1984 y 1999-2000, períodos en los que no tuvieron lugar inundaciones ni sequías, donde se puede observar que la laguna se encuentra dentro de la clasificación de oligohalina (salinidad 0,5-5 g.l⁻¹) propuesta por Ringuelet *et al.* (1967). Por el contrario, con un valor de 0,433 g.l⁻¹ obtenido en 2001-2002, período en el cual las precipitaciones superaron en un 40% las ocurridas entre 1995-2000 (Maizels *et al.*, 2003), la laguna pasa a ubicarse dentro del rango de hipohalina (salinidad menor de 0,5 g.l⁻¹). De esta manera la salinidad disminuyó a un tercio el valor de 1,57 g.l⁻¹ obtenido durante 1999-2000 (Miretzky, 2001), lo cual implica un cambio significativo de las condiciones osmóticas en un año. Sin embargo, este

Año	TDS (g/l)	PT (mg/l)	NT (mg/l)	Clorofila-a (ig/l)
83-84	0,649	0,25	1,56	25,3
99-00	1,570	0,48	—	89,1
01-02	0,433	0,47	1,45	198,0

Tabla 2. Comparación temporal de los parámetros analizados. Los datos promedios de los períodos 83-84 y 99-00 fueron obtenidos de Conzonno & Claverie (1987/8, 1990) y Miretzky (2001) respectivamente, y de 01-02, fueron estimados a partir de los datos según lo detallado en Materiales y Métodos.

fenómeno no impactó de la misma manera en las concentraciones de nutrientes. En la Tabla 2, se observa que el fósforo, promedio 0,47 mg P.l⁻¹, no varió prácticamente respecto a 0,48 mg P.l⁻¹ obtenido en 1999-2000, mientras que el nitrógeno, promedio 1,45 mg N.l⁻¹, se mantuvo en el mismo orden en relación a un dato anterior de 1,56 mg N.l⁻¹ (1983-1984). En lo que se refiere a la clorofila-*a* con un promedio de 198,2 µg.l⁻¹, la misma mostró un incremento significativo con referencia a 89,1 µg.l⁻¹ obtenida en 1999-2000. Estos hechos corroboran lo ya señalado acerca de la influencia de la planta de tratamientos cloacales que a causa de la inversión de flujo alcanza la laguna y del aporte de desechos provenientes de la ciudad de Chascomús. Los valores tanto de fósforo, como de nitrógeno y clorofila-*a*, en el período considerado, se encuentran dentro de la clasificación de cuerpos de agua hipereutróficos (Forsberg & Ryding, 1980)

Relación fósforo y nitrógeno con clorofila a. Cociente nitrógeno/fósforo

Las relaciones log-log se presentan en la Figura 2. Los resultados indican una correlación significativa entre clorofila-*a* y fósforo ($R^2 = 0,8676$) y no así entre clorofila-*a* y nitrógeno ($R^2 = 0,013$). Estos resultados implican que la biomasa algal se encuentra sujeta a las variaciones de fósforo. Por otro lado, la relación atómica nitrógeno/fósforo, con un promedio de 1,1 (coeficiente de variación 112) y un rango entre 2,1 y 0,3, indica que el fósforo es el nutriente que se comporta como limitante (relación menor a 10) frente al nitrógeno, para la proliferación algal (Forsberg & Ryding, 1980). Bajo estas condiciones, las algas cianofíceas se encuentran favorecidas para proliferar en relación a las demás debido a la posibilidad de incorporar el nitrógeno atmosférico, hecho que contribuye a explicar la dependencia de la biomasa algal con las fluctuaciones del fósforo observadas. Trabajos previos en el período de no inundación ya mencionado 1983-1984 (Conzonno & Claverie, 1987/8, 1990) destacan tanto la no limitación del fósforo, como la dominancia de las algas cianofíceas, donde la clorofila-*a* tiene un promedio de 25,3 µg.l⁻¹ (Tabla 2). Por lo tanto el efecto de las inundaciones 2001-2002, como de las inundaciones en general mientras exista la influencia de la plan-

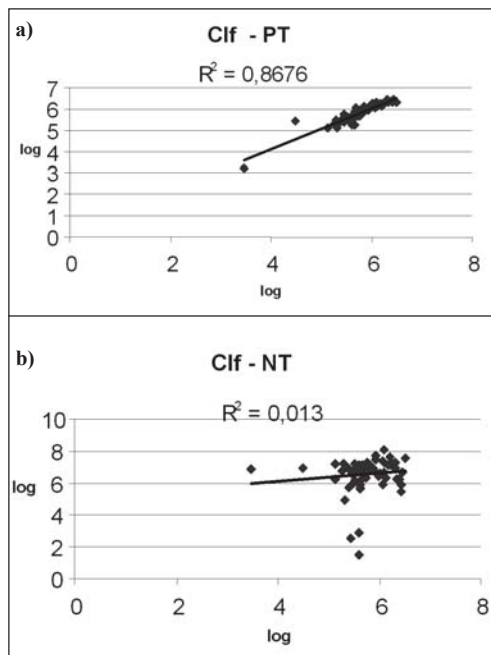


Figura 2. Relación log-log: a) Clorofila-a-Fósforo Total y b) Clorofila a-Nitrógeno Total. Relaciones obtenidas con datos de acuerdo a lo detallado en Material y Métodos.

ta de tratamientos cloacales, así como de la ciudad de Chascomús por carencia de obras hidráulicas adecuadas, favorecerá significativamente la proliferación algal, en especial de cianofíceas, con las consecuencias que significan un proceso acelerado de eutrofización que conduce al deterioro de la calidad de agua y del ambiente en general.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican lo siguiente:

- Las inundaciones del período 2001-2002 provocaron un efecto de dilución en lo que se refiere a la salinidad pero no en la concentración de nutrientes.
- Los valores elevados de la concentración de fósforo y nitrógeno se debieron a la influencia de la planta de tratamientos cloacales y al aporte de desechos de la ciudad de Chascomús. Estos nutrientes favorecieron el incremento significativo de biomasa algal, donde por el cociente nitrógeno/fósforo, estaría estimulando la proliferación de cianofíceas.
- Las inundaciones, que podrían significar un factor de renovación benéfico de nutrientes, se convierten, a causa de la

influencia humana, en impactos negativos para esta laguna en particular, como para todo el sistema de las encadenadas en general.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18 edition). American Public Health Association, Washington DC.
- Cabrera Silva, S.** 1984. Estimación de clorofila *a* y feopigmentos. Una revisión metodológica. Programa sobre el hombre y la biosfera., UNESCO, Universidad de Chile, 236 pp.
- Conzonno, V. H. y E. F. Claverie.** 1987/8. Phytoplankton primary production in Chascomús Pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Ecosur*, 14/15(25/26): 7-16.
- Conzonno, V.H. y E.F. Claverie.** 1990. Chemical characteristics of the water of Chascomús Pond (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Limnological implications*. *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 15-21.
- Chornomaz, E. M., M. E. Etchepare, R. U. Escaray, J. F. Bustingorry y V. H. Conzonno.** 2002. Efectos de la inundación ocurrida durante el año 2001 sobre la Laguna Chascomús. (Pcia. De Buenos Aires). En: Fernández Cirelli, A. y G. Chalar Marquisá (Editores). *El Agua en Iberoamérica*. De la Limnología a la Gestión en Sudamérica, páginas 53-59, CYTED XVII. Buenos Aires.
- Dangavs, N. V., Blasi, A. M. & Merlo, D.O.** 1996. Geolimnología de la Laguna Chascomús. Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie)*, XI: 167-195.
- Etchepare, M. E., E. M. Chornomaz, R. E. Escaray, J. F. Bustingorry, F. Pieckenstein y O. A. Ruiz.** 2001. Características físico-químicas y micro-biológicas de las lagunas encadenadas de Chascomús. IV Congreso Latinoamericano de Ecología. Jujuy.
- Forsberg, C. y S. O. Ryding.** 1980. Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste receiving lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, 89: 189-207.
- Maizels, P., E. Etchepare, E. Chornomaz, J. Bustingorry, R. Escaray y V. Conzonno.** 2003. Parámetros abióticos y biomasa planctónica en la Laguna Chascomús (Provincia de Buenos Aires). *Período de inundación 2002*. *Biología Acuática*, 20: 6-11.
- Miretzky, P.** 2001. Procesos geoquímicos en la cuenca baja del río Salado. Pcia. de Buenos Aires. Tesis doctoral (FCEN-UBA) 283 pp.
- Ringuelet, R. A.** 1962. *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA. Buenos Aires, 138 pp.
- Ringuelet, R. A., Salibián, A., Claverie, E. & Ilhéro, S.** 1967. *Limnología química de las lagunas pam-pásicas* (Provincia de Buenos Aires). *Physis*. Tomo XXVII, 74: 201-221.

DINÁMICA DE FORMAS INORGÁNICAS DE NITRÓGENO EN SUELOS INUNDADOS DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO: EXPERIENCIA «IN SITU»

K. P. QUAINI*, N. A. GABELLONE, Y L. C. SOLARI

Instituto de Limnología "Dr Raúl A. Ringuelet", UNLP-CONICET, Florencio Varela
(*) becaria del CONICET. karina@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. In lowland river basins with agricultural activities and periodically flood events, the exchange of materials and organisms between waterlogged soil and river are significant. One century conversion of natural systems to agriculture in the Argentine Pampas has resulted in significant changes of ecological properties of the valuable freshwater ecosystems of its region. For this reason it becomes essential to know soil basin responses to flood events and its reciprocal effects on the river. The aim of this paper was to determine the nitrate (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+) dynamics on soil flooded waters with different land-use and topographic position, since the flood to the dry condition. «*In situ*» experiences were carried out on soils from Salado River basin (Valdés, 25 de Mayo). The treatments (4x3) were made according to: land-use (agricultural 'a' and cattle-agricultural 'm') and topographic position (ridge 'L' and middle ridge 'ML'). NO_3^- and NH_4^+ , chlorophyll 'a' and dissolved oxygen were measured in water. According to water time permanence on each site (calculated taking into account the slope in each site) five sample times were programmed: daily in L and fortnightly in ML. In all cases NO_3^- values were higher than NH_4^+ . Water NO_3^- and NH_4^+ concentrations were similar in 'a' and 'm' in both topographies. According to the topography and time of water permanence, NO_3^- mean values were higher for L (five days), while the opposite occurred for NH_4^+ . Both ions dynamics showed differences according to topography and water time permanence, but not according to land-use. These results suggested that in flooded events of lowland river basins with farming land use, the nitrogen dynamic and its transport from the soil to the flooding water have significant importance and have a direct influence on phytoplankton biomass development. The NO_3^- and NH_4^+ dynamics were different according to water time permanence over the soil: when the flood event was for long time, the system seem to have enough time to adapt to the new conditions, and so denitrification and nitrification processes are possible; but, when the flood event is short, time is not enough for the system to adapt, and thus, nitrification and denitrification processes does not seem to occur. Considering that some authors assumed soil basin agriculture as the former responsible for the increasing nutrient concentration in the river, these results suggest that because crop-pasture, cattle lands are important in this respect and should be considered from now on.

Keywords: Nitrates (NO_3^-), ammonium (NH_4^+), flood, cattle-agricultural land use, topography.

Palabras Clave: Nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), inundación, suelos de uso agropecuario, topografía.

INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana (Argentina) y en línea con la tendencia mundial, los registros estadísticos del último siglo, muestran un importante incremento en el porcentaje de tierra cultivada. El cambio en ésta región, de enorme importancia agropecuaria para el país, ocurrió por un lado, con el aumento de tierra cultivada y por

otro, en la intensificación de las áreas que ya estaban cultivadas (Viglizzo *et al.*, 1997).

Los ríos de llanura tienen como característica particular presentar una interrelación con su llanura de inundación. En cuencas con un uso agropecuario del suelo, los aportes de compuestos derivados de agroquímicos (principalmente de P y N) y de partículas que se incorporan al río son posteriores a eventos lluviosos (Kron-

vang *et al.*, 1999; Gabellone *et al.*, 2006). La degradación de la calidad de agua así como los disturbios en el balance de especies en un río debido al enriquecimiento de nutrientes, ha sido identificada como un problema creciente en muchos ríos de llanura (Vandijk *et al.*, 1994; Jarvie *et al.*, 1998, 2002; Young *et al.*, 1999). En investigaciones previas llevadas a cabo en la cuenca baja del río Salado, los cambios físicos y químicos han sido identificados como los factores que controlan la comunidad planctónica dentro del cauce principal (Solari *et al.*, 2002). En estudios recientes en el río Salado, así como en otras cuencas de distintos lugares del mundo (Escocia (Edwards *et al.*, 2000), Reino Unido (May *et al.*, 2001), China (Pieterse *et al.*, 2003)), se detectó una relación entre el uso del suelo y la concentración de nutrientes, debido a aportes difusos por parte de las zonas agrícolas. La inundación de grandes áreas durante semanas o incluso meses es una de las características de la llanura pampeana (Gabellone *et al.*, 2005). En momentos de inundación, el anegamiento de estos suelos de uso agrícola o ganadero, produce translocaciones de nutrientes entre el suelo y el agua y suelen ser procesos rápidos (Gabellone *et al.*, 2005; Gilliam *et al.*, 1999; Kronvang *et al.*, 1999). Este tipo de interacción es más notoria cuando las inundaciones son frecuentes y las pendientes son muy bajas haciendo que el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo sea importante. Esta situación es la que se observa en la cuenca del río Salado de la provincia de Buenos Aires, que puede ser considerado como de régimen perenne, fluctuante y de baja predictibilidad. Su caudal no supera los $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en períodos secos y puede llegar a los $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en momentos de inundación, con sus consecuentes variaciones en la conductividad y transporte de materiales disueltos y particulados (Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999).

Las actividades económicas más importantes en la cuenca son la cría de ganado y la agricultura. La desembocadura del río Salado se localiza en la Bahía Samborombón (ref. GAR 006), incluida en la lista de sitios Ramsar de importancia internacional (The Ramsar Convention on Wetlands, 1996). La alternancia en la región de períodos secos y húmedos, permitieron el

desarrollo de ciertas características del suelo para la producción agrícola intensiva y para la existencia de humedales con alta diversidad. La presencia o ausencia de agua constituye un factor clave en la estructura del ecosistema, asociado esto con la escasa pendiente y el lento drenaje, configuran el paisaje característico de esta área (Chaneton, 2006).

La concentración de nutrientes en el río estaría asociada al aumento del uso de fertilizantes (fosfato diamónico y urea) en la zona agrícola de la cuenca alta del río, que escurren junto con el agua de lluvia hasta llegar al cauce principal (Gabellone, *et al.*, 2005).

El primer efecto de una inundación, es que el agua desplaza el aire de los poros del suelo, y en consecuencia, la difusión del oxígeno atmosférico decrece abruptamente, y los organismos del suelo agotan en pocas horas el escaso oxígeno, dejando del suelo anóxico (Ponnamperumma, 1972; Mitsch y Gosselink, 1993; Gilliam *et al.*, 1999; Chaneton, 2006). Consecutivamente, se producen cambios en las formas de nitrógeno inorgánico, como la acumulación del amonio (NH_4^+) y la disminución de nitrato (NO_3^-) (Tusneem y Patrick, 1971; Ponnamperumma, 1972).

En condiciones de anóxicas y en presencia de nitratos, algunos microorganismos utilizan el oxígeno del nitrato para respirar (Ponnamperumma, 1972). En este proceso de desnitrificación, el nitrato es reducido a nitrógeno molecular u óxidos de nitrógeno, que se emiten del suelo a la atmósfera, de forma tal que se pierde nitrógeno del sistema. En suelos bien drenados la desnitrificación no es una vía importante de pérdida de nitrógeno pero sí cuando se generan condiciones de alto contenido de agua en el suelo (Sainz Rozas *et al.*, 2001, 2004). Estos eventos se producen después de intensas precipitaciones o en sitios inundables (Alvarez, 2006). El proceso de desnitrificación se da luego de aproximadamente dos semanas de inundación (Tusneem & Patrick, 1971).

El conocimiento de la respuesta de los suelos a la inundación, con sus efectos sobre el río, es esencial para conocer las respuestas del ecosistema frente a los disturbios que provocan tanto el uso actual de la tierra como las acciones planificadas de manejo y regulación del cauce prin-

cial en la actualidad.

El objetivo del trabajo fue determinar, por medio de experiencias *in situ*, la dinámica de las fracciones de nitrógeno inorgánicas (nitrato -NO_3^- y amonio -NH_4^+) en el agua que inunda suelos de la cuenca del río Salado, afectados por distinto uso, topografía, y distinto tiempo de permanencia del agua sobre el suelo, desde el momento que son inundados hasta su casi total desecación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio elegido para el muestreo fue la Escuela Agrotécnica M. C. Inchausti & M. L. Inchausti (UNLP), ubicada en Valdés, partido de 25 de Mayo, provincia de Buenos Aires. ($35^\circ 37' 58''$ S; $60^\circ 33' 67''$ O) (Figura 1).

El sitio está ubicado en la Pampa Arenosa, caracterizada por dunas longitudinales de unos 100 km de longitud y 2-5 km de ancho y unos 6 m de altura, dispuestas formando arcos en dirección SO-NE y separadas entre ellas por depresiones interdunas de 0,5-5 km de ancho que se inundan en períodos de grandes lluvias, y que representan el único sistema de drenaje ya que dicha subregión está totalmente desprovista de canales (Imbellone & Giménez, 1998).

El sitio de muestreo se encuentra den-



Figura 1. Provincia de Buenos Aires con el Partido de 25 de Mayo, indicando el sitio donde se realizaron las experiencias «*in situ*».

tro de una subregión de la cuenca del río, caracterizada por un uso del suelo principalmente agrícola y en menor medida ganadero. En esta zona, el suelo está bien dotado de materia orgánica, con un régimen de humedad ideal para el cultivo (Hapludol típico según Soil Taxonomy, 1975) y la precipitación media anual es de 918,5 mm (1911- 2004).

Se realizaron 4 tratamientos (3 réplicas) según: uso del suelo (agrícola 'a' y mixto 'm' -éste último se refiere a la alternancia de uso agrícola y uso ganadero-), topografía (loma 'L' y media loma 'ML') y tiempos de permanencia del agua sobre el suelo. El muestreo tubo una duración de 2 meses, del 17 junio al 17 agosto de 2006.

Dado que las escasas precipitaciones de esa época del año eran insuficientes para inundar naturalmente el suelo del sitio, se simuló la inundación del suelo *in situ*, inundando artificialmente una superficie reducida del suelo de cada tratamiento y por triplicado. Para esto se construyeron clausuras de PVC cilíndricas de 1m de alto y 0,35m de diámetro, con dos bolsas de nylon cristal en su interior que usaban al cilindro como estructura para mantener la bolsa erguida. La clausura, de base cerrada, contenía unos 20 cm de profundidad de suelo en su interior y se llenaba con agua extraída de la red de agua del sitio, de origen subterránea. El agua utilizada para el llenado de las clausuras, tiene un grado de mineralización medio ($701 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) cercanas a la neutralidad (pH 6,9) elevada concentración de nitratos (entre 1,27 y 3,1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y baja concentración de fósforo total (entre 86,8 y 107 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Luego del llenado de las clausuras estas fueron dejadas durante 24hs para su estabilización antes de comenzar el experimento.

Se obtuvieron muestras de agua y suelo, en las que se midió la concentración de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+). Solo en las de agua, se midió además OD (Oxígeno Disuelto) ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y se analizó clorofila 'a'. En todos los casos, las muestras de agua fueron el resultado de la integración del perfil de toda la columna de agua. En las muestras de suelo previo al tratamiento de inundación se midió el pH en pasta, se analizaron los porcentajes de humedad (%H), materia orgánica (%MO) y carbonatos ($\text{\%CO}_3^{=}$), se determinó la clase textural y por último el contenido de fósforo total

(PT). Para el almacenamiento de las muestras, estas se conservaron a 4°C hasta su análisis.

Las concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ (mg.l^{-1}) en agua se determinaron en campo mediante 'electrodo de ión selectivo para NO_3^- ' (EIS- NO_3^-) y el correspondiente para NH_4^+ (EIS- NH_4^+). Como medida de control, ambos iones también fueron determinados en laboratorio mediante el método analítico de reducción con hidracina para los nitratos y nitritos (método 4500-H, APHA, 1995) y mediante el método del fenol para el NH_4^+ (4500-F, APHA, 1995). Los datos de ambos iones (NO_3^- y NH_4^+) mostrados en los resultados corresponden a los medidos con EIS. La concentración de NO_3^- y NH_4^+ en suelo se determinó en laboratorio con los mismos métodos analíticos utilizados para la determinación en agua, pero con un pretratamiento que consiste en la obtención de una 'solución extracto' del suelo a analizar, que se obtiene filtrando 5 gr de suelo previamente mezclados y agitados durante una hora a velocidad media con 20 ml de KCl (2M).

La concentración de clorofila 'a' se determinó mediante el método espectrofotométrico de extracción con acetona (10200-H, APHA, 1995).

El pH en pasta de las muestras de suelo se midió con electrodo de pH directamente en la muestra de suelo a la cual no fue necesario saturarla con agua dada su condición de suelo inundado. El %H° del suelo se determinó mediante método gravimétrico en el cual la humedad se calcula por diferencia de peso entre una muestra fresca de suelo y la misma muestra secada a 120°C en estufa. El %MO y % CO_3^- de las muestras de suelo se determinó mediante el método de la pérdida por ignición (LOI) que consiste en exponer durante una hora a 550°C en horno mufla, una alícuota de suelo; esta diferencia de peso corresponde a la MO. Luego se lleva nuevamente a horno mufla a 1000°C y esta nueva diferencia de peso corresponde al CO_3^- perdido como CO_2 (Dean, 1974).

Para el análisis textural se utilizó el método de Bouyoucos (Bouyoucos, 1936). El PT del suelo, se determinó por el método de ignición (Andersen, 1976) que consiste en exponer durante una hora a 550°C una alícuota de suelo, digerirla con HCl 0,1N y plancha térmica durante 45', para luego determinar el PT de la solución re-

sultante mediante el método de Murphy & Ryley para agua (4500-P B, APHA, 1995)

En el predio de la escuela Inchausti el sistema de producción utilizado es el de siembra directa. En el suelo de uso agrícola se había realizado la cosecha de soja inmediatamente antes de comenzar con el experimento, sembrada en noviembre de 2005. Por otro lado, en el de uso mixto se habían sembrado pasturas (alfalfa, trébol blanco, festuca y cebadilla criolla) en marzo de 2006 y el ganado vacuno estuvo presente a partir de mediados de julio pero se cercó la zona de las clausuras para impedir que el ganado las afecte.

La aplicación de fertilizantes fue diferencial según el uso del suelo. En el lote agrícola, se aplicaron, 40 kg.ha^{-1} de una mezcla de 20%N-35%P-10%S junto con la siembra de la soja (Nov-2005); mientras que en el lote de uso mixto se aplicaron, 100 kg.ha^{-1} de superfosfato triple de calcio (Mar-2004). Debe aclararse que en el lote de uso mixto se detectaron numerosas heces de ganado vacuno esparcidas por el suelo antes de comenzar el experimento.

Para el análisis estadístico se utilizó el análisis de 't'.

Se programaron 5 muestreos por tratamiento: diarios en L y cada 15 días en ML y se fue extrayendo agua conforme al tiempo de permanencia de ésta en cada sitio (calculado en base a la topografía, velocidad de escurrimiento, infiltración, granulometría del suelo y evaporación).

Todos los valores de las variables anteriormente mencionadas corresponden a promedios de las tres réplicas.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se presentan las características generales y de vegetación de los suelos sometidos a la experimentación «in situ».

Con respecto a las formas inorgánicas de nitrógeno, los valores de NO_3^- fueron siempre mayores a los de NH_4^+ ($p=0,01$).

Los valores de NO_3^- y NH_4^+ en el agua que inunda el suelo no mostraron diferencias en cuanto al uso de suelo (suelo de uso mixto 'm' y agrícola 'a') ($p=0,29$ para NO_3^- ; $p=0,15$ para el NH_4^+). Sin embargo, en cuanto a la topografía y tiempo de permanencia de la inundación, hubo diferen-

Topogr	Uso	%H*	% MO	% CO ₃ ⁻	Clase textural(*)	pH	PT (µg.g ⁻¹)	Vegetación dominante
L	a	21.51	5.96	1.8	AF	5.78	314.5	- Capiquí (<i>Stellaria media</i>)
	a'	18.84	4.90	1.68	A-AF	5.81	279.7	
L	m	16.32	5.40	1.29	A	5.92	250.7	- Festuca alta (<i>Festuca arundinacea</i>)-Trébol blanco (<i>Trifolium repens</i>) -Cebadilla criolla (<i>Bromus unioloides</i>)
	m'	15.72	5.72	1.74	A	6.07	236.2	
ML	a	25.22	7.62	2.40	AF	6.03	256.5	- Capiquí
	a'	26.78	7.52	2.31	FA	6.50	256.5	
ML	m	28.52	7.74	2.04	FA	6.09	337.7	- Festuca alta- Trébol blanco - Cebadilla criolla
	m'	30.03	8.56	2.12	FA	—	—	

Tabla 1. Datos del suelo previo a los tratamientos (L: loma; ML: media loma; a: suelo de uso agrícola; a': réplica a; m: suelo de uso mixto; m': réplica m. (*):AF: Areno-franco; A: Arenoso; FA: Franco-arenoso).

			SUELO(mg N. gr ⁻¹)		AGUA(mg N. l ⁻¹)	
			Inicial	Promedio 5 eventos	Inicial	Promedio 5 eventos(DS)
NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	ML(60 d)	a	0.39	6.80	5.34	3.18 (3,75)
		m	0.32	5.41	5.34	3.10 (3,73)
	L(5 d)	a	0.39	1.06	5.34	7.32 (2,77)
		m	0.32	0.87	5.34	8.13 (1,52)
NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	ML(60 d)	a	0.0002	0.0006	0.17	1.91 (4,11)
		m	0.0008	0.0007	0.17	2.98 (6,51)
	L(5 d)	a	0.0002	0.0004	0.17	0.057 (0,03)
		m	0.0008	0.0004	0.17	0.073 (0,07)

Tabla 2. Concentraciones inicial y promedio de los 5 eventos de muestreo, de nitrato (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺) en agua y suelo. (ML: media loma; L: loma; a: agrícola; m: mixto; DS: Desvío Standard). (El 'valor inicial del suelo' corresponde al mismo antes de inundar, y el 'valor inicial del agua' corresponde a la utilizada para las experiencias).

Topografía	Uso del suelo	NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.l ⁻¹)	Clorofila 'a' (mg.l ⁻¹)	OD (mg.l ⁻¹)
ML	a	1,91	3,18	278,70	14,55
	m	2,98	3,10	890,80	8,48
L	a	0,06	7,32	32,91	2,62
	m	0,07	8,13	30,97	4,17

Tabla 3. Promedios de amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), clorofila 'a' y oxígeno disuelto (OD) para la Media Loma (ML) y Loma (L) en muestras de agua que inunda suelos de uso agrícola (a) y de uso mixto (m).

cias significativas para el caso de los NO₃⁻ (p= 0,02 entre L y ML) pero no para el NH₄⁺ (p= 0,17 entre L y ML) (Figuras 2 y 3).

Si bien la dinámica de NH₄⁺ en ML muestra diferencias en los valores entre a y m a los 30 días, esta diferencia no es estadísticamente significativa (p=0,38).

Los valores de NO₃⁻ fueron significativamente mayores en L que en ML (p= 0,02).

Para el caso del NH₄⁺ los valores no muestran diferencias entre L y ML (p= 0,17) (Tabla 3).

Media Loma (ML)

En ML el agua inundó los suelos por un periodo total de 60 días (tanto en a como en m). Al comienzo del experimento, el promedio de la altura de la columna de

agua fue de 78 cm y al final de 8 cm. Los acontecimientos progresivos observados se detallan a continuación:

(1) Luego de 15 días de que el suelo fue inundado, la columna de agua es de unos 71 cm y se puede observar una abrupta disminución en los niveles de NO_3^- , sin embargo los niveles de NH_4^+ y OD no muestran diferencias significativas con los valores iniciales (Figura 2).

(2) A los 30 días de inundado el suelo, la columna de agua es de 43 cm. Junto con el desarrollo del fitoplancton -indicado por un aumento en la concentración de clorofila 'a'- se observa un aumento en los niveles de OD, por lo que las dos curvas muestran una tendencia en aumento similares (Figuras 2 a y b). En este momento es donde se registran los mayores niveles de NH_4^+ de todo el muestreo, tanto en *a* como en *m*; y mayor en *m* (Figuras 2 c y d).

(3) A los 45 días de que el suelo estuvo inundado, la columna de agua es de 36 cm. Es en este momento cuando la concentración de clorofila 'a' muestra su pico máximo y la curva de OD sigue la misma dinámica (Figuras 2 a y b). El aumento de fitoplancton es considerablemente mayor en *m* (3189,5 mg.l^{-1} de clorofila 'a') que en

a (886,1 mg.l^{-1}). Con respecto a los niveles de NO_3^- y NH_4^+ , ambos disminuyen a los valores iniciales.

(4) A los 60 días de la inundación, la columna de agua es de 8 cm. El fitoplancton y OD muestran una notable disminución mientras que los niveles de NO_3^- aumentan y los de NH_4^+ no muestran cambios significativos. (Figuras 2 c y d)

En ML, el valor promedio de NH_4^+ , durante los 60 días que duró la experiencia, fue de 2,44 mg.l^{-1} , mientras que para el NO_3^- fue de 3,14 mg.l^{-1} .

Loma (L)

En L el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo fue de 5 días. Al comienzo del experimento, el promedio de la altura de la columna de agua fue de 80 cm y al final de 19 cm. En L, la concentración de clorofila 'a' es significativamente menor que en ML (promedios: L: 31,9 mg.l^{-1} ; ML: 584 mg.l^{-1}); similar a lo que ocurre con la concentración de OD (promedio: L: 3,4 mg.l^{-1} ; ML: 11,5 mg.l^{-1}), pero los valores de clorofila 'a' no muestran correspondencia con los de OD como ocurre en la ML (coeficiente de correlación entre ambas variables: L: 0,27; ML: 0,98) (Figura 3 a y b).

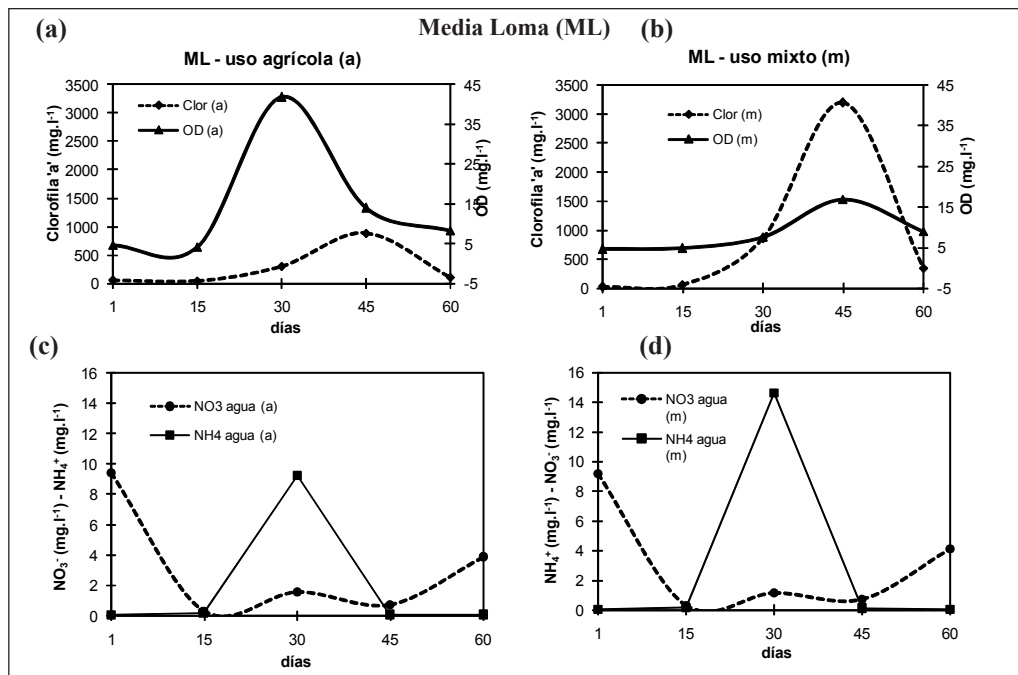


Figura 2. Gráficos Media Loma (ML): (a) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso agrícola); (b) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso mixto); (c) Nitrato y Amonio (suelo de uso agrícola); (d) Nitrato y Amonio (suelo de uso mixto).

En L, tanto en *m* como en *a*, el NO_3^- muestra un leve aumento al inicio del experimento, para luego disminuir hacia el final del mismo (Figura 3). El OD muestra diferencias en cuanto al uso de suelo, en *a*, disminuye progresivamente de 32,3 mg.l^{-1} al comienzo del experimento hasta 12,7 mg.l^{-1} al final del mismo; mientras que en *m* el OD no muestra variaciones importantes a lo largo de todo el experimento excepto que disminuye levemente al finalizar. La concentración de clorofila 'a' es levemente mayor en *a* que en *m*, aumentando abruptamente en *a* de 0 a 86,5 mg.l^{-1} ; mientras que en *m* tiene un comportamiento muy variable pero con tendencia a aumentar.

La concentración de NH_4^+ en L, no muestra variaciones significativas a través de los cinco días que duró la experiencia, solo un leve aumento en *m* al quinto día (Figura 3 c y d). Al igual que en ML, en L las concentraciones promedio de NH_4^+ (0,065 $\text{mg N-NH}_4^+.\text{l}^{-1}$) son mucho menores a las de NO_3^- (7,72 $\text{mg N-NO}_3^+.\text{l}^{-1}$).

En base a la topografía (L y ML) y tiempo de permanencia del agua sobre el suelo (5 y 60 días), las diferencias en relación a las fracciones de nitrógeno son las si-

guientes: en ML y L, los valores de NO_3^- fueron siempre muy superiores a los de NH_4^+ (promedio NO_3^- : L: 7,72 mg.l^{-1} ; ML: 3,14; NH_4^+ : L: 0,06 mg.l^{-1} ; ML: 2,44 mg.l^{-1}); estos promedios también muestran que los NO_3^- fueron significativamente más altos en L (5 días) que en ML (60 días) ($p=0,02$), mientras que los valores de NH_4^+ , no presentaron diferencias significativas entre L y ML ($p=0,17$).

En base al uso del suelo (*a* y *m*), los valores de ambos iones no mostraron diferencias significativas entre los suelos *a* y *m* (promedio de NO_3^- L-ML: 5,25 (*a*) y 5,61 mg.l^{-1} (*m*); $p=0,39$; NH_4^+ : 0,98 (*a*) y 1,52 mg.l^{-1} (*m*), $p=0,38$).

La concentración de clorofila 'a', fue muy diferente entre ambas topografías o tiempos de permanencia del agua sobre el suelo (promedio ML: 31,94 mg.L^{-1} ; L: 584,7 mg.L^{-1}). Si bien los niveles iniciales son muy semejantes entre L y ML, se diferencian en gran medida en los últimos eventos de muestreo. También se observan diferencias en cuanto al uso tanto en L como en ML (Figura 2a,b y 3a,b). El sitio con mayor concentración de clorofila 'a' fue el ML *m*, mientras que el de menor fue el L *m*.

El OD en L mostró valores superiores en *m*. En ML, si bien los valores de OD no

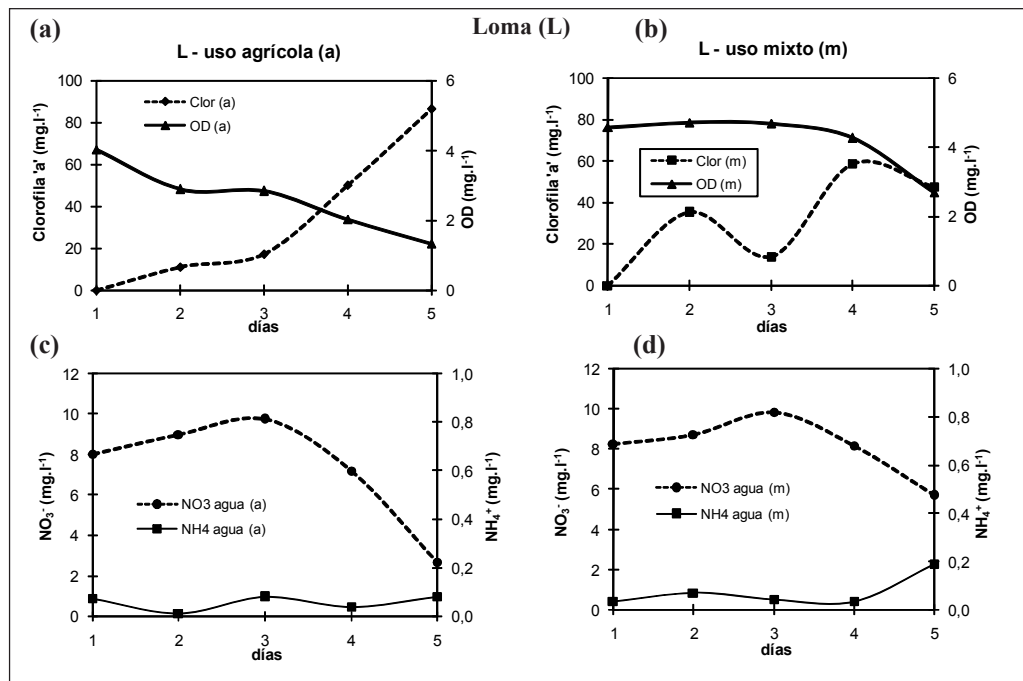


Figura 3. Gráficos Loma (L): (a) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso agrícola); (b) Clorofila 'a' y OD (suelo de uso mixto); (c) Nitrato y Amonio (suelo de uso agrícola); (d) Nitrato y Amonio (suelo de uso mixto).

difieren tanto según el uso del suelo, el pico hacia el final del experimento, es superior en *m*.

La dinámica de las variables medidas en este estudio no muestra diferencias en función del uso del suelo, excepto para la clorofila 'a' en L.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La condición de suelo inundado con períodos diferentes de permanencia del agua sobre el suelo (5 y 60 días), produce condiciones diferentes. El caso de la situación de mayor permanencia del agua permitió observar procesos que no alcanzan a ocurrir en la situación de menor tiempo de permanencia. En el primer caso, son posibles los procesos de desnitrificación y nitrificación y por lo tanto se pueden describir ciertos acontecimientos (Tusneem y Patrick, 1971).

Lo primero que ocurre en un suelo que es inundado, es la transformación del suelo de aeróbico a anóxico en menos de un día después de la inundación (Ponnamperumma, 1972; Mitsch y Gosselink, 1993; Gilliam *et al.*, 1999; Chaneton, 2006). A los 15 días de la inundación, los NO_3^- del suelo son consumidos en el proceso de desnitrificación (Tusneem y Patrick, 1971; Ponnamperumma, 1972; Sainz Rozas *et al.* 2001, 2004) y por lo tanto, los NO_3^- en el agua comienzan a difundir hacia el suelo, provocando una abrupta disminución en la concentración de éstos en el agua. Si bien el proceso de nitrificación (oxidación del NH_4^+ a NO_3^-) en el agua ocurre porque las condiciones para que éste proceso se dé son óptimas, parece ser que la desnitrificación del suelo es en este momento el proceso más importante.

Dada la falta de oxígeno del suelo, la nitrificación allí se ve frenada y el NH_4^+ se acumula (Tusneem y Patrick, 1971; Ponnamperumma, 1972). De esta forma, a los 30 días, el NH_4^+ acumulado en el suelo comienza a difundir hacia el agua provocando un incremento del NH_4^+ en ella, que a su vez parece nitrificarse formando NO_3^- (Ponnamperuma, 1972). Este pico de NH_4^+ a los 30 días es mayor en el suelo *m* que en el *a* posiblemente debido a que el nitrógeno aportado por el fertilizante en *m* es en forma de NH_4^+ mientras que en el *a* es en forma de NO_3^- .

Esta difusión de NH_4^+ desde el suelo al agua y producción de NO_3^- por nitrificación, eleva los niveles de ambos iones en el agua a los 30 días, proveyéndole a los organismos autótrofos nitrógeno para su desarrollo, que ya aumentaba lentamente desde el comienzo del experimento y alcanzan su mayor desarrollo a los 45 días, elevando los niveles de oxígeno de forma importante. Este aumento de fitoplancton es considerablemente mayor en el suelo *m* que en el *a*, probablemente debido a que la concentración de NH_4^+ del agua en el primero es aproximadamente el doble que en el segundo.

A medida que el fitoplancton aumenta, hay un mayor consumo de ambas formas de nitrógeno inorgánico, lo que parece explicar la disminución en la concentración de ambos iones a los 45 días y consecuente disminución del fitoplancton hacia el final de experimento. Hacia los 60 días, el consumo por parte del fitoplancton es prácticamente nulo, y la concentración de NO_3^- comienza nuevamente a aumentar.

En el caso del ambiente con cinco días de permanencia del agua sobre el suelo, el desarrollo de los organismos autótrofos es significativamente menor, al igual que los valores de oxígeno, y no parece haber correspondencia entre ambas variables como ocurría en el ambiente de 60 días de inundación.

En el ambiente donde la inundación dura cinco días, el NO_3^- muestra un leve aumento hasta el tercer día, que puede ser atribuido a su liberación desde el suelo. Desde ese momento comienza a disminuir hasta valores menores al inicial posiblemente debido al consumo por parte del fitoplancton. En este ambiente, la concentración de NH_4^+ , oscila entre valores similares durante los cinco días, aunque en *m*, parece mostrar una tendencia a aumentar hacia el final de experimento.

Dado que la concentración de las fracciones de nitrógeno inorgánicas dependen de la presencia o ausencia del oxígeno así como también los procesos de nitrificación y desnitrificación (Ponnamperuma, 1972), la concentración de ambas formas de nitrógeno inorgánico presentó diferencias de acuerdo al tiempo de permanencia del agua o topografía pero no en función al uso del suelo (agrícola y mixto).

La comparación de las concentraciones de las fracciones de nitrógeno en el agua

antes de inundar el suelo y luego de un día de inundado, permitió corroborar no solo la liberación de NO_3^- desde el suelo al agua, sino la rapidez con que ocurre este proceso (Gabellone *et al*, 2005; Gilliam *et al*, 1999; Kronvang *et al*, 1999; Gilliam *et al*, 1999). Sin embargo no parece haber una transferencia en el mismo sentido para el caso del NH_4^+ en los primeros días después de la inundación.

Las diferencias más importantes que traen aparejados los distintos tiempos de permanencia del agua, fueron por un lado, que un mayor tiempo de permanencia permite al ambiente adaptarse al disturbio que provoca la inundación, y los procesos de nitrificación y desnitrificación que tienen lugar recién después de aproximadamente dos semanas de la inundación, parecen ser los principales causantes de las transformaciones de NO_3^- y NH_4^+ tanto en el agua como en el suelo; y por otro lado, un mayor tiempo de permanencia permite un mayor desarrollo de biomasa fitoplanctónica quien a su vez es responsable del consumo de nitrógeno inorgánico en el agua.

La utilización de experimentos con distintos tiempos de permanencia del agua sobre el suelo, permitió también demostrar que la tendencia del NH_4^+ y del NO_3^- en el ambiente expuesto a un menor tiempo de inundación, correspondió a lo que se observa al comienzo del de mayor tiempo, pero en mayor detalle.

Si bien varios autores explican las elevadas concentraciones de nutrientes en cuencas por el uso agrícola de sus suelos (Edwards *et al*, 2000; May *et al*, 2001; Pieterse *et al*, 2003; Gabellone, *et al* 2005), debe destacarse que en el presente trabajo un suelo de uso mixto mostró similar e incluso en un momento, mayor carga de nitrógeno que el agrícola, por lo que, debe considerarse que un suelo con uso ganadero también recibe aportes de fertilizantes para el crecimiento de forrajeras, y por lo tanto podrá tener efectos similares en su cuenca como un suelo de uso agrícola, con respecto a la carga de nutrientes.

Se concluye que, en cuencas de ríos de llanura con desarrollo de actividad agropecuaria, la incorporación de nitrógeno desde el suelo al agua que lo inunda es importante así como también lo es la dinámica de las formas de nitrógeno inorgánico que tienen influencia directa en el

desarrollo de la biomasa fitoplanctónica del agua. Debe destacarse además, que la dinámica difiere significativamente según el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo. Cuando la inundación es prolongada, son posibles los procesos de desnitrificación en el suelo y nitrificación en el agua, provocando la acumulación de NH_4^+ y disminución de NO_3^- en el suelo (desnitrificación), posterior difusión de NH_4^+ desde el suelo, y consecuente acumulación de NO_3^- en el agua (nitrificación); mientras que, cuando el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo es menor a una semana, ambos procesos no parecen tener lugar ya que el sistema parece estar adaptándose a las nuevas condiciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Ricardo Cavassi (director), Héctor Perez (coordinador general), Carlos Becchi y Carlos Masci (docentes) de la Escuela Agrotécnica Inchausti de Valdés (Partido de 25 de Mayo) por permiternos trabajar en sus campos, alojarnos durante los días de muestreos y aportarnos datos así como ayudarnos en el mantenimiento de las clausuras. Además, a Elisa Bazzuri (becaria CONICET) por su gran ayuda en muestreos.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R. 2006. Balance de nitrógeno en cultivos de trigo. INTA, Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Publicación Miscelánea N° 105.
- Andersen, J. M. 1976. An ignition method for the determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 10: 329-331.
- APHA. 1995. Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters, 19th ed. APA/AWWA/WPCF, Washington, DC.
- Bouyoucos, G. J. 1936. Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method. *Soil Science*, 42 (3).
- Chaneton, E.E. J. 2006. Las inundaciones en pastizales pampeanos. Impacto ecológico de las perturbaciones naturales. *Ciencia Hoy*, 16 (92): 18-32.
- Convención Ramsar. 2004. The List of Wetlands of International Importance.
- Dean, W. E. Jr. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Sedimentary Petrology*. 44: 242-248.

- Edwards A. C., I. Cook, R. Smart y A.J. Wade.** 2000. Concentrations of nitrogen and phosphorus in streams draining the mixed land-use Dee catchment, North-East Scotland. *Applied Ecology*, 37 (Suppl. 1): 159-170.
- Gabellone, N. A., M. C. Claps, L. C. Solari y N. C. Neschuk.** 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455- 477.
- Gilliam, F.S., J. D May, M. A Fisher y D. K. Evans.** 1999. Short-term changes in soil nutrients during wetland creation. *Wetlands Ecology and Management*, 6: 203- 208.
- Imbellone, P. A. y J. E. Giménez.** 1998. Parent materials, buried soils and fragipans in north-western Buenos Aires province, Argentina. *Quaternary International*, 51/52: 115-126.
- Jarvie H. P., B. A. Whitton y C. Neal.** 1998. Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation sources and biological significance. *Science of the Total Environment*, 210/211: 79-110.
- Jarvie H. P., C. Neal, R. J. Williams, M. Neal, H. D. Wickham, L. K. Hill, A. J. Wade, A. Warwick y J. White.** 2002. Phosphorus sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic River Kennet, UK. *Science of the Total Environment*, 282/283: 175- 203.
- Kronvang, B., C. C. Hoffmann, L. M. Svendsen, J. Windolf, J. P. Jensen, y J. DØrge.** 1999. Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology*, 33: 29-40.
- May L., W. A. House, M. Bowes y J. MacEvoy.** 2001. Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment: upper River Cherwell in Oxfordshire, England. *Science of the Total Environment*, 269: 117-130.
- Mitsch W.J. y J. G. Gosselink.** 1993. *Wetlands*. 2nd edn. Von Nostrand Reinhold, New York.
- Pieterse N.M., W. Bleuten y S.E. JØrgensen.** 2003. Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Hydrobiologia*, 271: 213-225.
- Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado.** 1999. Informe situación base. Anexo Calidad de Agua. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Ponnamperuma F.N.** 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, 24: 29-96.
- Soil Survey Staff.** 1975. *Soil Taxonomy. A Basic System for Making and Interpreting Soil Surveys*. Agriculture Handbook No. 436. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC.
- Solari L. C., M.C. Claps y N.A. Gabellone.** 2002. River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archive Hydrobiología, Suppl.* 141 (Large Rivers 13): 99- 119.
- The Ramsar Convention on Wetlands: List of Wetlands of International Importance.** Ramsar Sites Information Service. [base de datos en línea]. 1996. Disponible en internet: <<http://www.wetlands.org/RSDB/default.htm>> [con acceso: 13 de Junio de 2007].
- Tusneem, M. E. y W.H. Patrick, Jr.** 1971. Nitrogen transformations in waterlogged soil. *Bulletin No.* 657. Louisiana Agricultural Experiment Station, Baton Rouge, Louisiana State University, USA. pp. 1- 75.
- Vandijk G .M., L. Vanliere, W. Admiraal, B. A. Bannik y J. J. Cappon.** 1994. Present state of water-quality of european rivers and implications for management. *Science of the Total Environment*, 145: 187- 195.
- Viglizzo, E.F., Z. E. Roberto, F. Lértora, E. López Fay y J. Bernardos.** 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 66: 61-70.
- Wetzel R. G. y G. E. Likens.** 1991. *Limnological Analysis*. Ed. Springer-Verlag. 391 pp.
- Young, G.K. Morse, M. D. Skrimshaw, J. H. Kinniburgh, C. L. MacLeod y J.N. Lester.** 1999. The retention between phosphorus and eutrophication in the Thames catchment. UK. *Science of the Total Environment*, 228: 157- 183.

HUMEDALES CONSTRUIDOS: UNA ALTERNATIVA PARA EL MANEJO DE LA POLUCIÓN

A. J. MARIÑELARENA

Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet»
alemar@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. Municipal wastewaters and urban and agricultural runoffs are important factors of natural waters pollution in Buenos Aires province. The use of constructed wetlands for wastewaters treatment is now a proven and accepted low cost technology, able to improve the quality of great volumes of water. They are used in a wide range of sizes, until 15.000 ha treating 75.000 m³.d⁻¹. The analysis of 159 case studies, ranging from 0.2 to 500 Ha used for wastewater treatment or maturation, conclude that loads of 0.7 - 5 cm. d⁻¹; areas of 2 - 14 ha.1000m³.d⁻¹ or 5 - 35 m². pe⁻¹, can improve water quality to almost that of the natural waters of the region. The range width refers to the previous treatment. The use of these recommended loads do not affect wetland's community structure but improve its capacity to hold wild life and biodiversity. In Buenos Aires province there are many examples of polluted water bodies close to natural wetlands potentially useful to avoid those damages. A few cases are analyzed.

Keywords: Constructed wetlands, wastewaters, treatment, applied limnology.

Palabras Clave: humedales construidos, aguas residuales, tratamiento, limnología aplicada.

INTRODUCCIÓN

En las últimas dos décadas del siglo XX, el crecimiento de la población mundial, la limitación de recursos energéticos, la necesidad de ahorrar energía ligada al incremento del costo del petróleo, la necesidad de proteger de la contaminación las fuentes de agua limpia, indujeron a buscar soluciones alternativas para depurar más eficientemente las aguas residuales municipales e industriales, para poder reciclarlas en procesos productivos o devolverlas al ambiente causando el menor impacto en los cuerpos receptores.

En ese marco se produjo un gran desarrollo de las técnicas denominadas «ingeniería ecológica» con las que se manejan ecosistemas naturales o se construyen ecosistemas «a medida» que imitan a los naturales. Los humedales naturales y construidos han demostrado ser una herramienta muy eficaz para el tratamiento de aguas residuales y escorrentías pluviales con cargas contaminantes. Estos sistemas de bajo costo de construcción y mantenimiento, han permitido dar servicio de saneamiento a establecimientos aislados, a pequeños pueblos y a descentralizar los servicios de áreas suburbanas y pueblos

satélites de las grandes metrópolis para evitar el crecimiento de las redes de alcantarillado y la concentración de efluentes.

HUMEDALES

Los humedales se definen como terrenos planos, inundados de forma permanente o temporaria, de escasa profundidad y cubiertos por vegetación acuática. Habitualmente funcionan como una interfase entre un ecosistema terrestre y uno acuático. El tributario que ingresa a un cuerpo de agua pierde velocidad y el material particulado que transporta, sedimenta. El agua se clarifica y pierde gran parte de su carga de sólidos, materia orgánica y nutrientes. Esta carga que queda retenida cerca de la costa, favorece el desarrollo de una comunidad con alta productividad y diversidad, el humedal, que recicla los compuestos y disipa energía. Son ecosistemas cuyas características particulares los hacen muy adecuados para mejorar la calidad del agua.

Humedales construidos

El conocimiento de los procesos que

ocurren en los humedales naturales, permite reproducirlos y optimizarlos en humedales construidos diseñados a la medida de las aguas residuales a tratar. Sobre la base de experimentación en laboratorio y en plantas piloto se han desarrollado diferentes metodologías de humedales construidos. Las configuraciones principales son los humedales de flujo sub-superficial, los de flujo superficial y los naturales.

Los humedales construidos de flujo subsuperficial (EPA 832-F-00-023, 2000), consisten en una o más cubetas de tierra, impermeabilizadas con film de polietileno, rellenas con grava o piedra que conforma un lecho poroso. El relleno se siembra con plantas acuáticas (juncos o totoras) y el agua residual circula por dentro de la matriz porosa, en flujo horizontal o vertical, entre las raíces de las plantas. El tratamiento lo realizan las bacterias que desarrollan tapizando la grava. Se utilizan en diversas escalas. En casas individuales, hosterías, campings, escuelas. También en pueblos pequeños, aunque en estos casos es más frecuente encontrarlos como una etapa de pulido después de un tratamiento convencional o un sistema de lagunas de estabilización.

Los humedales de flujo superficial consisten en trincheras limitadas por terraplenes y sembradas con las mismas plantas acuáticas. El agua está en contacto con la atmósfera y el tratamiento lo realiza la comunidad de bacterias y protozoos que desarrolla sobre las plantas (perifiton) y en la masa del agua (plancton). Requieren de más área que los anteriores pero tienen menores costos de construcción.

En zonas con grandes extensiones de humedales naturales se puede destinar un área seleccionada para el tratamiento de efluentes respetando ciertos recaudos (EPA832-R-93-005, 1993).

Se define el área a utilizar y se delimita con terraplenes para contener los líquidos. El área interna también se tabica para lograr una distribución homogénea del agua y optimizar el uso de la superficie. Los humedales naturales así confinados se pueden utilizar para el tratamiento de efluentes crudos pero, en ese caso, requieren de una obra importante de distribución de líquidos a fin de no causar un gran impacto por exceso de carga en la zona de ingreso. Habitualmente se utilizan para el

pulido de grandes volúmenes de efluentes previamente tratados por métodos convencionales, que reducen el contenido de sólidos suspendidos y la carga orgánica. Para la etapa de sustracción de nutrientes (pulido), los humedales naturales, por sus características de funcionamiento pasivo, de circulación por gravedad y rebalse, resultan más económicos, eficientes y confiables.

Estado actual de la tecnología

Los humedales constituyen una tecnología probada y aceptada para el tratamiento de efluentes. Su uso se ha incrementado en forma exponencial en los últimos años. En un relevamiento realizado en 13 estados de USA, (Kadlec & Knight, 1996), se documentaron 324 humedales de tratamiento oficiales, de los cuales 159 reciben aguas municipales. El estado de Carolina del Norte reconoce 267 descargas de aguas residuales municipales en humedales naturales, de las cuales 61 son mayores de 376 m³.d⁻¹. La mayoría entra en un intervalo de tamaños de entre 0,2 y 500 ha, pero llegan hasta unidades de 15.000 ha que tratan 75.000 m³.d⁻¹. La mayoría de los humedales naturales en USA se usan para el tratamiento avanzado de aguas municipales y en sistemas menores de 4000 m³.d⁻¹.

El análisis del funcionamiento de los ejemplos citados permitió establecer los siguientes parámetros de diseño:

Humedales construidos de flujo superficial

- Carga hidráulica: 0,7–5 cm.d⁻¹ (70–500 m³.ha⁻¹.d⁻¹)
 - Área: 2–14 ha.1000m³.d⁻¹
 - Área: 5–35 m².pers⁻¹
-

Humedales naturales

- Carga hidráulica: 0,4 – 4cm.d⁻¹(40 – 400 m³.ha⁻¹.d⁻¹)
 - Área: 2,5–25 ha.1000 m³.d⁻¹
 - Área: 6–60 m².pers⁻¹
-

La capacidad de carga y el área necesaria dependen de la calidad (grado de tratamiento previo) de los líquidos y de las condiciones climáticas de la región donde se instala el tratamiento. Respetando estas tasas o limitaciones de carga hidráulica y orgánica se puede corregir la calidad de las aguas residuales hasta igualar el nivel de base del agua superficial de la

región, alcanzando y superando los objetivos legales de tratamiento y vuelco de aguas residuales. Además, el humedal no sufre deterioros sino que incrementa su energía y su capacidad para albergar flora y fauna silvestre y sitios de nidación, convirtiéndose en un recurso turístico y educativo.

LA SITUACION REGIONAL

En nuestra región hay muchos ecosistemas acuáticos que reciben efluentes urbanos con tratamiento incompleto o sin tratamiento alguno, produciendo un deterioro en la calidad del agua y creando situaciones de conflicto entre los diferentes usos del recurso (pesca, recreación).

La laguna de Lobos (Fig. 1), recibe los efluentes de las ciudades de Lobos y Navarro a través del arroyo Las Garzas. La laguna muestra desde hace muchos años un estado muy avanzado de eutrofización. En el ingreso del arroyo a la laguna hay un gran bañado (1), que podría «filtrar» el agua, reteniendo nutrientes, mejorando su calidad y amortiguando el impacto sobre la laguna. Sin embargo, ese bañado ha sido sistemáticamente dragado para favorecer el flujo en épocas de lluvias, eliminando su capacidad de depuración.

En San Miguel del Monte (Fig. 2), la planta de tratamiento municipales de líquidos cloacales (1) durante muchos años canalizó sus efluentes por una zanja hacia la laguna Las Perdices. (2) En el lugar del vuelco hay un gran desarrollo de jun-



Figura 1.

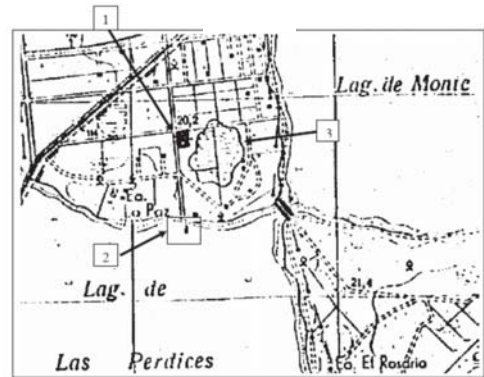


Figura 2.

cos (humedal costero) y frecuentes episodios de aguas sépticas y anóxicas por exceso de carga orgánica, con elevada carga de nutrientes. Sin embargo en las inmediaciones del terreno donde se encuentra la planta de tratamiento, existe un humedal natural (3) que podría utilizarse para mejorar la calidad de los líquidos y evitar el impacto que producen en la laguna.

En Chascomús (Fig. 3), los efluentes de la planta de tratamiento líquidos cloacales son conducidos por un conducto paralelo al camino que bordea la laguna (1), hasta el arroyo Girado (2). Poco antes de llegar a ese punto, hay un gran humedal natural (3), que podría realizar un tratamiento avanzado de esos efluentes evitando el impacto que generan en el arroyo Girado y en la serie de lagunas encadenadas que siguen a Chascomús antes de desembocar en el río Salado.

Pese a que en nuestra región son muy abundantes los humedales naturales, has-

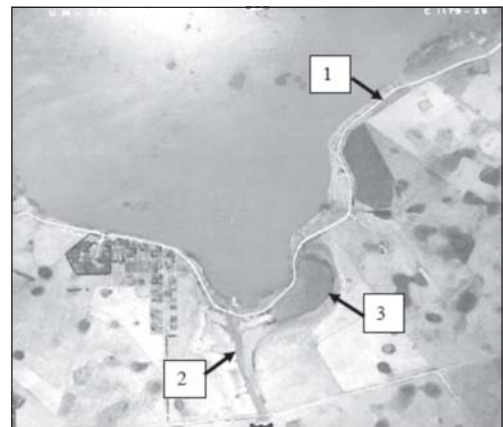


Figura 3.

ta el momento no se han realizado ensayos de tratamiento o mejoramiento de efluentes a gran escala utilizando estas tecnologías.

BIBLIOGRAFÍA

- Kadleck, R. H. y R. L. Knight. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC, Lewis Publishers, Boca Raton, New York. 893 pp.
- EPA832-R-93-005. 1993. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat 17 Case Studies* Washington, D.C.
- EPA 832-F-00-023. 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. Washington, D.C.
- EPA 832-F-00-024. 2000. *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales: Humedales de flujo libre superficial*. Washington, D.C.

ANÁLISIS DE LAS INTERACCIONES TRÓFICAS EN MICROCOSMOS: ESTUDIO PRELIMINAR

G. RUIZ; D. ARDOHAIN; L. SOLARI & N. GABELLONE

Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet"
e-mail: gonzalo@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The aim of the study was to analyze the effect of planktivorous fish on the trophic interactions between a palatable algae and a filter feeding (*Daphnia spinulata*). A lab experiment was performed using microcosms of 2 l. Three treatments were carried out: with fishes (P), with cladocerans (C), with fishes and cladocerans (CP) and a control (A). They were inoculated with 200 ml of *Scenedesmus acutus*. The experiment lasted 5 days and samples were taken every 8 hours. Microcosms were kept at a 16:8 hours of light:dark cycle with constant temperature and with a non limiting level of nutrients (P and N) for algal development. pH values were constant. Turbidity was used as an indirect means of algal biomass ($r = 0.95; p < 0.05$). The clearing effect of *D. spinulata* was more marked at the end of the experiment, with turbidity dropping down in the treatment without fish (C), and showing significant differences when compared with treatments (P) and (A). Differences in turbidity between (P) and (A) showed a possible recycling of nutrients by the fish. Algal palatability was also evident, because cladoceran populations were tripled in density. In (CP), predation by fish was observed resulting in the absence of *Daphnia spinulata* at the end of the experiment. In experiments with algal mono specific culture, turbidity could be used as an indirect means of algal biomass because, since its register is immediate, it can be measured repeatedly causing minimal disturbance.

Keywords: trophic interactions, microcosms, palatable algae, cladocerans, planktivorous fish.
Palabras claves: interacciones tróficas, microcosmos, algas palatables, peces planctvoros.

INTRODUCCIÓN

Los controles «top-down» (control por depredación) y «botton-up» (control por nutrientes) se han señalado como dos aproximaciones válidas que explican las fuerzas que conducen el flujo de energía dentro de las cadenas tróficas. Para analizar cómo funcionan estos controles en las cadenas tróficas de las lagunas pampeanas es necesario conocer el comportamiento de especies autóctonas, tanto de pastoreadores como de depredadores, en estos cuerpos de agua.

Interacciones como el efecto de depredadores vertebrados e invertebrados sobre el zooplancton pastoreador están relacionadas con la transición entre estados alternativos de equilibrio (aguas claras y oscuras) presentes en lagos someros de Europa (Meijer *et al.*, 1999; Scheffer *et al.*, 1993) y recientemente han comenzado a ser analizadas en ciertas lagunas de la provincia de Buenos Aires (Boveri y Quirós, 2002; González Sagrario y Balseiro, 2002;

Solari *et al.*, 2002, 2003; Ruiz *et al.*, 2005.)

Sin embargo se está comenzando a considerar que interacciones más complejas e indirectas pueden condicionar a estos controles y volverlos poco efectivos (Carpenter, 1988).

Los peces pueden ser una importante fuente de P en algunos sistemas o sumideros temporarios y almacenajes en otros. La planctivoría puede cambiar la estructura de tamaños de las comunidades fito y zooplanctónicas y en forma indirecta afectar las tasas de regeneración de nutrientes por el zooplancton y las tasas de incorporación de nutrientes por las algas (Novalés-Flamarique *et al.*, 1993). Por otra parte, la complejidad de las interacciones que se presentan en los sistemas naturales dificulta su identificación y aislamiento y plantea la utilidad de estudiarlos mediante un enfoque experimental (Carpenter *et al.*, 1985).

El objetivo de este trabajo fue analizar las interacciones tróficas de *Daphnia spinulata* (Birabén), filtrador presente en las

lagunas pampeanas, con un cultivo algal mono-específico en condiciones de presencia y ausencia de depredación por peces planctívoros autóctonos (*Cheirodon interruptus* (Jenyns)). A tal fin se plantearon las siguientes hipótesis: 1) el pastoreo realizado por *Daphnia spinulata* produce un efecto de clareado sobre el fitoplancton; 2) *Cheirodon interruptus* es un planctívoro eficaz sobre el zooplancton; 3) la turbidez puede utilizarse como una medida indirecta de clorofila y biomasa en cultivos algales mono-específicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se colocaron bajo una campana de laboratorio dos acuarios de 0,6 m x 0,3 m x 1 m y se llenaron con agua de red hasta una altura de 15 cm. Los acuarheios fueron iluminados con diez tubos fluorescentes Philips TLD 30WI54 con un temporizador que aseguró un ciclo de iluminación de 16 x 8 hs. y se mantuvieron a una temperatura de 24 °C con un calefactor. En cada acuario se introdujeron 8 recipientes de vidrio (microcosmos) de 2,5 l de capacidad. En cada recipiente, con un volumen inicial de 2 l de agua mineralizada, se inocularon 200 ml (0,1 g l⁻¹) de un cultivo de *Scenedesmus acutus* Meyen, clorofita altamente palatable para el zooplancton (Gliwicz y Guisande, 1992; Müller-Navarra, 1995). Los microcosmos se mantuvieron bajo aireación constante para evitar la sedimentación de las algas y el déficit de oxígeno. Se agregaron fosfato mono-potásico (K₂HPO₄) y nitrato de potasio (NO₃K) en exceso para obtener una concentración de 3 mg l⁻¹ de N y 300 µg l⁻¹ de P en cada recipiente.

Se realizaron tres tratamientos y uno denominado control (A) por cuadruplicado. En el control (A) sólo se agregó el cultivo algal. Los efectos de pastoreo por herbívoros se testearon por la adición de *Daphnia spinulata* en los tratamientos (C) (cladóceros + cultivo algal) y (CP) (cladóceros + cultivo algal + peces). A tal fin se agregaron en ambos tratamientos 100 individuos adultos de *D. spinulata* (en su mayoría hembras grávidas), que fueron separados bajo lupa y utilizando una cámara de Bogorov (Gannon, 1971). Los efectos de depredación por peces fueron testeados con la incorporación de *Cheirodon inte-*

ruptus. Cuatro individuos de este pez planctófago fueron previamente medidos y pesados (representando 1,3 g. l⁻¹ aproximadamente) y se agregaron a los tratamientos (P) (peces + cultivo algal) y (CP). En (CP) fueron testeados los efectos de pastoreo y depredación (Figura 1).

Los parámetros físico-químicos conductividad, turbidez, concentración de oxígeno disuelto, pH y temperatura se midieron con intervalos de ocho horas durante los cinco días del experimento con un sensor múltiple Horiba U-10. Para medir clorofila *a*, se filtraron diariamente 30 ml de cada uno de los recipientes a través de filtros Whatman GF/C para su posterior extracción con acetona y lectura espectrofotométrica (APHA, 1995). El volumen filtrado se devolvió a los respectivos microcosmos. Una vez por día se extrajeron 50 ml de muestra para analizar fósforo total (TP), fósforo reactivo soluble (SRP), nitrógeno total (TN) y nitritos más nitratos, según APHA (1995). El volumen final en los microcosmos fue un 10 % menor en relación al volumen al inicio del experimento ya que no se repuso el líquido utilizado para el análisis de nutrientes.

Se extrajeron muestras de *S. acutus* y se calculó su biovolumen (mm³ l⁻¹) median-

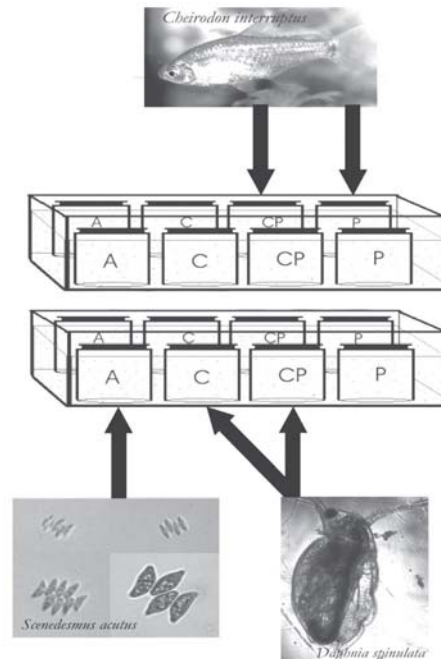


Figura 1. Representación esquemática de los tratamientos con sus réplicas: con cladóceros (C), cladóceros + peces (CP), peces (P) y el control sólo con cultivo algal (A).

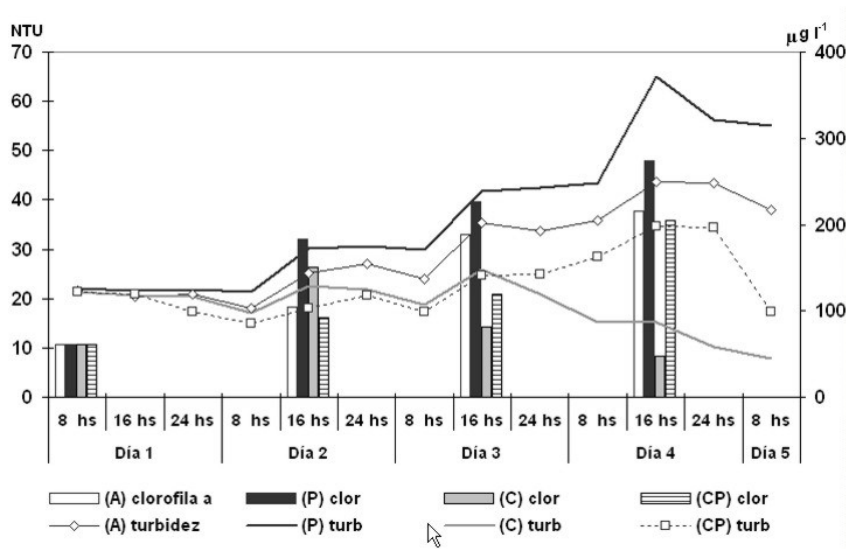


Figura 2. Variación de la turbidez y de la clorofila a a lo largo del experimento. Valores promedio para los tratamientos y el control. (A): control; (C): tratamiento con cladóceros; (P): tratamiento con peces; (CP): tratamiento con peces y cladóceros.

te la aplicación de las dimensiones celulares a las fórmulas para formas geométricas sólidas (Lewis, 1976; Wetzel y Likens, 1991). La concentración de biovolumen algal obtenida en $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ se expresó en unidades de biomasa de peso húmedo (mg l^{-1}), asumiendo una gravedad específica de 1 g cm^{-3} (García de Emiliani, 1993). Se realizó una regresión lineal entre la turbidez y el biovolumen algal. El diseño experimental se realizó de modo tal que la única fuente de turbidez incorporada a los microcosmos fue el cultivo algal y por lo tanto se la utilizó como parámetro para la estimación del cultivo. Los efectos de la herbivoría y de la depredación se analizaron mediante diferencias en la turbidez. A tal fin se realizó un Anova de dos factores con varias muestras por tratamiento, entre los tratamientos entre sí y entre éstos y el control. Los efectos con probabilidades $< 0,05$ se consideraron significativos.

RESULTADOS

Los principales parámetros físico-químicos mostraron valores estables durante todo el experimento para los tratamientos y el control (Tabla 1). La temperatura osciló entre $22,7$ y $25,2 \text{ }^\circ \text{C}$. El pH fue alcalino y varió entre $8,31$ y $8,97$. La conductividad presentó un intervalo entre 970 y $1270 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ aumentando hacia el final del experimento; mientras que la concentración de oxígeno disuelto varió entre $4,8$ y $8,9 \text{ mg l}^{-1}$, registrándose los valores más bajos durante la noche y los mayores a las 16 hrs.

La turbidez aumentó en los tratamientos sin pastoreo de *D. spinulata* (P y A) a lo largo de la experimentación. Los mayores valores se registraron durante el cuarto día a las 16 horas con 65 y $43,75 \text{ NTU}$ para (P) y (A) respectivamente (Figura 2).

	(A)	(P)	(C)	(CP)
Temperatura ($^\circ \text{C}$)	$24,4 \pm 0,3$	$24,4 \pm 0,7$	$24,4 \pm 0,3$	$24,4 \pm 0,3$
pH	$8,6 \pm 0,1$	$8,6 \pm 0,1$	$8,6 \pm 0,1$	$8,6 \pm 0,13$
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$1093,4 \pm 72,4$	$1098,0 \pm 72,2$	$1094,0 \pm 72,9$	$1098 \pm 75,6$
Turbidez (NTU)	$29,7 \pm 8,9$	$37,0 \pm 14,8$	$18,3 \pm 5,0$	$22,7 \pm 6,5$
Oxígeno disuelto (mg l^{-1})	$7,2 \pm 0,9$	$7,1 \pm 0,8$	$7,1 \pm 0,9$	$7,05 \pm 0,9$

Tabla 1. Valores promedio y desviación estándar de los parámetros físico-químicos medidos en los tratamientos con sus réplicas: control (A); tratamiento con peces (P); tratamiento con cladóceros (C); tratamiento con peces y cladóceros (CP).

Entre ambos tratamientos las diferencias en la turbidez fueron significativas ($p = 0,05$). El efecto de pastoreo (evidenciado por el clareado del cultivo algal) resultó altamente significativo entre (C) y (A) y entre (C) y (P) (para ambos $p < 0,001$). Los tratamientos con depredación por peces (CP) y sin depredación (C) presentaron diferencias significativas en turbidez ($p < 0,001$). En el tratamiento sin depredación (C), la turbidez disminuyó a partir del día tres hasta alcanzar su valor mínimo al final del experimento (7,75 NTU) evidenciando una mayor intensidad de pastoreo en ausencia de peces (Figura 2). El tratamiento (CP), con ambos efectos (pastoreo por cladóceros y depredación por peces), presentó diferencias significativas en la turbidez con (A) y (P) ($p < 0,001$). Hacia la mitad del experimento, la turbidez en este tratamiento comenzó a aumentar (24 NTU, día 3 a las 16:00 hs.) evidenciando una recuperación del cultivo y una presión de pastoreo mucho menor. Se observó hacia el final del experimento que (P) tuvo un 44 % más de turbidez que el control (A). Por su parte (CP) y (C) sufrieron un clareado de un 23 % y un 83 % respectivamente en comparación con el control.

Los valores de clorofila *a* siguieron una tendencia similar a la turbidez. En el cuarto día a las 16 horas se registraron valores máximos para (P) y (A) (274,35 y 215,76 $\mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente), y mínimos para (C) (47,32 $\mu\text{g l}^{-1}$) (Figura 2). La turbidez estuvo directamente correlacionada con el biovolumen algal ($r = 0,95$; $p < 0,05$) y con la clorofila *a* ($r = 0,93$; $p < 0,05$) y se utilizó como medida indirecta de la biomasa algal. El biovolumen algal medido al inicio del experimento (10 mg l^{-1} en todos los tratamientos) se incrementó en ausencia de pastoreo hacia el cuarto día en (P) (15,3 mg l^{-1}) y en (A) (20,6 mg l^{-1}), mientras que en el tratamiento (C) disminuyó hasta alcanzar su valor mínimo el quinto día (6,29 mg l^{-1}). Los tratamientos (P) y (A) presentaron diferencias significativas en biovolumen con (C) y (CP) ($p < 0,05$).

El tratamiento (P) y el control (A) fueron los que presentaron menores valores de SRP (836,9 y 789,0 $\mu\text{g l}^{-1}$ respectivamente) como consecuencia de la asimilación por parte de las algas. Esto se manifestó hacia el día 4 en coincidencia con los mayores valores de biomasa y turbi-

dez. Por otro lado el tratamiento (C) tuvo una mayor concentración de este nutriente (1159,9 $\mu\text{g l}^{-1}$) hacia el final del experimento

Los cladóceros fueron removidos en forma efectiva en el tratamiento (CP) por efecto de la depredación efectuada por los peces. En ausencia de depredación (C) *D. spinulata* triplicó su población hacia el final del experimento, hallándose un promedio de 300 individuos por microcosmos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La teoría de la cascada trófica predice que a causa de las interacciones tróficas un incremento en la biomasa de los planctívoros reduce la biomasa de los herbívoros e incrementa la biomasa del fitoplancton (Carpenter *et al.*, 1985). En el análisis realizado el control top-down fue evidente en el tratamiento (C), donde el efecto de clareado por parte de *D. spinulata* produjo una disminución marcada de la turbidez y, en consecuencia, de la biomasa fitoplanctónica hacia el final del experimento. Los altos valores de clorofila *a* (151,12 $\mu\text{g l}^{-1}$) hallados el segundo día en (C) indicaron un importante crecimiento algal incluso en condiciones de pastoreo, que se vio favorecido por el exceso de nutrientes. El control top-down también se observó en el tratamiento con depredación planctívora (CP) donde *Cheirodon interruptus* produjo una remoción completa del pastoreador. La mayor vulnerabilidad de *D. spinulata* estuvo dada en que es un alimento requerido por los peces planctívoros. Numerosos estudios demuestran el fuerte impacto de *Daphnia* sobre el fitoplancton cuando son liberadas de la depredación por parte de los peces (Meijer *et al.*, 1994; Scheffer y Rinaldi, 2000).

El control botton-up se manifestó en los tratamientos sin depredación y/o pastoreo (A) y (P) donde los nutrientes en exceso favorecieron el crecimiento algal. La mayor turbidez hallada en (P) podría evidenciar un aporte extra de nutrientes hacia las algas por parte de los peces. Se ha hallado en forma experimental que este aporte de tipo botton-up efectuado por peces puede ser más benéfico para el fitoplancton que el que realizan por depredación sobre el zooplancton (Matveev *et al.*, 2000). Entre el zooplancton, especialmente

los grandes cladóceros del género *Daphnia* son conocidos por su habilidad para provocar una disminución significativa de clorofila (Scheffer y Rinaldi, 2000). Esto coincide con los resultados hallados en este experimento en el que el tratamiento con pastoreo (C) presentó los valores más bajos de clorofila a partir del día 3.

En este estudio de tipo preliminar los datos obtenidos aportaron un nuevo conocimiento al crecimiento poblacional de *Daphnia spinulata*, ya que en condiciones óptimas de temperatura, fotoperíodo y alimentación, ésta triplicó su densidad en cinco días. Así mismo *D. spinulata* se presentó como un pastoreador eficiente capaz de producir un importante efecto de clareado del agua en ausencia de depredadores. *Cheirodon interruptus* demostró ser un eficiente depredador sobre el zooplancton y, a su vez, una posible fuente de nutrientes aprovechables para el fitoplancton. Además en este tipo de experimentos con cultivos monoespecíficos algales la turbidez puede utilizarse como medida indirecta de la biomasa algal, ya que al ser instantáneo su registro facilita un mayor número de repeticiones con mínima perturbación.

AGRADECIMIENTOS

Al Lic. Hernán Benítez por su colaboración en la revisión de los gráficos y su apoyo en las tareas de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association.** 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. APHA, Washington, D.C. 1550 pp.
- Boveri, M. y R. Quirós.** 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1274-1278.
- Carpenter, S. R. [ED.].** 1988. Complex interactions in lake communities. Springer-Verlag, New York, USA. 283 pp.
- Carpenter, S. R., J. F. Kitchell y J. R. Hodgson.** 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35, 634-639.
- García de Emiliani, M. O.** 1993. Seasonal succession of phytoplankton in a lake of Paraná River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia*, 264: 101 - 114.
- Gannon, J. E.** 1971. Two counting cells for the enumeration of zooplankton microcrustacea. *Transactions of the American Microscopical Society*, 90 (4): 486-490.
- Gliwicz, Z. y C. Guisande.** 1992. Family planning in *Daphnia*: resitance to starvation in offspring born to mothers grown at different food level. *Oecologia*, 91: 463-467.
- González Sagrario, M. A. y E. Balseiro.** 2002. Phytoplankton biomass control by zooplankton in a shallow lake of Argentine Pampa. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1588 - 1592.
- Lewis, W. M.** 1976. Surface/Volume ratio: implications for phytoplankton morphology. *Science*, 192: 885-887.
- Matveev, V., L. Matveeva y G. J. Jones.** 2000. Relative impacts of *Daphnia* grazing and direct stimulation by fish on phytoplankton abundance in mesocosm communities. *Freshwater Biology*, 44: 375 - 385.
- Meijer, M., E. Jeppesen, E. Van Donk y B. Moss.** 1994 Long-terms responses to fish-stock reduction in small shallow lakes. Interpretation of five-years results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark. *Hydrobiologia*, 275/276: 457-466.
- Meijer, M., I. de Boois, M. Scheffer, R. Portielje y H. Houser.** 1999. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, 408/409: 13-30.
- Müller-Navarra, D.** 1995. Biochemical versus mineral limitation in *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 40: 1209-1214.
- Novales-Flamarique, I., S. Griesbach, M. Parent, A. Cattaneo y R. Peters.** 1993. Fish foraging behavior changes plankton-nutrient relations in laboratory microcosms. *Limnology and Oceanography*, 38: 290-298.
- Ruiz, G., L. Solari y N. Gabellone.** 2005. Estudio preliminar de las relaciones tróficas en el plancton de una laguna arreica de la provincia de Buenos Aires: Experimentación «in situ». *Biología Acuática*, 22: 231-237.
- Scheffer, M., S. Houser, M. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen.** 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 275 - 279.
- Scheffer, M. y S. Rinaldi.** 2000. Minimal models of top-down control of phytoplankton. *Freshwater Biology*, 45: 265-283.
- Solari, L., M. Mac Donagh y G. Ruiz.** 2002. Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28: 1362-1366.
- Solari, L., N. Gabellone, M. Mac Donagh y G. Ruiz.** 2003. Estructura y dinámica del fitoplancton en la cuenca de una laguna pampeana (San Miguel del Monte, Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 38 (1-2): 65-73.
- Wetzel, R. G. y G. E. Likens.** 1991. *Limnological analyses*. Second edition. New York: Springer-Verlag. 391 pp.

MICROBIOTA PARÁSITA DE AMBIENTES ACUÁTICOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

M. M. STECIOW Y A. V. MARANO

Instituto de Botánica Spegazzini, 53 N° 477, (1900) La Plata, Argentina
msteciow@museo.fcnym.unlp.edu.ar

ABSTRACT. Zoosporic fungi (Chytridiomycota, Hyphochytridiomycota and Peronosporomycota) include organisms that occur as saprotrophs on vegetable debris or as parasites of invertebrates, plants, algae and of other zoosporic fungi. Water samples and floating organic matter were collected during a 2005-2006 survey at Las Cañas stream and Villa Elisa channel (Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara, Pdo. de Ensenada, Bs. As.), and samples were processed with the baiting technique. Six taxa of parasitic zoosporic fungi were recovered: *Olpidium* sp. (Braun) Rabenhorst, *Chytridium* sp. Braun and *Rhizophyidium carpophyllum* (Chytridiomycota), *Rhizidiomyces apophysatus* and *R. hirsutus* (Hyphochytridiomycota), *Olpidiopsis pythii* (Butler) Karling and *Dictyuchus* sp. Leitgeb, (Peronosporomycota). *Olpidiopsis pythii* is the first record for Argentina and South America.

Keywords: Zoosporic fungi, parasitism, aquatic environments.

Palabras Clave: Hongos zoospóricos, parasitismo, ambientes acuáticos.

INTRODUCCIÓN

Los integrantes de los Phyla Chytridiomycota, Hyphochytridiomycota y Peronosporomycota incluyen formas saprotrofas y parásitas de algas, invertebrados, plantas e inclusive otros hongos zoospóricos (Sparrow, 1960). Dentro de los Chytridiomycota encontramos cinco órdenes: Blastocladales, Chytridiales, Monoblepharidales, Rhizophydiales (Letcher *et al.*, 2006) y Spizellomycetales (Kirk *et al.*, 2001). El género *Olpidium* (Braun) Rabenhorst, pertenece a la familia Olpidiaceae (Spizellomycetales) y se halla conformado por aproximadamente 86 especies (Index fungorum, 2004), parásitas primarias de algas, hongos, angiospermas y animales microscópicos. Los miembros del género *Chytridium* Braun (Chytridiaceae, Chytridiales) son mayormente parásitos (Sparrow, 1960), aunque existen especies saprotrofas, terrestres, que han sido aisladas mediante granos de polen, hojas de *Zea mays* y mudas de serpiente (Karling, 1977). *Rhizophyidium* (Rhizophydiales, Rhizophydiales) (Letcher *et al.*, 2006) incluye a especies ubicuas y de amplia distribución, que se desarrollan comúnmente como parásitos de protozoos, amebas, rotíferos, nematodos, algas marinas y de agua dulce, esporas de musgos y helechos, granos de po-

len de plantas superiores, ascomycetes y otros hongos zoospóricos pertenecientes a los Chytridiomycota y Peronosporomycota (Karling, 1946).

Los Hyphochytridiomycota son un pequeño grupo de organismos formados por tres familias: Anisopoldiaceae, Hyphochytridiaceae y Rhizidiomycetaceae (Adl *et al.*, 2005). El género *Rhizidiomyces* Zopf (1884) (Rhizidiomycetaceae) incluye formas unicelulares eucárpicas y monocéntricas, parásitas o saprotrofas, cuyo rango de hospedantes comprende desde algas hasta hongos acuáticos pertenecientes a los órdenes Saprolegniales y Peronosporales. Se lo ha aislado a partir de muestras de suelo húmedo o sustratos de origen animal y vegetal obtenidos en cuerpos de agua (Sparrow, 1960). La presencia del Phylum en nuestro país ha sido recientemente documentada, mediante el hallazgo de *Rhizidiomyces apophysatus* y *R. hirsutus* para el zanjón Los Helechos, afluente del arroyo Las Cañas (Marano y Steciow, 2006 a).

Los Peronosporomycota, se hallan formados por los órdenes Leptomitales, Peronosporales, Pythiales, Rhipidiales, Saprolegniales y Sclerosporales (Dick, 2001; Kirk *et al.*, 2001). El género *Olpidiopsis* pertenece a la familia Lagenidiaceae (Lagenidiales) e incluye formas parásitas, unicelulares y holocárpicas, cuyo rango de hospede-

dantes comprende desde algas de agua dulce y marinas, hasta hongos acuáticos pertenecientes al Orden Saprolegniales (Karling, 1981), donde producen la hipertrofia de los extremos hifales, como así también una disminución de la producción de estructuras de reproducción sexual (Eliades *et al.*, 2002). Los representantes de *Dictyuchus* Leitgeb, son mayormente saprótrofos sobre restos vegetales en descomposición (Coker, 1923), si bien existen reportes del género como parásito de peces (Noga, 1993), moluscos (Czeczuga, 2000) e hirudíneos (Czeczuga y Godlewska, 2003). Entre las especies parásitas del género podemos mencionar a *D. monosporus* Leitgeb y *D. sterile* Coker sobre *Carassius carassius* (Czeczuga y Kiziewicz, 1999), *Coregonus albula*, *Cottus poecilopus* y *Salmo trutta lacustris* (Kiziewicz, 2004).

El objetivo de la presente contribución es analizar la micobiota parásita encontrada en dos ambientes acuáticos pertenecientes a la Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara (Pdo. de Ensenada, Prov. de Bs. As.) y describir por primera vez para nuestro país y para América del Sur a *Olpidiopsis pythii*. Asimismo, se cita por primera vez a una especie de *Dictyuchus*, que desarrolla estructuras especiales para la captura de rotíferos lorizados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este estudio se seleccionaron dos ambientes acuáticos, el arroyo Las Cañas y el canal Villa Elisa, ambos pertenecientes a la cuenca del Río de La Plata y ubicados en la Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara del Partido de Ensenada (provincia de Buenos Aires). La Reserva Natural de Punta Lara se halla ubicada sobre la ribera del Río de La Plata, a 12 Km N de la ciudad de La Plata, entre los 34° 47' S y lo 58° 1' W (Cabrera y Dawson, 1944).

Se realizaron muestreos en agosto (15-VIII) de 2005 en el Canal Villa Elisa y en marzo (22-III) y junio (28-VI) de 2006 en el arroyo Las Cañas. Se recolectaron al azar, 200 ml de agua superficial costera en frascos plásticos estériles y 200 g de materia orgánica flotante (tallos y hojas) en bolsas plásticas, las cuales fueron transportadas al laboratorio y conservadas en frío, hasta su posterior procesa-

miento (6-12 hs). En el laboratorio, las muestras fueron procesadas mediante la «técnica de cebado» (Stevens, 1974). Las muestras provenientes de ambos cuerpos de agua fueron incubadas a temperatura ambiente en cápsulas de Petri con semillas de sésamo, mientras que para las muestras provenientes del arroyo Las Cañas se emplearon además sustratos celulósicos (hojas de *Zea mays*), queratinicos (mudas de serpiente) y quitínicos (escamas de *Odonthestes bonariensis*). Asimismo, se colocaron los mismos tipos de sustratos *in situ*, los cuales permanecieron en el arroyo durante 10 días. Se realizaron dos réplicas por cada tipo de sustrato y por cada tipo de muestra (agua, materia orgánica, sustratos *in situ*) según la metodología desarrollada por Marano y Steciow (2006 b).

Debido a que estos organismos son capaces de colonizar una gran variedad de sustratos de origen vegetal y animal (Perron, 1960; Marano y Steciow, 2005), la incubación de las muestras con diferentes tipos de «cebos» en laboratorio permite la obtención de especies con distintos requerimientos nutricionales. El empleo de sustratos *in situ* favorece el aislamiento de aquellas especies presentes en estadios más avanzados del proceso de descomposición de la materia orgánica (Park, 1972).

En el canal Villa Elisa, sólo se caracterizó cualitativamente a los taxa presentes, mientras que en el arroyo Las Cañas, se registró además la frecuencia de los taxa encontrados.

Se analizaron 228 cápsulas de Petri para el arroyo Las Cañas en cada muestreo (456 cápsulas en total). Se contabilizó el número de cápsulas positivas (aquellas colonizadas por hongos zoospóricos), distinguiéndose entre el número de cápsulas colonizadas por formas saprótrofas y el número de cápsulas colonizadas por formas parásitas. La frecuencia de colonización y la frecuencia relativa fueron calculadas como:

– Frecuencia de colonización porcentual (FC %): (número de cápsulas colonizadas / número de cápsulas analizadas) x 100.

– Frecuencia relativa porcentual (FR %): (número de cápsulas positivas para formas parásitas/número de cápsulas colonizadas por formas saprótrofas) x 100.

Las identificaciones taxonómicas se

realizaron de acuerdo con los trabajos de Coker (1923), Sparrow (1960), Karling (1977) y Johnson *et al.* (2002).

RESULTADOS

Análisis de la microbiota parásita encontrada

Se registraron seis taxa parásitos, cinco de ellos, en el arroyo Las Cañas y sólo uno en el Canal Villa Elisa, pertenecientes al Phylum Chytridiomycota (Fungi) y los Phyla Hyphochytridiomycota y Peronosporomycota (Straminipila). Entre los representantes del Phylum Chytridiomycota encontramos a *Olpidium* sp. (Spizellomycetales) parasitando huevos de un gastrotríco (Chaetonotidae, Gastrotricha); *Chytridium* sp. (Chytridiales), cuyos talos crecieron de forma epibiótica sobre esporangios de *Allomyces arbuscula* (Blastocladales, Chytridiomycota) y *Rhizophyidium carpophilum* (Rhizophydiales) desarrollándose sobre oogonios de *Achlya* y *Dictyuchus* (Saprolegniales, Peronosporomycota). Los Hyphochytridiomycota se encontraron representados por *Rhizidomyces apophysatus* y *R. hirsutus* (Rhizidomycetales), asociados con *Rhizophyidium carpophilum* sobre oogonios de *Achlya*, mientras que *Dictyuchus* sp. (Saprolegniales) fue aislado a partir de muestras de materia orgánica, sobre semillas de sésamo, desarrollando estructuras especiales para la captura de rotíferos (Monogonta, Rotifera). Todos los taxa mencionados fueron encontrados en el arroyo Las Cañas, mientras que *O. pythii* (Lagenidiales) se desarrolló en el interior de las hifas de *Pythium* sp. (Peronosporales) en el Canal Villa Elisa.

En el arroyo Las Cañas se obtuvieron 177 cápsulas colonizadas por hongos zoospóricos en marzo (FC= 78 %) y 163 en junio (FC= 72 %). De las cápsulas colonizadas por hongos zoospóricos, 176 correspondieron a formas saprótrofas en marzo y 159 en junio (335 cápsulas en total), de las cuales sólo 1 y 4 cápsulas respectivamente, presentaron también formas parásitas (Tabla 1). Considerando ambas ocasiones de muestreo, la frecuencia de colonización de formas saprótrofas fue del 73 % y de formas parásitas del 1 %. Las especies mejor representadas fueron *R. apophysa-*

tus y *R. hirsutus*, que se encontraron creciendo en asociación, sobre oogonios de *Achlya* sp. y *Dictyuchus* sp. El resto de los taxa fueron encontrados en una de las ocasiones de muestreo, registrándose en otoño solamente *Dictyuchus* sp.

En el canal Villa Elisa, se registraron además de *O. pythii*, otras especies parásitas tales como *Rozella* sp. y *O. saprolegniae*, ambas desarrolladas en el interior de las hifas de *Saprolegnia* spp.

Descripción de las especies

CHYTRIDIOMYCOTA

Orden SPIZELLOMYCETALES

Familia OLPIDIACEAE

***Olpidium* sp.** (Braun) Rabenhorst, *Flora Europaea Algarum* 3: 288. 1868. Fig. 1.

Chytridium subgén. *Olpidium* Braun, *Adhandl. Berlin Akad.* 1855: 75. 1856.

Cyphidium Magnus, *Wissenisc Meeresunters Abt. Kiel*, 2-3: 77. 1875.

Olpidiella Lagerheim, *Journ. Botanique* 2: 438. 1888.

Endolpidium de Wildeman, *Ann. Soc. Belge. Micro.* 18: 153. 1894.

Talo endobiótico, 30-45 µm diám., holo-cárpico, que no llena completamente la cavidad de la célula hospedadora, formando tanto zoosporangios como esporas de reposo. *Rizoides* ausentes. *Zoosporangios* inoperculados, solitarios o gregarios (2-4) predominantemente esféricos o elipsoidales, de pared lisa, con un único tubo de descarga de longitud variable, cuyo extremo sobresale de la superficie del hospedador (extramatricial). *Zoosporas* formadas en el interior del zoosporangio, 10-15 µm diám., con un único glóbulo refringente, descargadas en masa. *Esporas de reposo* no observadas.

Hábitat: parásito en huevos de gastrotrícos (Chaetonotidae, Gastrotricha) (material estudiado), parásitos de algas de agua dulce y marinas, angiospermas, esporas y protonemas de musgos y animales acuáticos microscópicos (Sparrow, 1960).

Distribución geográfica: cosmopolita.

Material examinado: ARGENTINA. Buenos Aires. *Partido de Ensenada*: arroyo Las Cañas (Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara), 28-VI-06, obtenido a partir de muestras de sustratos celulósicos (hojas de *Zea mays*) colocadas en el ambiente durante 10 días; parásito interno de huevos de Gastro-

tricha (Chaetonotidae), leg. Marano. Marano (LPS N° 47863).

Observaciones: debido a que la diferenciación de especies del género *Olpidium* se basa en el hospedador sobre el cual se hallan desarrollándose (Sparrow, 1960), la cepa obtenida podría corresponder a *O. gregarium* (Nowak.) Schroeter, la cual parasita huevos y adultos de rotíferos. Existen otras tres especies parásitas de rotíferos adultos y/o sus huevos: *O. rotiferum* Karling, *O. granulatum* Karling y *O. paradoxum* S. L. Glockling (Glockling, 1998).

Orden CHYTRIDIALES Cohn 1879

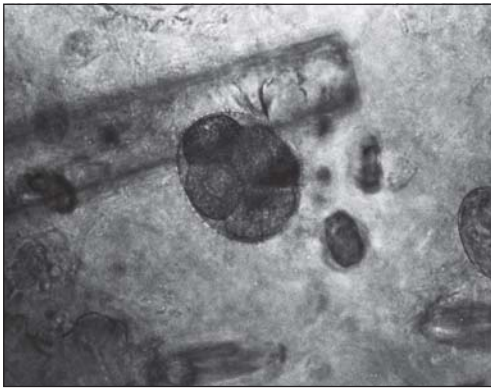


Figura 1. Talos de *Olpidium* sp. (zoosporangios) creciendo en el interior de un huevo de gastrotrico.

Familia CHYTRIDIACEAE

Chytridium sp. Braun, Betrachtungen Über die Erscheinung. Der Verjünging in der Natur, p. 198. Leipzig, 1851. Monatsberg. Berlin Akad.: 378. 1855. Fig. 2.

Talo epi y endobiótico, monocéntrico, eucárpico, cuya parte epibiótica forma el zoosporangio y la parte endobiótica produce el sistema vegetativo y la espora de reposo. *Zoosporangio* epibiótico, sésil, esférico u oval, (12) 15-25 (28) μm diám., de pared gruesa, con 1-3 poros de descarga apicales, subapicales o laterales. *Opérculo* oval, 5-7 μm diám., persistente o no en el orificio de descarga. *Zoosporas* esféricas u elípticas, 7-10 μm diám., provistas de un único glóbulo refringente. Las zoosporas se descargan en masa, envueltas en una sustancia mucilaginosa. *Esporas de reposo* 10-13 (15) μm mayormente endobióticas, ocasionalmente epi-

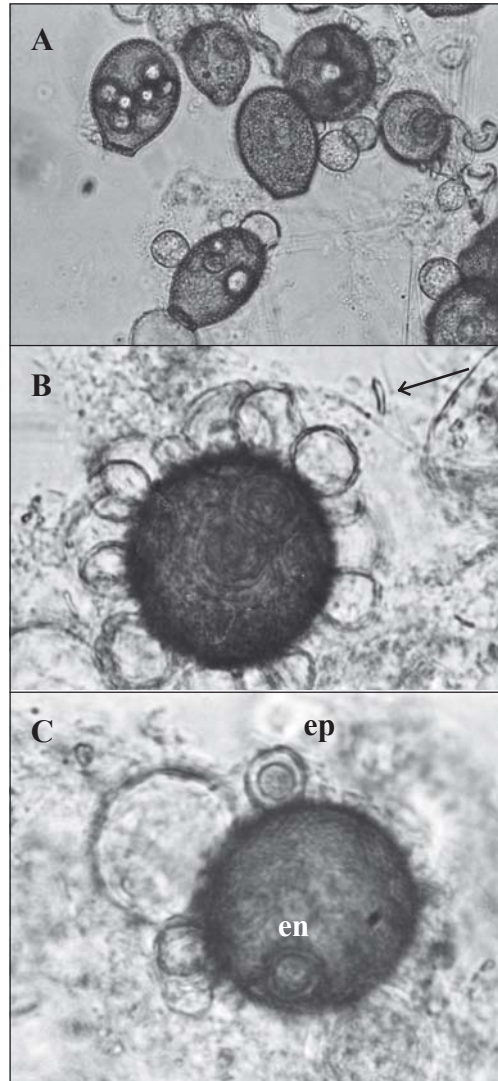


Figura 2. Talos epibióticos de *Chytridium* sp. desarrollados sobre los zoosporangios de *Allomyces arbuscula*. A) Aspecto general de los talos (esporangios). B) Detalle de zoosporangios epibióticos descargados con pared gruesa y opérculo (\rightarrow) C) Esporas de reposo endobióticas (en) y epibióticas (ep), con un glóbulo lipídico central.

bióticas, esféricas, de pared lisa, en ocasiones rugosa, con una gota lipídica refringente central.

Hábitat: se desarrolla de forma abundante sobre esporangios de *Allomyces arbuscula* Butler obtenidos a partir de muestras de agua (material estudiado). Sparrow (1960) describe al género como parásito de cianofíceas, algas verdes, diatomeas, rizópodos y *Rhizophyidium*, tanto en agua dulce como marina. Ocasionalmente ha sido encontrado como parásito débil de zoosporangios de *Chytriomycetes* (Karling, 1977).

Distribución geográfica: cosmopolita.

Material examinado: ARGENTINA. Buenos Aires. Partido de Ensenada: arroyo Las Cañas (Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara), 28-VI-06, sobre esporangios de *Allomyces arbuscula* obtenidos a partir de muestras de agua incubadas con semillas de sésamo; leg. Marano, Melo & Saparrat. Marano (LPS N° 47773).

Observaciones: actualmente se considera como representantes del género a aquellos organismos con zoosporangios epibióticos, operculados, cuyas esporas de reposo se desarrollan de forma endobiótica y que sólo ocasionalmente pueden ser epibióticas (Karling, 1977). Se conserva material herborizado, ya que no ha podido ser aislado en medio agarizado.

PERONOSPOROMYCOTA

Orden LAGENIDIALES
Familia LAGENIDIACEAE

Olpidiopsis pythii (Butler) Karling, *Simple Holocarpic Biflagellate Phycomycetes*, p. 47. 1942. Fig. 3.

Pseudolpidium pythii Butler, Mem. Dept. Agr. India, Bot. Ser. 1: 129.1907.

Talo endobiótico, holocárpico. *Zoosporangios* hialinos, ovales o elipsoidales, de hasta 35 µm diám., de pared lisa y delgada; solitarios o agrupados en segmentos hifales hipertrofiados del hospedador de ubicación terminal o intercalar, con un único tubo de descarga, que se extiende más allá de la superficie del hospedador. *Rizoides* ausentes. *Zoosporas* con uno a varios gránulos refringentes, que nadan en la vecindad del tubo de descarga por un corto tiempo, luego permanecen en reposo agrupadas por unos minutos, para finalmente nadar libremente. *Esporas de reposo* no observadas.

Hábitat: parásito de *Pythium monospermum*, *P. rostratum*, *P. vexans*, *P. intermedium*, *P. oryzae*, *P. proliferum* obtenidos de muestras de suelo y de *Pythium* sp. aislado a partir de muestras de materia orgánica (material estudiado).

Distribución geográfica: Alemania, Argentina (material estudiado), Brasil, Estados Unidos de América, Filipinas, Francia, India, Inglaterra, islas Fidji, Japón, Nueva Zelanda y Suecia.

Material examinado: ARGENTINA. Buenos Aires. Partido de Ensenada: Canal Villa Elisa

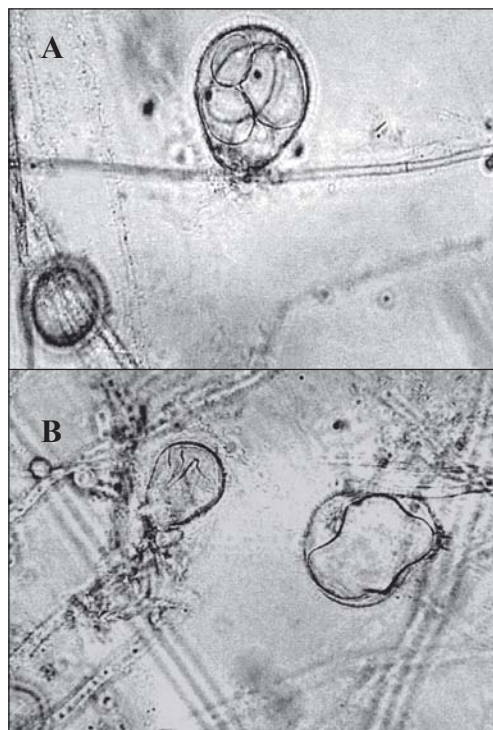


Figura 3. Zoosporangios de *O. pythii* desarrollados en el interior de las hifas de *Pythium* sp. A) Hipertrofia y septación de las hifas del hospedador, con zoosporangios descargados creciendo en su interior. B) Detalle de un zoosporangio vacío, con el tubo de descarga atravesando la superficie del hospedador.

(Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara), 15-VIII-05, a partir de muestras de materia orgánica, parasitando hifas de *Pythium* sp., leg. Marano. Marano (LPS N° 47864).

Observaciones: causa hipertrofias ovales o piriformes de las hifas del hospedador, observándose la septación de la misma. No ha podido ser cultivado en medio agarizado.

Orden SAPROLEGNIALES
Familia SAPROLEGNIACEAE

Dictyuchus sp. Leitgeb, Bot. Zeitung. 26: 503. 1868. Fig. 4.

Micelio de crecimiento vigoroso sobre semillas de sésamo, 2-3 cm diám.; *hifas* ramificadas hasta 100 µm en la base, rectas. *Zoosporangios* formados en gran abundancia en la periferia del cultivo, cilíndricos o fusiformes, dispuestos simpodialmente. *Zoosporas primarias* enquistadas en el interior del esporangio; al liberarse la zoospora secundaria tanto la pared del esporangio como la del quiste persisten, quedando este

	FC % Total	FC % Saprótrofas	FC % Parásitas	FR %
Otoño	78	77	1	0,6
Invierno	72	70	2	2,5

Tabla 1. Frecuencia de colonización porcentual (FC %) total, para formas saprótrofas y para formas parásitas y frecuencia relativa porcentual (FR %).

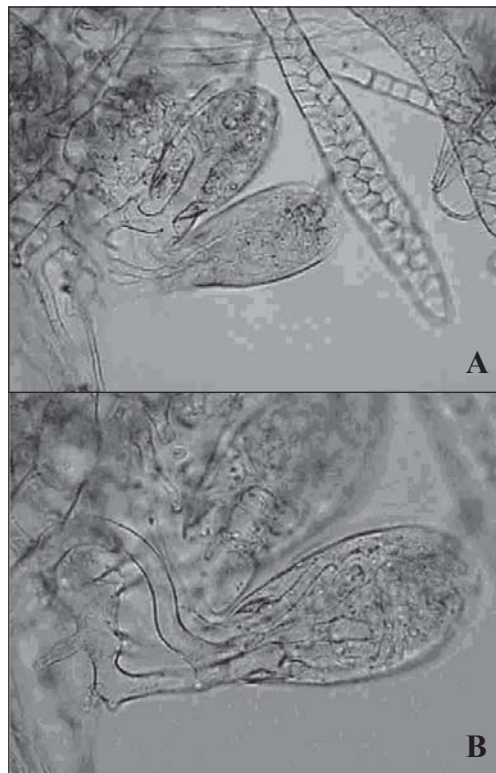


Figura 4. *Dictyuchus* sp. A) Aspecto general de la colonia, en donde se observan zoosporangios característicos del género (→) y las hifas con rotíferos capturados en sus extremos. B) Detalle de las estructuras de captura desarrolladas en el interior del rotífero.

último vacío (descarga de tipo «true net» (= verdadera red). Yemas ausentes. Estructuras sexuales (oogonios y ramas anteridiales) no desarrolladas.

Hábitat: saprótrofo sobre restos vegetales en descomposición (Coker, 1923) y parásito de especies de peces (Noga, 1993), moluscos (Czegzuga, 2000) e hirudíneos (Czegzuga y Godlewska, 2003).

Distribución geográfica: cosmopolita.

Material examinado: ARGENTINA. Buenos Aires. Partido de Ensenada: arroyo Las Cañas (Reserva Natural Selva Marginal Punta Lara), 22-III-06, aislado a partir de muestras de materia orgánica flotante, sobre semillas de sésamo, leg. Marano. Steciow (LPS

N° 47865).

Observaciones: la cepa encontrada desarrolla estructuras características para la captura de rotíferos lorizados. Estas estructuras funcionan sujetando al organismo, para posteriormente penetrar en él y desarrollar un entramado de hifas en su interior (Fig. 4 b). Ha sido aislado y conservado en medio agarizado YpSs 1/10.

DISCUSIÓN

La microbiota zoospórica parásita en la provincia de Buenos Aires (Argentina) ha sido poco estudiada, registrándose hasta el momento entre los Peronosporomycota (Straminipila) a *Leptolegnia chapmanii* Seymour como patógeno de larvas de mosquitos (Culicidae, Diptera) (López-Lastra et al., 1999), *Lagenidium destruens* Sparrow y *Rozellopsis simulans* (A. Fischer) Karling en el arroyo Vitel Sur (Steciow, 1998). López y Mac Carthy (1985) han citado a *Lagenisma coscinodisci* Drebes parasitando al alga *Coscinodiscus perforatus*, *Olpidium entophyllum* (Braun) Rabenhorst, *Olpidiopsis saprolegniae* var. *saprolegniae* (Braun) Cornu, parasitando hifas de *Saprolegnia* sp. visibles en las heridas de bagres (*Ramdia sapo*) en aguas de la Laguna Chis-Chis, *Myzocyttium proliferum* Schenk sobre *Spirogyra lenticulares* en la laguna La Lechería de Entre Ríos y *Woronia glomerata* (Cornu) Fisher en el interior de *Vaucheria geminata*, mientras que *Olpidiopsis saprolegniae* var. *levis* Coker, *O. achlyae* MacLarty, *O. varians* Shanor y *O. vexans* Barlett, fueron citadas previamente para nuestro país en un canal artificial de las proximidades de la destilería REPSOL-YPF y en la laguna Lacombe, respectivamente (Steciow, 1988, 1996; Steciow y Eliades, 2002).

Entre los Chytridiomycota (Fungi), se ha registrado a *Rhizophydium carpophilum* parasitando oogonios de *Saprolegnia* sp. (Steciow, 1998), *R. globosum* (Braun)

Rabenhorst sobre *Closteridium acerosum* y *R. subangulosum* (Braun) Rabenhorst sobre *Oscillatoria princeps* (Malacalza, 1968); *Chytridium olla* Braun parasitando oogonios de *Oedogonium* sp.; *Coelomycidium simuli* Debaisieux (Chytridiales) en simúlidos (Simuliidae, Diptera) (López Lastra y García, 1990) y *C. iliensis* var. *indus* (Blastocladales) en mosquitos (Culicidae, Diptera) (López Lastra y García, 1997).

En el arroyo Las Cañas la micobiota parásita se halla escasamente representada (de acuerdo con la frecuencia de formas parásitas y con el número de taxa registrados) en relación con la comunidad saprótrofa de este ambiente. *R. apophysatus* y *R. hirsutus* se encontraron en ambas ocasiones de muestreo, mientras que el resto de los taxa sólo fueron registrados en otoño (*Dictyuchus* sp.) o en invierno (*Chytridium* sp. y *Olpidium* sp.). De esta forma, en invierno se registró un mayor número de taxones que en otoño, sin embargo la frecuencia de colonización para hongos zoospóricos en ambas estaciones fue aproximadamente la misma.

En el presente trabajo se describe por primera vez para la Argentina y para Sudamérica a *O. pythii*. El hallazgo de *Dictyuchus*, representa el primer registro del género con estructuras desarrolladas para la captura de otros organismos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al CONICET (PIP N° 5931) por el financiamiento brindado para el estudio de los hongos zoospóricos y a la Universidad Nacional de La Plata (Proyecto 11N/440).

BIBLIOGRAFÍA

- Adl, S. M., A. G. B., Simpson, M. A., Farmer, R. A., Andersen, O. R., Anderson, J. R., Barta, S. S., Bowser, G., Brugerolle, R. A., Fensome, S., Fredericq, T. Y., James, S., Karpov, P., Kugrens, J., Krug, C. E., Lane, L. A., Lewis, J., Lodge, D. H., Lynn, D. G., Mann, R. M., Mccourt, L., Mendoza, Ø., Moestrup, S. E., Mozley-Standridge, T. A., Nerad, C. A., Shearer, A. V., Smirnov. 2005. The new higher level classification of Eukaryotes with emphasis on the taxonomy of protists. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 52: 399-451.
- Cabrera, A. L. y G., Dawson. 1944. La selva marginal de Punta Lara en la ribera argentina del Río de La Plata. *Revista del Museo de La Plata*, n. s., Bot., 22: 267-382.
- Coker, W. C. 1923. The Saprolegniaceae with notes on water molds. Univ. North Carolina Press, Chapell Hill, North Carolina, 201 pp.
- Czczuga, B. 2000. Zoosporic fungi growing on freshwater molluscs. *Polish Journal of Environmental Studies*, 9: 151-156.
- Czczuga, B. y B., Kiziewicz. 1999. Zoosporic fungi growing on the eggs of *Carassius carassius* (L.) in oligo- and eutrophic water. *Polish Journal of Environmental Studies*, 8: 63-66.
- Czczuga, B. y A., Godlewska. 2003. Zoosporic fungi growing on leeches (Hirudinea). *Polish Journal of Environmental Studies*, 12: 361-369.
- Dick, M.W. 2001. Straminipilous Fungi. Systematics of the Peronosporomycetes Including Accounts of the Marine Straminipilous Protists, the Plasmodiophorids and Similar Organisms, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 670 pp.
- Eliades, L. A., M. M., Steciow y M. G., Cano. 2002. Primer registro para Argentina (Buenos Aires) de *Olpidiopsis varians* y *O. vexans* (Lagenidiales, Oomycota). *Darwiniana*, 40: 39-43.
- Glockling, S. L. 1998. Isolation of a new species of rotifer-attacking *Olpidium*. *Mycological Research*, 102: 206-208.
- Index Fungorum. 2004. CABI Bioscience & CBS database of fungal names.- <http://indexfungorum.org/Names/NamesRecord.asp>.
- Johnson, T. W Jr., R. L., Seymour y D. E., Padgett. 2002. Biology and systematics of the Saprolegniaceae. Online publication: <http://www.illumina-dlib.org>, 1028 pp.
- Karling, J. S. 1946. Brazilian Chytrids. IX. Species of *Rhizophyidium*. *American Journal of Botany*, 33: 328-334.
- Karling, J. S. 1977. Chytridiomycetorum Iconographia. Lubrecht & Cramer, Vaduz, 414 pp.
- Karling, J. S. 1981. Predominantly holocarpic and eucarpic simple biflagellate Phycomycetes. J. Cramer, Vaduz, 252 pp.
- Kirk, P. M., P. F., Cannon, J. C., David y J. A., Stalpers. 2001. *Ainsworth & Bisby's Dictionary of the fungi*. 9th ed. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, 655 pp.
- Kiziewicz, B. 2004. Aquatic fungi growing on the muscle of vendace (*Coregonus albula* L.), alpine bullhead (*Cottus poecilopus* H.) and lake trout (*Salmo trutta lacustris* L.) from lake Hańcza (ne Poland). *Zoologica Poloniae*, 49: 85-95.
- Letcher, P. M., M. J., Powell, P. F., Churchill y J. G., Chambers. 2006. Ultrastructural and molecular phylogenetic delineation of a new order, the Rhizophydiales (Chytridiomycota). *Mycological Research*, 110: 898-915.
- López, S. E. y S., Mac Carthy. 1985. Presencia de ficomicetes parásitos en hongos y algas de la Argentina. *Darwiniana*, 26: 61-70.
- López Lastra, C. C. y J. J., García. 1990. Primer registro de simúlidos (Diptera, Simuliidae) neotropicales parasitados por *Coelomycidium simuli* Debaisieux (Chytridiomycetes, Chytridiales) en la República Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 89: 91-96.
- López Lastra, C. C. y J. J., García. 1997. Primera cita

- de *Coelomomyces iliensis* var. *indus* (Chytridiomycetes, Blastocladales), patógeno de mosquitos (Diptera, Culicidae), en la República Argentina. *Revista Iberoamericana de Micología*, 14: 69-71.
- López Lastra, C. C., M. M., Steciow y J. J., García.** 1999. Registro más austral del hongo *Leptolegnia chapmanii* (Oomycetes, Saprolegniales) como patógeno de larvas de mosquitos (Diptera, Culicidae). *Revista Iberoamericana de Micología*, 16: 143-145.
- Malacalza, L.** 1968. Hongos parásitos de algas dulceacuicolas. I *Rhizophyidium globosum* y *R. subangulosum*. *Revista del Museo de La Plata (nueva serie)*, 11: 79-87.
- Marano, A.V. y M.M., Steciow.** 2005. Colonización de sustratos naturales y artificiales por hongos acuáticos zoospóricos. *Biología acuática*, 22: 203-209.
- Marano, A.V. y M. M., Steciow.** 2006 a. Primer registro para la Argentina (Buenos Aires) de *Rhizidiomyces apophysatus* y *R. hirsutus* (Rhizidiomycetales, Hyphochytridiomycota). *Darwiniana*, 44: 74-80.
- Marano, A.V. y M. M., Steciow.** 2006 b. Metodología para el análisis cuali-cuantitativo de comunidades de hongos zoospóricos. *Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (CD-ROM)*.
- Noga, E. J.** 1993. Water mold infections of freshwater fish: recent advances. *Annual Review of Fish Diseases*, 3: 291-304.
- Park, D.** 1972. Fungi in detritus. *Transactions of the British Mycological Society*, 58: 281-290.
- Perrot, P.E.** 1960. The ecology of some aquatic Phycomycetes. *Transactions of the British Mycological Society*, 43: 19-30.
- Sparrow, F. K. Jr.** 1960. *Aquatic Phycomycetes*. Ann. Arbour, Univ. Michigan Press, Michigan, 1187 pp.
- Steciow, M. M.** 1988. Algunos *Oomycetes* acuáticos de la Provincia de Buenos Aires (Mastigomycotina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 25: 334-346.
- Steciow, M. M.** 1996. Hongos acuáticos zoospóricos (Oomycetes, Mastigomycotina) en Laguna Vitel y tributarios (Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 32: 67-73.
- Steciow, M. M.** 1998. Hongos acuáticos (Chytridiomycota, Oomycota) de la laguna Vitel y tributarios (Buenos Aires, Argentina). *Darwiniana*, 36: 101-106.
- Stevens, R. B.** 1974. *Mycological Guidebook*. University of Washington Press, Seattle, 703 pp.

METABOLISMO DE PRODUCTORES DE UN ARROYO PAMPEANO

C. VILCHES Y A. GIORGI

PRODEA- Departamento de Ciencias Básicas, Universidad Nacional de Luján
Programa de Investigación en Ecofisiología Aplicada, Universidad Nacional de Luján
adonis@coopenethujan.com.ar

ABSTRACT. Low current velocities, high nutrient levels, the lack of riparian forest vegetation, and the development of dense and rich macrophyte communities characterize many Pampean streams. The objective of this study was to describe the most important sources of production and respiration in different communities of a pampean stream, and to compare the energetic support of the trophic web in streams of other places. Production and respiration estimations were carried out using clear and opaque acrylic chambers in the same reach of the stream, in two opportunities in summer and one opportunity in winter. The results indicated that the macrophyte community is the most important one in capturing and transforming light energy, although the epiphyton and phytobenthos communities support many herbivorous and are the bottom of the trophic web at this stream. Therefore, the gross production is higher than many others are streams but no the food offer to grazers.

Keywords: metabolism, producers, streams, pampean plain.

Palabras Clave: metabolismo, productores, arroyos, llanura pampeana.

INTRODUCCIÓN

El concepto de River Continuum (RCC) (Vannote *et al.*, 1980) ha sido una herramienta para muchos estudios de arroyos en los últimos 25 años. Esta teoría propone que los ríos tienen un gradiente longitudinal originado por cambios en la morfología e hidrología desde las nacientes hasta la desembocadura. Dichos cambios se reflejarían en la biota y el funcionamiento del arroyo. En arroyos de cabecera (órdenes 1 a 3) los autores proponen la existencia de una fuerte influencia de los bosques ribereños, los cuales reducirían la producción autotrófica por el sombreado que generan y además contribuirían con grandes cantidades de material alóctono. En los arroyos de orden intermedio (4 a 6) la reducción de la importancia de las entradas orgánicas por vía terrestre coincide con el incremento de la importancia de la producción primaria y el transporte de materia orgánica desde aguas arriba.

Los estudios posteriores en ríos de zonas tropicales y subtropicales han contribuido a una redefinición del concepto de River Continuum, (Minshall *et al.*, 1985). Dichos autores proponen un "corrimiento de escala" en la cual arroyos de bajo or-

den que se encuentren en zonas sin árboles, como los de las zonas desérticas, tendrían algunas características de los arroyos de ordenes intermedios como la presencia de macrófitos y un índice P/R mayor que 1.

Tanto la presencia de macrófitos como la falta de bosque ribereño son características comunes en los arroyos pampeanos (Giorgi *et al.*, 2005). Pese a estas particularidades, existe relativamente poca información de las características ecológicas de estos arroyos (Claps, 1991, 1996; Solari y Claps 1996; Giorgi *et al.*, 1998; Feijoó *et al.*, 1999, Bauer *et al.*, 2000, Giorgi *et al.*, 2005). Particularmente no se ha investigado la importancia relativa de las comunidades de productores en este tipo de arroyos. El objetivo de este estudio fue estimar el metabolismo (producción y respiración) de los productores de un arroyo pampeano y compararlo con los valores hallados en arroyos de otro tipo de ambientes.

El estudio se llevó a cabo en un tramo de segundo orden del arroyo Las Flores donde se encuentran diferentes comunidades que contribuyen a la producción del sistema. Este arroyo ha sido poco perturbado por actividades humanas (Feijoó *et al.*, 1999; Giorgi *et al.*, 2005).

Área de Estudio

El arroyo Las Flores es un arroyo de segundo orden localizado en la cuenca media del río Luján (Noreste de la provincia de Buenos Aires) (Fig. 1). Este curso de agua se desarrolla a través del pastizal de llanura pampeano, con suelos fértiles con alto contenido de materia orgánica y nutrientes formados por depósitos de loes durante el cuaternario (Papadakis, 1980; Sala *et al.*, 1983). El pastizal esta compuesto por hierbas anuales adaptadas que sufren el efecto del fuego en verano y de congelamiento en invierno. No existen plantas perennes en forma natural excepto dos especies de árboles (*Celtis tala* Gill. ex Planch y *Salix humboldtiana* Willd.) que crecen en áreas con condiciones particulares. Sin embargo es muy común encontrar varias zonas forestadas con especies introducidas, especialmente cerca de los cursos de agua (Cabrera y Willink, 1973). El clima es templado húmedo con una media anual de precipitación entre 600 y 1200 mm y una media anual de temperatura de 16 °C. Si bien la precipitación se distribuye en el curso del año, el máximo de lluvias se halla generalmente en otoño y primavera. (Andrade, 1985).

Muchos arroyos pampeanos usualmente se originan en pequeñas depresiones con plantas emergentes tales como *Juncus* spp. o *Typha latifolia* L., las cuales también pueden encontrarse en los cursos de orden medio. Los arroyos reciben agua por precipitación e infiltración de agua subterráneas y presentan un flujo y un caudal muy bajo debido a la suave pendiente de la región. Los fondos de los arroyos pre-

sentan un sustrato con alto contenido de carbonato de calcio y una ausencia total de rocas o guijarros sobre el que se depositan sedimentos finos, principalmente limo y arcilla. En zonas poco perturbadas, la falta de vegetación ribereña permite que la luz solar alcance fácilmente el fondo de los arroyos permitiendo el desarrollo de densas comunidades de macrófitas que se establecen directamente adheridas sobre el fondo, en muchos casos mediante raíces adventicias. Además las algas epifitas que crecen asociadas a dichas plantas o en el fondo, en las zonas donde las macrófitas no han colonizado. La presencia de macrófitas permite generar refugios para numerosos consumidores (invertebrados y peces) que viven asociados a esta comunidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las experiencias se realizaron en el verano e invierno de 2005. Tanto la producción como la respiración se estimaron utilizando cámaras rectangulares de acrílico de 400 cm² de base y 11 cm de profundidad (Fig. 2). Debido a que el flujo fue muy lento se consideró el sistema similar a uno léntico por lo que no se utilizaron bombas de recirculación (Velasco *et al.*, 2003). La temperatura de las cámaras nunca excedió la temperatura del arroyo en más de 2°C. Los periodos de incubación fueron de una hora debido a la alta producción. Se registraron las concentraciones de fósforo reactivo soluble y de amonio al comienzo y al final del experimento para comprobar que no hubiera déficit de nutrientes durante el mismo. Dichos iones se determinaron de acuerdo a APHA, 1995 utilizando un espectrofotómetro Shimadzu UV-Visible para la lectura de las absorbancias de los extractos.

Las cámaras se sumergieron dentro del arroyo durante todo el período de incubación. Las condiciones de oscuridad se obtuvieron cubriendo las cámaras con material opaco que impidiera el paso de la luz. Los sustratos utilizados fueron: 1) Macrófitas: macrófitas sumergidas lavadas (*Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*); 2) Epifiton: macrófitas sumergidas sin lavar, y 3) Fitobentos: ladrillos colonizados en el fondo del arroyo por más de 20 años. Todos ellos se colectaron del arroyo mo-

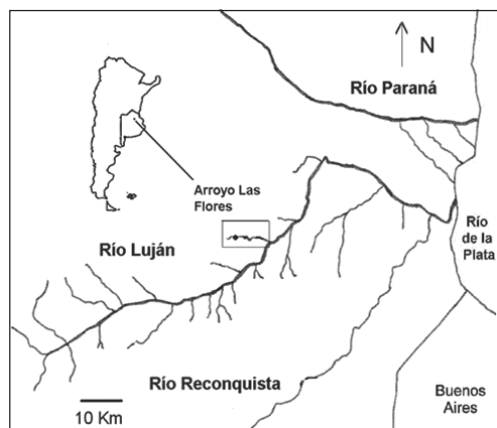


Figura 1. Mapa mostrando la localización del arroyo Las Flores y el sitio de muestreo.

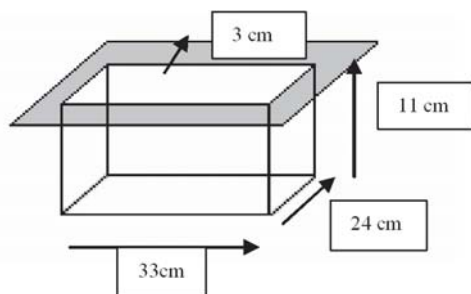


Figura 2. Esquema de una cámara de metabolismo utilizada en este estudio

mentos antes del inicio del experimento y se realizaron tres réplicas para cada tipo de sustrato. Además se utilizaron como control tres cámaras llenas únicamente con agua del arroyo. Se midió el oxígeno disuelto antes y al final de cada incubación con oxímetro Hanna HI9142. Se registró también, en cada oportunidad, la temperatura del agua, el pH y la conductividad con un sensor Hanna HI9023 y Hanna HI9033 respectivamente, para verificar que no hubiera cambios notables en relación al medio circundante.

Se utilizó el volumen de cada cámara para corregir los valores de variación de oxígeno en cada caso. La respiración de la comunidad (RC) se calculó a partir de la variación en la incubación a oscuridad extrapolada a un período de 24 hs. La producción neta de la comunidad (PNC) se calculó de las incubaciones realizadas a la luz y extrapoladas a un período de 15 hs para el verano y de 12 hs para el invierno. La producción bruta de la comunidad (PBC) se calculó por la suma de PNC y RC. Tanto la respiración como las producciones bruta y neta se corrigieron por la biomasa del sustrato correspondiente. La producción de oxígeno se convirtió a carbono fijado multiplicándolo por 0,375 asumiendo la relación asociada con la ecuación de fotosíntesis (Margalef, 1983).

La biomasa de cada sustrato se calculó como se describe a continuación. En el caso de las macrofitas se lavaron previamente y luego se secaron a 60 °C hasta peso constante (PS) y posteriormente se calcinó a 480 °C por 4 hs para estimar el porcentaje de material orgánico e inorgánico. Para el sustrato epifiton se utilizaron macrofitas sumergidas sin lavar que luego del experimento se llevaron al laboratorio para limpiar cuidadosamente. Las

macrofitas limpias se secaron para las estimaciones de PS y peso orgánico. Para obtener la biomasa de epifiton se filtró una porción de la resuspensión mediante una bomba de vacío utilizando filtros Whatman GF/F que luego se secaron a 60 °C hasta peso constante y a 480 °C para obtener el peso orgánico e inorgánico. Estos valores se convirtieron en carbono orgánico dividiéndolos por un factor de 2,4 (Margalef, 1983). Para el sustrato fitobentos, se utilizaron ladrillos que estuvieron sumergidos en el arroyo al menos por 20 años. Luego del experimento se cepillaron y una porción del material obtenido se filtró y secó igual que en el caso de epifiton para obtener las estimas de biomasa. La superficie de los ladrillos fue calculada por el método del pesaje (Lopretto y Tell, 1995).

En el tramo de estudio de 50 metros de longitud se estimó para cada fecha el área cubierta por cada comunidad. Esto se hizo para extrapolar los valores estimados en las cámaras de metabolismo a una unidad de superficie mediante la cual pudiera calcularse la contribución relativa de cada comunidad al metabolismo del arroyo.

RESULTADOS

La contribución relativa de cada comunidad al metabolismo por unidad de superficie indica que las macrofitas tienen la mayor producción tanto en invierno como en verano. Su producción neta en ambas estaciones fue similar (alrededor de 11, 5 mg C/m². día). Dicha producción representó aproximadamente el 60 % de la producción del sistema en verano y el 40 % de la producción en invierno. Esta diferencia se debió a que, en invierno se duplicó la producción neta del epifiton que fue de 7, 53 mg C/m². día en verano y de 14, 48 mg C/m². día en invierno. El fitobentos en cambio tuvo valores bajos de producción neta tanto en verano (0,39 mg C/m². día) como en invierno (0,30 mg C/m². día) (Fig. 3 a y b). También es interesante destacar que las macrofitas reducen su respiración en invierno mientras que el epifiton, la incrementa. Esto puede deberse a un incremento de la actividad del epifiton en invierno donde se registró una mayor biomasa por superficie de planta. Si bien las macrofitas también incrementaron su biomasa, el sombreado pro-

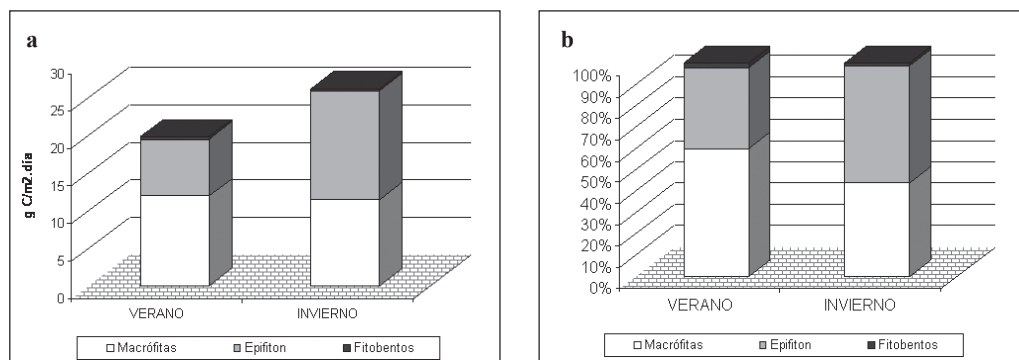


Figura 3. Contribución de las diferentes comunidades a la producción en el arroyo. a) producción estimada para cada comunidad, b) porcentaje de aporte de cada comunidad.

ducido por el perifiton puede haber limitado su actividad metabólica (Fig. 4). El fitobentos, por otro lado no presentó cambios en la respiración registrada en verano y en invierno (Tabla 1).

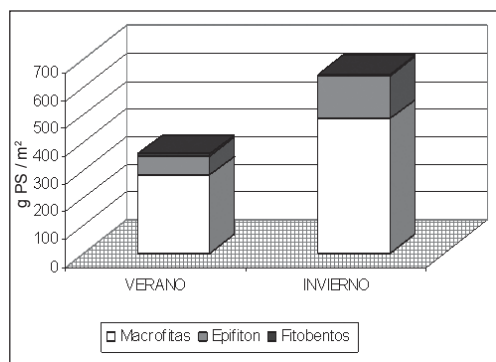


Figura 4. Biomasa de macrófitas, epifiton y fitobentos en verano e invierno.

		Verano	Invierno
Macrófitas	PNC	11.90	11.46
	RC	4.27	2.51
	PBC	16.17	13.97
Epifiton	PNC	7.53	14.48
	RC	1.85	5.72
	PBC	9.38	20.20
Fitobentos	PNC	0.39	0.30
	RC	0.17	0.16
	PBC	0.56	0.46

Tabla 1. Comparación del metabolismo de macrófitas, epifiton y fitobentos entre verano e invierno de acuerdo con la superficie del tramo y la representación de cada comunidad en él. Todos los datos se expresan en gC/m².día.

DISCUSIÓN

Algunos ríos y arroyos carecen en sus nacientes de vegetación boscosa ribereña. Este es el caso de los ríos de pradera (Wiley *et al.*, 1990), arroyos en regiones áridas (Fisher y Grimm 1988; Suárez y Vidal Abarca 2000), y algunos arroyos de llanura. En ellos, las comunidades de macrófitas suelen tener amplio desarrollo en alguna época (Sand-Jensen *et al.*, 1988; Young y Huryn 1996). El arroyo Las Flores es un arroyo pampeano caracterizado por la falta de vegetación ribereña, bajas velocidades de corrientes, altos niveles de nutrientes, la ausencia de periodos secos o de temperaturas extremas, y el desarrollo de densas y ricas comunidades de macrófitas que suelen estar presentes durante todo el año.

Debido a algunas características tales como la baja pendiente, la homogeneidad de materiales en el lecho y la falta de fuertes restricciones para el crecimiento de los productores primarios, los arroyos pampeanos presentan buenas condiciones para el desarrollo de esas comunidades. Los altos niveles de nutrientes contribuyen a la alta productividad al no estar la incidencia lumínica limitada por la vegetación ribereña.

La comparación entre nuestros resultados y los de otros autores (Tabla 2) se presentan en las Figuras 5 y 6. Esas figuras muestran que los arroyos con bosques en sus márgenes presentan bajos valores de producción bruta pero que aquellos de vegetación no boscosa, también suelen presentar valores bajos de producción (menores a 10 mg C/m².día). El arroyo Las Flores, en particular, es el segundo de más

Arroyo	Estación	Cita	Arroyo	Estación	Cita
1 Deep Creek	media anual	Minshall, 1978 (4)	46 Topehaehae	media anual	Wilcock <i>et al</i> , 1998
2 Rattlesnake Creek	media anual	Cushing & Wolf 1984 (4)	47 Waiau	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998
3 Necker	media anual	Uehlinger & Naegeli 1998	48 Waihekau	primavera	Wilcock <i>et al</i> , 1998
4 Hassayampa river	media anual	Uehlinger <i>et al</i> , 2002 (1)	49 Waihou	primavera	Wilcock <i>et al</i> , 1998
5 Agüera	media anual	Elósegui & Pozo 1998	50 Waitoa	media anual	Wilcock <i>et al</i> , 1998
6 Agüera	media anual	Elósegui & Pozo 1998	51 Whakapipi	primavera	Wilcock <i>et al</i> , 1998
7 Stradomka2	verano	Fleituch, 1999	52 Wharekawa	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998
8 Walker Branch	media anual	Marzolf <i>et al</i> , 1998 (1)	53 Fuirosos stream	media anual	Acuña <i>et al</i> , 2004
9 Walker Branch	media anual	Marzolf <i>et al</i> , 1994	54 Riera major	media anual	Guash & Sabater 1998 (4)
10 Walker Branch	primavera	Hill <i>et al</i> , 2001	55 La Solana	media anual	Guash & Sabater 1998 (4)
11 White Oak creek	primavera	Hill <i>et al</i> , 2001	56 Ogeechee River	media anual	Edwards & Meyer, 1987 (1)
12 White Clay creek	verano	Bott <i>et al</i> , 1978	57 Ivel River	media anual	Edwards & Owens, 1962 (1)
13 White Clay creek	verano	Bott <i>et al</i> , 1978	58 Neuse River	media anual	Hoskin, 1959 (1)
14 Silver Spring	invierno	Odum, 1956	59 Mühlbach	media anual	Kaenel <i>et al</i> , 2000 (1)
15 Itchen river	media anual	Butcher <i>et al</i> , 1930 (2)	60 La Trobe River	media anual	Chessman, 1985 (1)
16 River Lark	media anual	Butcher <i>et al</i> , 1930 (2)	61 South saskatchewan r.	primavera	Bott <i>et al</i> , 1997
17 Taieri river	media anual	Young & Huryn, 1996 (1)	62 Vermilion river1	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
18 Sutton	media anual	Young & Huryn, 1999 (1)	63 Vermilion river2	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
19 Powder	media anual	Young & Huryn, 1999 (1)	64 Vermilion river3	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
20 Lee	media anual	Young & Huryn, 1999 (1)	65 Vermilion river4	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
21 Big	media anual	Young & Huryn, 1999 (1)	66 Vermilion river5	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
22 Three o'clock	media anual	Young & Huryn, 1999 (1)	67 Vermilion river6	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
23 Rapphannoch River	primavera	Hornberger <i>et al</i> , 1977 (3)	68 Vermilion river7	verano	Wiley <i>et al</i> , 1990
24 S. Fork Rivanna R.	primavera	Hornberger <i>et al</i> , 1977 (3)	69 Big Creek	verano-otoño	Bachmann <i>et al</i> , 1988 (3)
25 Rivanna River	verano	Hornberger <i>et al</i> , 1977 (3)	70 White river	verano	Denham 1938 (2)
26 South River	verano	Hornberger <i>et al</i> , 1977 (3)	71 White river	verano	Denham 1938 (2)
27 Mechums River	otoño-invierno	Hornberger <i>et al</i> , 1977 (3)	72 Las Flores	media anual	Este estudio
28 Baker River	verano	Hornberger <i>et al</i> , 1977 (3)	73 Montesina	media anual	Mollá <i>et al</i> , 1994
29 New Hope Creek	media anual	Hall, 1972 (3)	74 Chicamo	media anual	Velasco <i>et al</i> , 2003
30 Black Creek	media anual	Meyer & Edwards 1990 (3)	75 Chicamo	media anual	Suárez & Vidal - Abarca 2000 (4)
31 Buffalo Creek	verano	McDiffet <i>et al</i> , 1972 (3)	76 Sycamore Creek	verano	Grimm & Fisher 1984 (3)
32 Fort River	media anual	Fisher & Carpenter 1976 (3)	77 Sycamore Creek	primavera	Mulholland <i>et al</i> , 2001(4)
33 Awaroa	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	78 Pinto Creek (est 1)	primavera	Lewis & Gerking 1979 (3)
34 Kaniwhaniwha	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	79 Pinto Creek (est 2)	primavera	Lewis & Gerking 1979 (3)
35 Kaniwhaniwha	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	80 Río Calaberas	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
36 Mangaone	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	81 Río Calaberas	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
37 Mangaoronga	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	82 Río Calaberas	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
38 Mangaotama	primavera	Wilcock <i>et al</i> , 1998	83 Río Calaberas	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
39 Matahuru	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	84 Gallina Creek	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
40 Ohinemuri	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	85 Gallina Creek	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
41 Oponitui	primavera	Wilcock <i>et al</i> , 1998	86 Gallina Creek	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
42 Oraka	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	87 Gallina Creek	media anual	Fellows <i>et al</i> , 2001
43 Piako	media anual	Wilcock <i>et al</i> , 1998	88 Pindso	verano	Sand-Jensen <i>et al</i> , 1989
44 Piakonui	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	89 Pindso	verano	Prahl <i>et al</i> , 1991
45 Toenepi	verano	Wilcock <i>et al</i> , 1998	90 Vettierslev	verano	Sand-Jensen <i>et al</i> , 1989

(1) Acuña *et al.*, 2004; (2) Odum, 1956; (3) Mollá *et al.*, 1984; (4) Velasco *et al.*, 2003.

Tabla 2. Arroyos presentados en las figuras 5 y 6 con indicación de los artículos de referencia de los cuales se obtuvo información.

alto nivel de producción bruta ya que el primer valor es uno reportado por Velasco *et al.*(2003) en el arroyo Chicamo. Adicionalmente, hay pocos valores de P/R más altos que uno porque la respiración es a

menudo mucho mayor o similar a la producción bruta haciendo que el cociente P/R sea generalmente 1 o menor. (Fig. 6). Dado que en el arroyo Las Flores fueron consideradas las comunidades de produc-

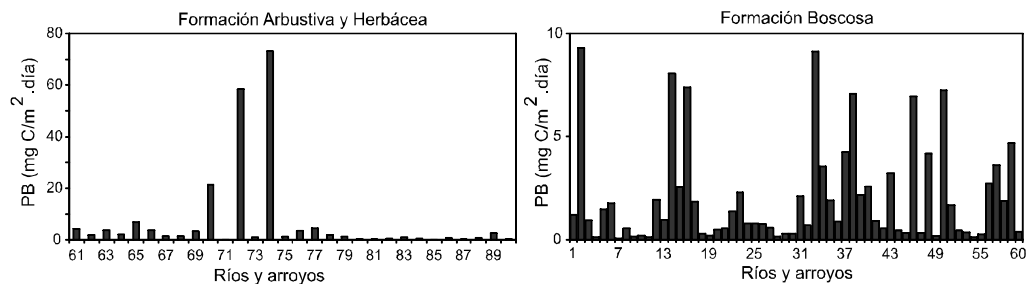


Figura 5. Producción bruta (PB) de 90 arroyos. Los mismos se agruparon de acuerdo a la vegetación predominante en el paisaje. Biotomas según Smith & Smith, 2001. Referencias en Tabla 2.

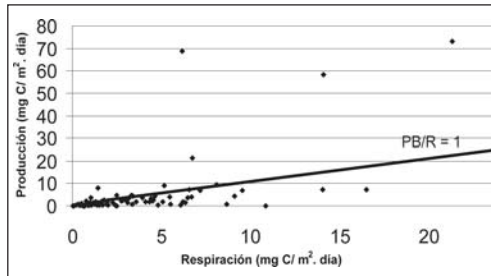


Figura 6. Producción bruta versus respiración en 90 arroyos del mundo. Referencias en Tabla 2.

tores únicamente, es posible que los valores del P/R del ecosistema sean mucho menores a los presentados. Sin embargo, debe destacarse que en arroyos con macrófitas como el Chicamo (España), Sycamore (Estados Unidos), Pindso (Dinamarca), y Las Flores (Argentina), el exceso de producción es tal que el índice P/R alcanza valores mucho más altos que 1.

Este exceso de producción no es aprovechado directamente por los herbívoros ya que la mayoría de los encontrados en este cuerpo de agua se desarrollan en relación a la producción aportada por el epifiton (Giorgi *et al.*, 2005). Sin embargo, el desarrollo de las macrófitas es importante por dos aspectos estructurales y uno trófico. Las macrófitas generan la heterogeneidad del sistema y estructuran el resto de las comunidades constituyéndose de ese modo en una comunidad clave en los ecosistemas acuáticos pampeanos. Desde el punto de vista trófico, las macrófitas parecieran cobrar importancia en la vía de los detritívoros y en la circulación de nutrientes. Dado que el desarrollo del epifiton depende de la presencia de macrófitas, los arroyos pampeanos deberían considerarse como extremadamente frágiles. La presencia de macrófitas asegura en el arroyo Las Flores un buen desarrollo de las epifitas y consecuentemente de los macroinvertebrados y consumidores asociados a éstos. Su ausencia, producto de perturbaciones antrópicas puede modificar las características ecológicas más importantes de este tipo de arroyos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Lucas Miranda, Eduardo Troitino, Claudia Feijoó y Rubén Carmody por su asistencia en las tareas de

campo y las sugerencias del referee que ayudaron a mejorar el manuscrito. Este estudio fue apoyado por CONICET (Res. Número 1584) y el Departamento de Ciencias Básicas de la Universidad Nacional de Luján.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA (American Public Health Association). 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, Washington D.C., 1196 pp.
- Acuña, V., A. Giorgi, I. Muñoz, U. Uehlinger y S. Sabater. 2004. Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 49: 960-971
- Andrade, M. I. 1986. Factores de deterioro ambiental en la cuenca del Río Luján. Contribución del Instituto de Geografía, Facultad de Filosofía y Letras (UBA), Bs. As.
- Bauer, D., N. Gómez, M. Licursi, C.S. Ocon, A. Paggi, A. Rodríguez Capitulo y M. Tangorra. 2002. Ecological Status of Pampean Plain Streams and Rivers. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, Stuttgart, 28: 259-262.
- Bott, T.L., J.T. Brock, C.E. Cushing, S.V. Gregory, D. King y R.C. Petersen. 1978. A comparison of methods for measuring primary productivity and community respiration in streams. *Hydrobiologia*, 60: 3-12
- Bott, T.L., J.T. Brock, A. Baatrup-Pedersen, P.A. Chambers, W.K. Dodds, K.T. Himbeatult, J.R. Lawrence, D. Planas, E. Zinder y G.M. Wolfaardt. 1997. An evaluation of techniques for measuring periphyton metabolism in chambers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 715-725
- Cabrera, A. y Willink, A. 1973. Biogeografía de América Latina. Serie Biología. Monografía N° 13. Organización de Estados Americanos.
- Claps M. C. 1991. Diatom communities on aquatic macrophytes of pampasic lotic environments (Argentina). *Acta Hydrobiologica*, 33: 195 - 208.
- Claps M. C. 1996. Structure and dynamics of epipellic algae from a plain river (Samborombón River, Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*, 137: 251-263.
- Elósegui, A. y M.J. Pozo. 1998. Epilithic biomass and metabolism in a north Iberian stream. *Aquatic Science*, 60: 1-16.
- Fellows, C.S., H.M. Vallet y C.N. Dahm. 2001. Whole-stream metabolism in two montane streams: contribution of the hyporheic zone. *Limnology and Oceanography*, 46 (3): 523-531
- Feijoó C., Giorgi A., García M. E. y F. Momo. 1999. Temporal and spatial variability in streams of a pampean basin. *Hydrobiologia*, 394: 41-52.
- Fisher S. G. y N. B. Grimm. 1988. Disturbance as a determinant of structure in a Sonoran Desert stream ecosystem. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte*

- Limnologie, 23: 1183-1189.
- Fleituch, T.** 1999. Responses of benthic community metabolism to abiotic factors in a mountain river in southern Poland. *Hydrobiologia*, 380, 27-41
- Hill, W. R., P. J. Mulholland y E. R. Marzolf.** 2001. Stream ecosystem responses to forest leaf emergence in spring. *Ecology*, 82: 2306-2319.
- Giorgi A., Feijoó C., Calviño P. y F. Dutweiler.** 1998. Annual variation of periphyton biomass in two plain streams with different macrophyte abundance. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 26: 1698-1701.
- 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
- Lopretto E. y G. Tell.** 1995. Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio. Tomo I. Ed. Sur, La Plata. 895 pp.
- Margalef, R.** 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona, 1010 pp.
- Marzolf, E.R., P.J. Mulholland y A.D. Steinman.** 1994. Improvement to the diurnal Upstream-Downstream dissolved oxygen change technique for determining whole-stream metabolism in small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 1591-1599
- Minshall G. W., Cummins K. W., Petersen R. C., Cushing C. E., Bruns D. A., Sedell J. R. y R.L. Vannote.** 1985. Developments in stream Ecosystem Theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1045-1054.
- Mollá, S., L. Maltchik y C. Casado.** 1994. Primeros datos sobre el metabolismo de un arroyo temporal mediterráneo de Sierra Morena (Córdoba). *Limnética*, 10: 59-67
- Odum, H. T.** 1956. Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, 2: 85-97
- Papadakis J.** 1980. *El suelo*. Ed. Albatros, Buenos Aires, 346 pp.
- Prahl C., Jeppesen E., Sand-Jensen K. y Moth-Iversen T.** 1991. A continuous-flow system for measuring in vitro oxygen and nitrogen metabolism in separated stream communities. *Freshwater Biology*, 26: 495-506.
- Sala J. M., González N. y E. Kruse.** 1983. Generalización hidrológica de la Provincia de Buenos Aires. En: *Resúmenes Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras*, pp 974-1009. Comité Nacional para el Programa Hidrológico Internacional, Buenos Aires, Argentina 11-20 Abril 1983. Olavarría, Argentina.
- Sand-Jensen K., Moller J. y B. H. Olesen.** 1988. Biomass regulation of microbenthic algae in Danish lowland streams. *Oikos* 53: 332-340.
- Sand-Jensen K., Borg D. y E. Jeppesen.** 1989. Biomass and oxygen dynamics of the epiphytic community in a Danish lowland stream. *Freshwater Biology*, 22: 431-443.
- Smith, R.L. y T. M. Smith.** 2001. *Ecología*. Ed. Addison Wesley, New York, 642pp
- Solari L. C. y M. C. Claps.** 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annals de Limnologie*, 32: 89-95.
- Suárez L. y R. Vidal-Abarca.** 2000. Metabolism of a semi-arid stream of south east Spain. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 27: 756-761.
- Uehlinger, U. y M.W. Naegeli.** 1998. Ecosystem metabolism, disturbance, and stability in a prealpine gravel bed river. *Journal of North American Benthological Society*, 17 (2), 165-178
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummings K. W., Sedell J. R. y C. E. Cushing.** 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Velasco, J., A. Millard, M. R. Vidal-Abarca, M. L. Suárez, C. Guerrero y M. Ortega.** 2003. Macrophytic, epipelic and epilithic primary production in a semiarid Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 48: 1408-1420.
- Wiley M.J., Osborne L.L. y R.W. Larimore R.W.** 1990. Longitudinal structure of an agricultural prairie system and its relationship to current stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 373-384.
- Wilcock, R.J., J.W. Nagels, G.B. McBride, K.J. Collier, B.T. Wilson y B.A. Huser.** 1998. Characterisation of lowland streams using a single-station diurnal curve analysis model with continuous monitoring data for dissolved oxygen and temperature. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32: 67-79
- Young R. G. y A. Huryn.** 1996. Interannual variation in discharge controls ecosystem metabolism along a grassland river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 2199-2211.

ALGAS EPÍFITAS INDICADORAS DE CALIDAD DEL AGUA EN ARROYOS VINCULADOS A LA LAGUNA DE LOS PADRES

K.S. ESQUIÚS, A.H. ESCALANTE Y L.C. SOLARI¹

Lab. de Limnología, Depto. de Biología, FCEyN, UNMDP y CONICET.
kesquiús@mdp.edu.ar; aescalante@mdp.edu.ar

¹Instituto de Limnología «Dr. Raúl A. Ringuelet»; solari@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. Diatoms constitute a useful tool to evaluate the trophic status of aquatic systems, as they answer quickly to environmental changes. They have been used in water quality researches since the beginning of the 20th century, but only few reports are available from Argentina. In the present paper, several biological descriptors have been employed to evaluate the water quality of the influent and effluent streams from Los Padres Lagoon (Los Padres and La Tapera creeks, respectively), including Descy Index (DI) and Pampean Diatoms Index (PDI). In each creek, ten stems of the «giant bulrush» (*Schoenoplectus californicus*) were randomly collected and the main physical and chemical parameters were recorded *in situ*. In the laboratory, periphyton was removed and algae taxa were identified and counted. A total of 107 periphytic taxa were identified (83 at the inflow and 101 at the outflow). Diatoms constituted the richest and the most abundant group in both creeks. DI and PDI indices showed a higher eutrophic level in the influent, possibly due to the input of an important quantity of agricultural pollutants of the surrounding lands and to the strong impact of birds. Species composition, diversity and equitability were the only biological descriptors suitable to assess the water quality in the present study.

Keywords: streams, Los Padres Lagoon, diatoms, periphyton, eutrophy.

Palabras Clave: arroyos, Laguna de Los Padres, diatomeas, perifiton, eutrofia.

INTRODUCCIÓN

Los ríos y arroyos son ecosistemas complejos en los que los factores químicos, físicos y biológicos varían en escalas espaciales y temporales. En estos ambientes, resulta insuficiente caracterizar la calidad del agua teniendo sólo en cuenta sus particularidades químicas. Al complementar estos análisis empleando indicadores biológicos, se provee de una evaluación integral de las condiciones medioambientales de estos sistemas (Stevenson y Pan, 1999).

Las diatomeas son valiosos indicadores ambientales porque responden rápidamente a factores tales como la temperatura, luz, velocidad de corriente, nutrientes, conductividad, polución orgánica e inorgánica, acidificación y herbivoría (Turner *et al.*, 1991; Gaglioti, 1992; Niyogi *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 2001; Licursi *et al.*, 2006; Tall *et al.*, 2006). Por otra parte, constituyen los principales componentes del perifiton y del bentos, contribuyendo a gran parte de la abundancia total de estas comunidades (Claps, 1991; Gaglioti,

1992; Moschini-Carlos *et al.*, 1998; Esquiús *et al.*, 2005).

Si bien el uso de las diatomeas en estudios de calidad del agua data de principios del siglo XX, existen escasos antecedentes en Argentina (Licursi y Gómez, 2002, 2003; Gómez *et al.*, 2003). Numerosos índices bióticos (IPS: Índice Poluto Sensible; IS: Índice de Sladeczek o ID: Índice de Descy) han sido ideados con el propósito de interpretar el efecto del enriquecimiento orgánico en ambientes acuáticos europeos. Sin embargo, a pesar de su practicidad, su utilización en sistemas lóticos de la llanura pampeana es ampliamente cuestionada debido a que no reflejan fielmente los cambios en la calidad del agua que en estos últimos puedan ocurrir (Gómez y Licursi, 2001).

A fin de subsanar la dificultad para implementar los índices anteriormente mencionados, Gómez y Licursi (2001) desarrollaron el Índice de Diatomeas Pampeano (IDP), que establece valores de sensibilidad de las diatomeas a la polución orgánica, permitiendo evaluar la eutrofi-

zación de ríos y arroyos del área pampeana.

La razón de la utilización del epipelon para el cálculo del IDP radica en que dicha comunidad es la más representativa e importante en sistemas lóticos pampeanos. Si bien existen alternativas para el biomonitoreo de la calidad del agua en estos ambientes (epiliton, perifiton o sustratos artificiales), éstas no son utilizadas corrientemente debido a las características del lecho de los arroyos bonaerenses ó a las desventajas metodológicas que presentan (Gómez y Licursi, 2001). A pesar de esto, la comunidad de algas epifitas podría resultar una alternativa práctica para estudios de este tipo si la macrófita seleccionada como sustrato presenta una distribución amplia y homogénea a lo largo del cuerpo de agua.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la fiabilidad de la utilización de las diatomeas perifíticas en el estudio de la calidad del agua de los arroyos vinculados a la Laguna de Los Padres, además de los descriptores biológicos habituales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca hidrológica de Los Padres está localizada en el borde oriental de las Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires (37° 56' 30" S, 57° 44' 30" O). Su cuenca superficial comprende la laguna homónima, el Arroyo de Los Padres (afluente) y el Arroyo de La Tapera (efluente). La laguna de Los Padres es un típico cuerpo de agua de la Pampasia bonaerense, somero y polimíctico (Ringuelet, 1972). El afluente discurre a través de

campos hortícolas antes de desembocar en la laguna; opuesto a él se encuentra el efluente con una pequeña compuerta que regula la salida de agua de dicho cuerpo (Esquiús *et al.*, 2005). La desembocadura del A° de Los Padres y las nacientes del A° de La Tapera fueron seleccionadas como sitios de muestreo por poseer extensas áreas cubiertas por el «junco» (*Schoenoplectus californicus*) y características fitoplanctónicas diferentes (Parada, 1999) (Figura 1).

Muestreo y análisis de los datos

El muestreo se realizó en una sola oportunidad durante el período estival. Se extrajeron aleatoriamente 10 tallos de junco en cada uno de los sitios de estudio, utilizando los primeros 20 cm desde su emergencia del sustrato. Simultáneamente con la obtención del material vegetal, se midieron *in situ* los principales parámetros limnológicos y se tomaron muestras de agua para las determinaciones de oxígeno disuelto, DBO₅, pH, alcalinidad total y de carbonatos y bicarbonatos, realizadas por el Laboratorio de Química (FCEyN, UNMdP) siguiendo los procedimientos indicados en APHA (American Public Health Association, 1998).

En el laboratorio, se extrajo la película algal por raspado de la superficie de los juncos con un pincel fino. Se procedió a la identificación de la flora presente utilizando bibliografía pertinente (Bourelly, 1968, 1970, 1972, 1988; Guarrera *et al.*, 1968, 1972; Weber, 1971; Hindák, 1977, 1980, 1984, 1988, 1990; Germain, 1981; Komárek y Anagnostidis, 1985, 1989; 1999, 2005; Tell y Conforti, 1986; Vélez y Maidana, 1995; Cox, 1996). El recuento se realizó en una cámara Sedgwick-Rafter bajo microscopio binocular. Se calcularon las densidades algales expresando los resultados obtenidos como número de organismos por cm², considerando la superficie colonizada del junco como la superficie lateral de un cilindro (Claps, 1984).

Para determinar la calidad del agua de los arroyos vinculados a la Laguna de Los Padres, se utilizaron los siguientes descriptores biológicos perifíticos: número de taxa y su densidad, índices de Shannon-Weaver (H), de Equitatividad (E) (Moreno, 2001); de Descy (ID) y de Diatomeas Pampeano (IDP) (Licursi y Gómez, 2003).

Para determinar diferencias significa-



Figura 1. Arroyos vinculados a la Laguna de Los Padres: sitios de muestreo.

tivas en la abundancia de algas perifíticas se realizaron los test de Student (t) y de Mann-Whitney (T) (Zar, 1984).

RESULTADOS

Las dos estaciones de muestreo mostraron diferencias en los parámetros físicos y químicos estimados (Tabla 1). El A° de La Tapera fue más somero y más transparente que el A° de Los Padres. La velocidad de corriente y el valor de DBO₅ registrados en el afluente fueron dos veces más elevados que los del efluente, mientras que el oxígeno disuelto fue menor que el registrado en el A° de La Tapera.

El agua de ambos arroyos fue levemente alcalina. El valor de la alcalinidad total fue mayor en el A° de Los Padres, aunque

Parámetros	LP	LT
Temperatura ambiente (°C)	24	22
Temperatura del agua (°C)	21	22
Profundidad (m)	0,47	0,36
Transparencia (m)	0,10	0,36
Velocidad de corriente (m/seg)	7,23	3,40
pH	8,35	8,95
DBO ₅ (mg/l O ₂)	0,11	0,06
OD (mg/l)	8,15	9,60
Alcalinidad total (mg CO ₃ Ca/l)	325	309
Bicarbonatos (mg CO ₃ Ca/l)	325	274
Carbonatos (mg CO ₃ Ca/l)	—	35

Tabla 1. Valores de los parámetros físicos y químicos estimados en los arroyos de Los Padres (LP) y de La Tapera (LT) vinculados a la Laguna de Los Padres.

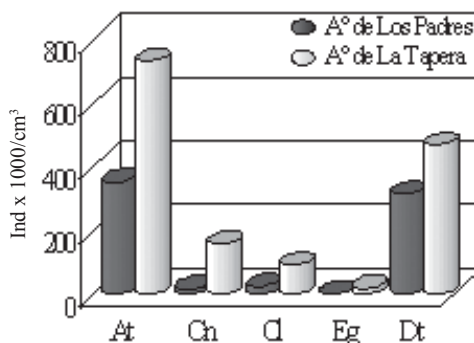


Figura 2. Abundancia (en Ind x 1000/cm²) total de algas perifíticas (At), cianofitas (Cn), clorofitas (Cl), euglenofitas (Eg) y diatomeas (Dt) en los arroyos vinculados a la Laguna de Los Padres.

en ambas estaciones de muestreo la mayor contribución a la alcalinidad total fue debida principalmente a los bicarbonatos. Las concentraciones de carbonato fueron muy bajas o nulas.

Se identificaron un total de 107 taxa perifíticos, 101 de los cuales fueron registrados en los juncos del A° de La Tapera y 83 en los del A° de Los Padres. Más del 50 % de la riqueza específica fue debida a la presencia de diatomeas; el número de taxa de cianofitas y euglenofitas fue bajo en ambos ambientes, mientras que las clorofitas estuvieron mejor representadas en los juncos del efluente (Tabla 2).

Se identificaron 56 taxa de diatomeas, de los cuales 4 pertenecen al Orden Centrales y el resto al Orden Pennales (Tabla

Descriptor biológico	LP	LT
N° de taxa	Total	83
	Cianofitas	10
	Euglenofitas	3
	Clorofitas	13
	Chlorococcales	7
	Desmideáceas	3
Diatomeas	54	52
Abundancia (n° ind/cm ²)	Total	349140,11
	Cianofitas	12869,94
	Euglenofitas	78,25
	Clorofitas	21968,12
	Diatomeas	314223,80
Índices	H	1,79
	E	0,40
	ID	3,40
	IDP	2,50

Tabla 2. Descriptores biológicos perifíticos utilizados para determinar la calidad del agua de los arroyos de Los Padres (LP) y de La Tapera (LT). Índices: H: de Shannon-Weaver, E: de Equitatividad, D: de Descy e IDP: de Diatomeas Pampeano.

3). La mayoría de éstos fueron comunes a ambos arroyos, excepto *Achnanthes delicatula*, *A. inflata*, *Amphora* sp. y *Pinnularia*

legumen, exclusivas del A° de Los Padres y *Cymatopleura solea* y *Cymbella neocistula* del A° de La Tapera.

ID IDP	Taxa	Abundancia (%)	
		LP	LT
	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow	< 1	-
*	<i>A. inflata</i> (Kützing) Grunow	< 1	-
	<i>Achnanthes</i> sp.	-	-
	<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	< 1	-
*	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	< 1	< 1
	<i>Amphora</i> sp.	-	-
*	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer	< 1	< 1
*	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	< 1	12
*	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	< 1	< 1
	<i>Caloneis permagna</i> (J. W. Bail) Cl.	12	-
*	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	-	2
*	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	< 1	< 1
	<i>Cymatopleura solea</i> (Bréb.) W. Smith	-	< 1
*	<i>Cymbella excisa</i> Kützing	< 1	< 1
*	<i>C. neocistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	< 1	< 1
	<i>C. ventricosa</i> Kützing	< 1	< 1
*	<i>Diatoma hyemale</i> (Roth) Heiberg	< 1	-
*	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	< 1	2
*	<i>E. sorex</i> Kützing	< 1	41
*	<i>Eunotia pectinalis</i> (Dyllwyn) Rabenhorst var. <i>pectinalis</i>	< 1	< 1
	<i>E. pectinalis</i> var. <i>ventralis</i> Grunow	< 1	-
*	<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann	< 1	-
	<i>Fragilaria</i> sp.	< 1	< 1
	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	1	< 1
	<i>G. angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	< 1	< 1
	<i>G. constrictum</i> Ehrenberg	< 1	< 1
	<i>G. constrictum</i> var. <i>coronata</i> (Ehr.) W. Smith	< 1	-
*	<i>G. parvulum</i> (Kützing) Kützing	< 1	-
*	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	< 1	< 1
*	<i>Hantzschia virgata</i> (Roper) Grunow	62	-
	<i>Hantzschia</i> sp.	3	-
*	<i>Melosira varians</i> Agardh	< 1	< 1
*	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	-	16
	<i>N. zanoni</i> Hust.	< 1	1
*	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve	< 1	< 1
	<i>Nitzschia closterium</i> (Ehrenberg) W. Smith	< 1	-
	<i>N. filiformis</i> (W. Smith) Hust.	< 1	-
*	<i>N. palea</i> (Kützing) W. Smith	< 1	< 1
*	<i>N. sigma</i> (Kützing) W. M. Smith	< 1	< 1
*	<i>N. sigmoidea</i> (Nitzsch) W. M. Smith	-	< 1
*	<i>N. tryblionella</i> Hantzsch	< 1	< 1
*	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst	< 1	-
*	<i>P. gibba</i> Ehrenberg	< 1	-
	<i>P. legumen</i> (Ehrenberg) Erhenberg	< 1	-
*	<i>P. maior</i> (Kützing) Rabenhorst	14	< 1
	<i>P. mesolepta</i> (Ehrenberg) W. Smith	< 1	-
*	<i>P. viridis</i> (Nitzsch) Erhenberg	< 1	-
*	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere	< 1	< 1
*	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (Agardh) Lange-Bertalot	-	21
*	<i>Rhopalodia gibba</i> (Erhenberg) O. Müller	< 1	< 1
*	<i>Surirella linearis</i> W. M. Smith	< 1	-
*	<i>S. ovalis</i> Brébisson	2	-
	<i>S. ovata</i> Kützing	< 1	< 1
*	<i>S. robusta</i> Erhenberg	< 1	< 1
*	<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) D. G. Mann	-	< 1
*	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	< 1	< 1

Tabla 3. Taxa de diatomeas y sus abundancias relativas en la comunidad perifítica del junco del A° de Los Padres (LP) y del A° de La Tapera (LT). Los asteriscos indican la utilización del taxón en el cálculo de los índices ID e IDP.

La abundancia total, expresada como ind/cm², fue significativamente mayor en el juncal cercano a las nacientes del A° de La Tapera, representando más del doble de la cantidad encontrada en el A° de Los Padres ($t_{0,05(2),18} = 3,05$; $p = 0,0069$). Situación similar se observó con la densidad de las cianofitas ($T_{0,05(2)10,10} = 154$; $p < 0,0001$) y euglenofitas ($T_{0,05(2)10,10} = 155$; $p < 0,0001$) (Figura 2).

Las diatomeas centrales fueron significativamente más abundantes en el A° de La Tapera ($T = 55$, $p < 0,01$), debido principalmente al predominio de *Aulacoseira granulata*. A pesar de esto, no se encontraron diferencias significativas en la abundancia de centrales más pennales entre ambos ambientes ($t_{0,05(2),18} = 1,52$, $p = 0,1469$) (Figura 3).

En la comunidad perifítica del afluente se observó la dominancia absoluta de *Navicula cryptocephala*, la cual contribuyó en más del 50% a la abundancia total, y la codominancia de *Cocconeis placentula* y *Rhoicosphenia abbreviata*. En cambio, en la comunidad desarrollada sobre los juncos del efluente se observó la dominancia conjunta de 4 especies: *A. granulata*, *Epithemia sorex*, *N. cryptocephala* y *R. abbreviata*.

La diversidad específica y la equitabilidad (expresadas por el Índice de Shannon-Weaver y por el de Equitatividad, respectivamente) resultaron mayores en la comunidad desarrollada sobre los juncos del efluente. De los 56 taxa de diatomeas identificados, 36 fueron utilizados para el cálculo de los índices bióticos de Descy

(ID) y de Diatomeas Pampeano (IDP). De ambos índices se obtuvieron resultados similares que indicaron que la calidad del agua del A° de La Tapera es aceptable y presenta una eutrofización moderada (IDP= 1,9; ID= 3,7). En cambio, el A° de Los Padres presenta aguas de calidad mala y un grado de polución importante (IDP= 2,5; ID= 3,4).

DISCUSIÓN

Los dos arroyos vinculados a la Laguna de Los Padres presentaron características limnológicas diferentes. El A° de Los Padres resultó menos transparente que el A° de La Tapera. En el afluente, la mayor velocidad de corriente registrada, la gran cantidad de partículas en suspensión y el importante aporte de materia orgánica realizado por las aves que anidan en ese sector, podrían ser los causantes de la escasa transparencia y de las diferencias observadas en los valores de DBO₅ y OD.

En la comunidad perifítica desarrollada sobre *Schoenoplectus californicus* se identificaron 107 taxa, siendo las diatomeas el grupo más diverso y abundante en ambos arroyos. Esto concuerda con lo observado en un trabajo previo realizado en los mismos sitios de muestreo, empleando sustratos artificiales como modelo de estudio (Esquiús *et al.*, 2005).

Los índices bióticos y de diversidad calculados señalaron un mayor nivel de eutrofia en el afluente, hecho que concuerda con los resultados obtenidos por Parada (1999) en el fitoplancton. El mayor grado de polución observado en el A° de Los Padres podría deberse al ingreso de una importante carga contaminante de los terrenos agrícolas circundantes (Miglioranza *et al.*, 2004) y a una fuerte influencia de animales (Martínez, 1993; Pizarro *et al.*, 2004), ya que esta zona es utilizada por las aves como sitio de nidificación y dormitorio.

Según Gómez y Licursi (2001), el IDP describe mejor los cambios en la calidad del agua que el ID, el IPS y el IS siendo este último el menos sensible. El hecho de que los índices bióticos calculados señalaran una caracterización similar del agua de los arroyos, indicaría que la diferencia de sensibilidad entre el IDP y el ID resulta mínima en este estudio.

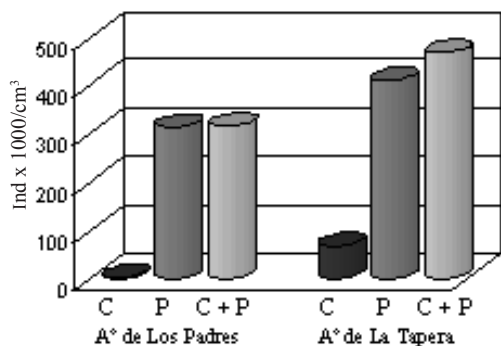


Figura 3. Abundancia (en Ind x 1000/cm³) de diatomeas perifíticas. C: Diatomeas Centrales, P: Diatomeas Pennales, C + P: Centrales + Pennales. Los asteriscos indican diferencias significativas en los valores hallados ($p < 0,05$).

Algunos autores sostienen que en este tipo de estudios resulta ventajoso emplear sustratos artificiales en lugar de los naturales (Gómez *et al.*, 2003). Sin embargo, se considera que el empleo de *S. californicus* en este trabajo fue apropiado, debido al carácter perenne de dicha macrófita y al gran desarrollo que alcanza en los ambientes muestreados.

Si bien este trabajo está basado en un muestreo puntual, la utilización de la comunidad perifítica en el cálculo de los índices bióticos no presentó problemas a la hora de interpretar los resultados. A pesar de que los taxa empleados en el IDP y el ID presentaron una abundancia relativa menor al 1%, representan en conjunto más del 60% de la riqueza y más del 80 % de la abundancia de diatomeas perifíticas. Esto coincide con los requerimientos postulados por Licursi y Gómez (2003) para el uso de las diatomeas como indicadores de la calidad del agua.

La comunidad perifítica del efluente fue más rica que la del afluente. Todos los grupos algales estuvieron mejor representados, observándose un mayor número de taxa de cianofitas y clorofitas. La densidad total de organismos fue significativamente mayor en el A° de La Tapera, así como la abundancia de cianofitas y euglenofitas.

La biomasa perifítica es un descriptor biológico altamente variable en ríos y arroyos, constituyendo un pobre indicador de la calidad del agua. Según Stevenson y Pan (1999), su utilización en el monitoreo de ambientes con enriquecimiento de nutrientes puede generar resultados confusos, ya que valores bajos de densidad perifítica pueden ser consecuencia de disturbios físicos, químicos o bióticos recientes. En la desembocadura del A° de Los Padres, la menor densidad algal registrada podría deberse a la importante perturbación producida por el movimiento del agua (Luttenton y Rada, 1986), que sería en este arroyo el factor de control de la biomasa del perifiton, más importante aún que el incremento en nutrientes.

La mayor densidad de cianofitas observada en el A° de La Tapera podría deberse a que este grupo de algas se ve favorecido por la estabilidad de la columna de agua (Gómez *et al.*, 2003).

Las diatomeas centrales fueron significativamente más numerosas en el A° de La Tapera, si bien no existieron diferen-

cias significativas en la abundancia de diatomeas centrales más pennales. Los taxa dominantes y codominantes en ambos ambientes fueron diferentes, así como su contribución relativa a la abundancia total.

En síntesis, los índices bióticos calculados indicaron que los arroyos vinculados a la Laguna de Los Padres presentan diferentes niveles de eutrofia, siendo mayor en el A° de Los Padres. De todos los descriptores perifíticos utilizados para evaluar la calidad del agua en los ambientes estudiados, sólo el número total de especies, la diversidad y la equitabilidad reflejaron el incremento del nivel de eutrofia registrado en el afluente. La biomasa perifítica resultó ser un pobre indicador de la calidad del agua en este ambiente, donde la velocidad de corriente podría constituir el factor de control determinante.

AGRADECIMIENTOS

A la Sra. A. Licciardo por su invaluable asistencia técnica en el campo y en el laboratorio. Al Sr. J. Pérez López por su ayuda durante el muestreo. A la Lic. A. I. Saiz y M. Sc. M. Segura por la realización de los análisis químicos. Este trabajo fue financiado por la Universidad Nacional de Mar del Plata (EXA 167/00 a AHE). K. S. Esquiús es becario de postgrado del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association.** 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 20th Edition, Washington D.C., 1258 p.
- Bourelly, P.** 1968. Les algues d'eau douce. Initiation á la systématique. Tome II: Les algues jaunes et brunes Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Ed. N. Boubée & Cie, París, 438 pp.
- Bourelly, P.** 1970. Les algues d'eau douce. Initiation á la systématique. Tome III: Les algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Ed. N. Boubée & Cie, París, 512 pp.
- Bourelly, P.** 1972. Les algues d'eau douce. Initiation á la systématique. Tome I: Les algues vertes. Ed. N. Boubée & Cie, París, 572 pp.
- Bourelly, P.** 1988. Compléments. Les algues d'eau douce. Initiation á la systématique. Tome I: Les algues vertes. Ed. N. Boubée & Cie, París, 182 pp.
- Claps, M. C.** 1984. Perifiton en *Scirpus californicus* (Meyer) Steud. (Marjal de Ajó - Bahía

- Samborombón). Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) Zoológica, 13: 139-149.
- Claps, M. C.** 1991. Diatom communities on aquatic macrophytes of pampasic lotic environments (Argentina). Acta Hydrobiologica, 33: 195-208.
- Cox, E. J.** 1996. Identification of freshwater diatoms from live material. Ed. Chapman & May, Londres, 158 pp.
- Esquiú, K. S., A. H. Escalante y L. C. Solari.** 2005. Algas no planctónicas: un experimento de colonización. Biología Acuática, 22: 103-110.
- Gaglioti, P. V.** 1992. Variación espacial y estacional en la estructura de las comunidades de diatomeas epilíticas de un arroyo andino. Su relación con factores abióticos. Ecología Austral, 2: 77-86.
- Germain, H.** 1981. Flore des diatomées Diatomophycées d'eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaín et des contrées voisines d'Europe Occidentale. Soc. Nouvelle des Editeurs Boubée, París, 443 pp.
- Gómez, N. y M. Licursi.** 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. Aquatic Ecology, 35: 173-181.
- Gómez, N., M. Licursi, D. E. Bauer, P. R. Hualde. y M. V. Sierra.** 2003. Reseña sobre modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la evaluación y monitoreo de algunos sistemas lóticos pampeanos bonaerenses. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 38 (1-2): 93-103.
- Guarrera, S. A., S. M. Cabrera, F. López. y G. Tell.** 1968. Ficoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. I. Area de la pampa deprimida. Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) Botánica, 10 (49): 223-331.
- Guarrera, S. A., L. Malacalza. y F. López.** 1972. Ficoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. II. Complejo Lagunar Salada Grande, Encadenadas del Oeste y Encadenadas del Sur. Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) Botánica, 12 (67): 161-219.
- Hindák, F.** 1977. Studies on the chlorococcal algae / Chlorophyceae/. I. Biologické Práce XXIII/4. Veda, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences Bratislava, 190 pp.
- Hindák, F.** 1980. Studies on the chlorococcal algae / Chlorophyceae/. II. Biologické Práce XXVI/6. Veda, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences Bratislava, 197 pp.
- Hindák, F.** 1984. Studies on the chlorococcal algae / Chlorophyceae/. III. Biologické Práce XXX/1. Veda, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences Bratislava, 308 pp.
- Hindák, F.** 1988. Studies on the chlorococcal algae / Chlorophyceae/. IV. Biologické Práce XXXIV/1-2. Veda, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences Bratislava, 263 pp.
- Hindák, F.** 1990. Studies on the chlorococcal algae / Chlorophyceae/. V. Biologické Práce. Veda, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences Bratislava, 225 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis.** 1985. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2- Chroococcales. Archive für Hydrobiologie. Supplement 73, 2 (Algological Studies 56): 157-226.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis.** 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4- Nostocales. Archive für Hydrobiologie. Supplement 82, 3 (Algological Studies 56): 247-345.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis.** 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart: 548 pp.
- Komárek, J. y K. Anagnostidis.** 2005. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. Elsevier GmbH, München, 758 pp.
- Licursi, M. y N. Gómez.** 2002. Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. Annales de Limnologie, 38 (2): 109-118.
- Licursi, M. y N. Gómez.** 2003. Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana Argentina a partir del empleo de Diatomeas. Biología Acuática, 21: 31-49.
- Licursi, M., Sierra M. V. y N. Gómez.** 2006. Diatom assemblages from a turbid coastal plain estuary: Rio de la Plata (South America). Journal of Marine Systems, 62: 35-45.
- Luttenton, M. R. y R. G. Rada.** 1986. Effects of disturbance on epiphytic community architecture. Journal of Phycology, 22: 320-326.
- Martínez, M. M.** 1993. Las Aves y la Limnología. En: Boltovskoy A. y López, H. L. (Eds.) Conferencias de Limnología. Instituto de Limnología «Dr. R. A. Ringuelet». La Plata, 249 p.
- Miglioranza, K. S. B., J. E. Aizpun de Moreno y V. J. Moreno.** 2004. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C. A. Meyer) Soják from the shallow lake in Argentina. Water Research, 38: 1765-1772.
- Moreno, C. E.** 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA, México, 83 p.
- Moschini-Carlos, V., M. L. Pompêo, R. Henry y O. Rocha.** 1998. Temporal variation in the structure of periphytic algal communities on an artificial substrate in the Jurumirim reservoir, S. P., Brazil. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologie, 26: 1758-1763.
- Niyogi, D. K., D. M. Mc Knight y W. M. Lewis Jr.** 1999. Influences of water and substrate quality for periphyton in a montane stream affected by acid mine drainage. Limnology and Oceanography, 44: 804-809.
- Oliveira, M. A., L. C. Torgan, E. A. Lobo y A. Scharzbold.** 2001. Association of Periphytic Diatom Species of Artificial Substrate in Lotic Environments in the Arroio Sampaio Basin, RS, Brazil: Relationships with Abiotic Variables. Brazilian Journal of Biology, 61 (4): 523-540.
- Parada, V.** 1999. Variaciones espacio-temporales del fitoplancton de la Laguna de Los Padres (Partido de General Pueyrredón, Provincia de Buenos Aires). Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Mar del Plata, 25 p.
- Pizarro, H., L. Allende y S. M. Bonaventura.** 2004. Littoral epilithon of lentic water bodies at Hope bay, Antarctic Peninsula: biomass variables in relation to environmental conditions. Hydrobio-

- logía, 529: 237-250.
- Ringuelet, R. A.** 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago de tercer orden de la Región Neotropical Templada (Pampasia Sud-oriental de la Argentina). *Physis*, 31: 55-76.
- Stevenson, R. J. y Y. Pan.** 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. En: E. F. Stoermer y J. P. Smol (Eds.). *The Diatoms. Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge: 11-40.
- Tall, L., L. Cloutier y A. Cattaneo.** 2006. Grazer-diatom size relationships in an epiphytic community. *Limnology and Oceanography*, 51 (2): 1211-1216.
- Tell, G. y V. Conforti.** 1986. *Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina*. J. Cramer, Stuttgart, 301 pp.
- Turner, M. A., E. T. Howell, M. Summerby, R. H. Hesslein, D. L. Findlay y M. B. Jackson.** 1991. Changes in epilithon and epiphyton associated with experimental acidification of lake to pH 5. *Limnology and Oceanography*, 36 (7): 1390-1405.
- Vélez C. G. y N. I. Maidana.** 1995. Algae. En: E. C. Lopretto y G. Tell (Dir.) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata: 379-442.
- Weber, C. I.** 1971. A guide to the common diatoms at water pollution surveillance system stations. U. S. Environmental Protection Agency, National Environmental Research Center, Analytical Quality Control Laboratory, Ohio, 93 pp.
- Zar, J. H.** 1984. *Biostatistical analysis*. Second Edition, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 718 p.