

ISSN 0326-1638

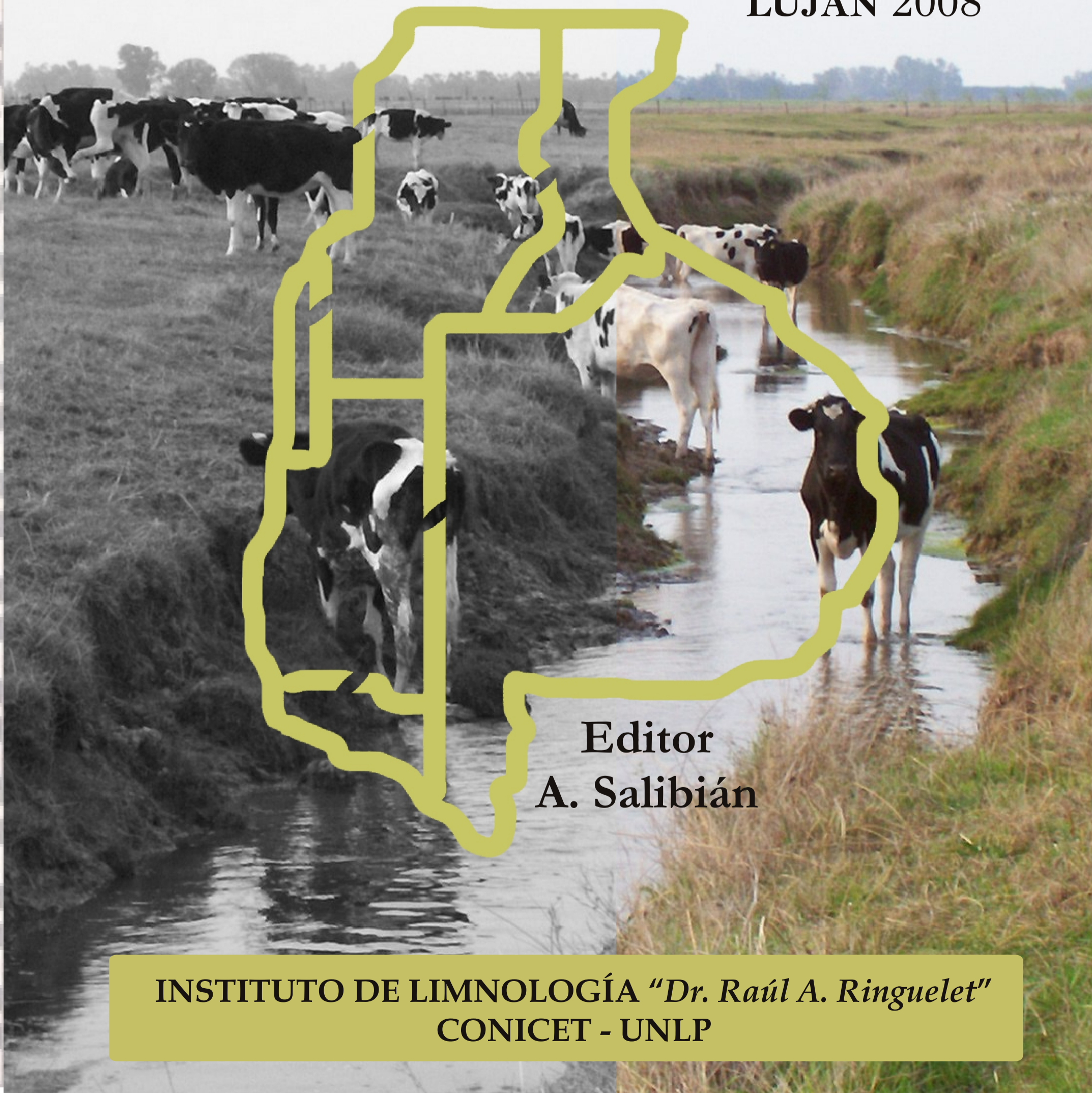
BIOLOGÍA ACUÁTICA

Volumen N° 26

2009

Trabajos completos del
V CONGRESO de ECOLOGÍA y MANEJO de
ECOSISTEMAS ACUÁTICOS PAMPEANOS

LUJÁN 2008



Editor
A. Salibián

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

PRESENTACIÓN

Tenemos el placer de poner en manos de la comunidad científica las versiones expandidas de una importante parte de las contribuciones presentadas en el V Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos (EMEAP), celebrado en la Sede Central de la Universidad Nacional de Luján, entre el 3 y el 5 de diciembre de 2008; también compartimos con los lectores las Conclusiones finales del Congreso, elaboradas al finalizar el Congreso.

Este número reúne 23 artículos originales, que involucran a 67 investigadores y a 19 instituciones.

Los textos permiten apreciar una diversidad temática y riqueza de la información generada, que vienen a confirmar que la Biología Acuática en nuestro país es una disciplina definitivamente afianzada en el escenario mayor de las Ciencias Biológicas.

Todos los artículos que integran esta entrega han sido revisados en forma independiente por 1-3 lectores-evaluadores, quienes emitieron por escrito su opinión científica sobre diferentes aspectos de los textos, la que luego fue puesta en conocimiento de los autores. Ellos, cuando correspondía, revisaron o corrigieron sus manuscritos hasta la versión que ahora se entrega en este número de BIOLOGIA ACUÁTICA.

Corresponde agradecer especialmente a los colegas evaluadores por su valiosísima y generosa contribución –según el caso- al aseguramiento o mejoramiento de la calidad del material científico cuya revisión les fuera solicitada. Sus nombres (por orden alfabético) son los siguientes: Carlos Bonetto, Gabriela Campana, María C. Claps, Carlos Coviella, Fernando R. de la Torre, Liliana Falco, Claudia Feijóo, Lucrecia Ferrari, Patricia Gantes, Adonis Giorgi, Nora Gómez, Leonardo Malacalza, Fernando Momo, Aníbal Sánchez Caro, Claudia Seeligmann, Julio Vinuesa y Horacio Zagarese.

También deseamos reconocer y agradecer la tarea que cumplió Juan F. Saad como eficiente colaborador del Editor, por su excelente disposición en todas las tareas que le fueron encomendadas.

Dejamos constancia especial de los aportes de Adonis Giorgi así como del trabajo de Edgard Giorgi especialmente en las tareas concernientes a la edición propiamente dicha de este número de BIOLOGIA ACUATICA y a Leonardo Leggieri quien ha realizado el diseño de la tapa.

Desafortunadamente, estando en proceso la edición del mismo, lamentamos el inesperado fallecimiento del Sr. Claudio della Croce, ocurrido habiendo iniciado las tareas de compaginación de los primeros artículos; esta lamentable circunstancia, atrasó el proceso de edición, por lo cual apreciamos la comprensión de autores y lectores de la revista.

Alfredo Salibián
Editor.

ÍNDICE

- 1-Albornoz, Gonzalez Castelain, Cifuentes & Rodriguez
ESTADO TROFICO Y MONITOREO DE VARIABLES LIMNOLOGICAS EN UN LAGO
ARTIFICIAL (LAGO DEL FUERTE, TANDIL, PROV. DE BUENOS AIRES).....1
-
- 2-Balboni, Colautti & Baigun
CAMBIOS EN LOS ÍNDICES BIOLÓGICOS DE LA TARARIRA, *Hoplias malabaricus*
(BLOCH, 1794) EN UN CICLO ANUAL EN LA LAGUNA YALCA, PROVINCIA DE BUENOS
AIRES, ARGENTINA7
-
- 3-Benítez & Claps
DISTRIBUCIÓN HORIZONTAL Y VERTICAL DEL ZOOPLANCTON EN UN CICLO DIARIO
EN EL LITORAL DE UNA LAGUNA PAMPÁSICA19
-
- 4-Carrillo, Gabellone & Solari
ALGAS FITOPLANCTÓNICAS DE AMBIENTES LÉNTICOS Y LÓTICOS DE LA CUENCA
DEL RÍO SALADO: TOLERANCIA A FACTORES FÍSICOS.....33
-
- 5-Colautti, García de Souza & Miranda
SISTEMA DE CULTIVO MIXTO EN JAULAS Y ESTANQUES PARA EL PEJERREY
Odontesthes bonariensis.....47
-
- 6-Colautti, Maroñas, Sendra, Protogino, Brancolini & Campanella
ICTIOFAUNA DEL ARROYO LA CHOZA, CUENCA DEL RÍO DE LA RECONQUISTA
(BUENOS AIRES, ARGENTINA).....55
-
- 7- de Cabo, Casares & Seoane
INTERACCIÓN ENTRE *SALVINIA MINIMA* Y *LEMNA GIBBA*: EFECTO SOBRE EL
CRECIMIENTO EN DISTINTOS MEDIOS DE CULTIVO.....63
-
- 8-Echaniz, Vignatti & Cabrera
CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DE UNA LAGUNA TURBIA ORGÁNICA DE LA
PROVINCIA DE LA PAMPA Y VARIACIÓN ESTACIONAL DEL ZOOPLANCTON.....71
-
- 9 – Eissa, Ossana, Salibián, Ferrari & Pérez
CAMBIOS EN LA VELOCIDAD DE NADO COMO INDICADOR DEL EFECTO TÓXICO DEL
CADMIO EN *Astyanax fasciatus* y *Australoheros facetum*.....83
-

10-Elias, Cervellini, Garibotti & Piccolo ESTUDIO HISTOLÓGICO DE HUEVOS OVARICOS PARTENOGENETICOS DE <i>MOINA EUGENIAE</i> , OLIVIER 1954.....	91
<hr/>	
11- Fuchs & Volpedo MORFOLOGÍA DE <i>LAPILLUS</i> DE SILURIFORMES PARANO-PLATENSES.....	97
<hr/>	
12 – García, Rodríguez Capítulo & Ferrari EL ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS Y LA CALIDAD DEL AGUA: INDICADORES TAXONÓMICOS Y FUNCIONALES EN ARROYOS PAMPEANOS.....	109
<hr/>	
13-Grosman, Sanzano, Colasurdo & Díaz PROPUESTAS DE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DE UNA LAGUNA SUBURBANA.....	121
<hr/>	
14 - Mac Donagh, Casco, Cano, Solari, Claps & Gabellone FITOPLANCTON, EPIPELON, MATERIA ORGÁNICA Y FÓSFORO DE UNA LAGUNA ARREICA EN RELACIÓN CON FASES CLARAS Y TURBIAS	133
<hr/>	
15 - Maiztegui, Campanella & Colautti AVANCES EN EL DESARROLLO DEL CULTIVO DE LA MOJARRA (<i>Cheirodon interruptus</i>) COMO ALTERNATIVA A LA EXPLOTACIÓN DE POBLACIONES SILVESTRES.....	143
<hr/>	
16 - Mancini, Salinas & Haro DIFERENTES ASPECTOS ECOLÓGICOS E ICTIOFAUNA DE SEIS LAGUNAS MERCEDINAS (PROVINCIA DE SAN LUIS, ARGENTINA).....	151
<hr/>	
17- Peluso, González Castelain, Rodríguez & Othax ANÁLISIS PRELIMINAR DEL RIESGO SANITARIO POR METALES PESADOS EN AGUAS SUPERFICIALES DEL PARTIDO DE TRES ARROYOS SUJETAS A USO RECREATIVO....	167
<hr/>	
18- Pilati, Echaniz, Vignatti, Trucco & Alvarez EFECTO DEL LAVADO DE LA CIUDAD DE SANTA ROSA SOBRE EL ESTADO TRÓFICO DE UNA LAGUNA ARREICA.....	177
<hr/>	
19- Pozzobon DESCRIPCIÓN AMBIENTAL DE LA LAGUNA DE LOBOS, PCIA. BS.AS. UNA PROPUESTA PARA SU MONITOREO.....	185
<hr/>	

20-Rodríguez, Peluso & Gonzalez Castelain
SECTORIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL ARROYO DEL AZUL, PROVINCIA DE
BUENOS AIRES, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE TÉCNICAS ESTADÍSTICAS
MULTIVARIADAS.....197

21 –Schwerdt & Lopez Cazorla
DINÁMICA ESTACIONAL DE LA ICTIOFAUNA DE LAGUNA ALSINA, PROVINCIA DE
BUENOS AIRES, ARGENTINA.....209

22 –Vignatti, Echaniz, Ramos, Pilati & Bazán
PRODUCCIÓN PRIMARIA FITOPLANCTÓNICA DE UN LAGO SOMERO TURBIO
ORGÁNICO EN RELACIÓN CON EL ZOOPLANCTON (LA PAMPA, ARGENTINA).....217

23 –Dippolito, Ardohain, Claps & Gabellone
MUESTREO INTENSIVO DEL ZOOPLANCTON EN EL SECTOR INFERIOR DEL RÍO
SALADO, (Bs.As.) DURANTE LA EJECUCIÓN DE UNA OBRA HIDRÁULICA.....229

ESTADO TRÓFICO Y MONITOREO DE VARIABLES LIMNOLÓGICAS EN UN LAGO ARTIFICIAL (LAGO DEL FUERTE, TANDIL, PROV. DE BUENOS AIRES)

H. ALBORNOZ ¹, J. GONZALEZ CASTELAIN ¹, M. CIFUENTES ²
& L. RODRIGUEZ ¹

¹ Instituto de Hidrología de Llanuras, UNCPBA. Azul, Provincia de Buenos Aires

² Beca de Entrenamiento CIC.

hugoa@faa.unicen.edu.ar

ABSTRACT. "Del Fuerte" Lake (about 20 acres). It is used for recreation and tourism. During the researches which have been made since 1995 to 2005, it was determined that the lake is eutrophicated. The aim of this study is to update the levels of trophic state of the lake and explore the relationship between chlorophyll-a concentration and secchi disk depth. The method of Trophic State Index of Carlson and the OCDE index was applied, and the data was collected in two sampling zones every 15 days. The result of this study was the collection of 22 samples from October 2007 until today. Comparing the sampling zones, they proved not significant differences of ($p>0.05$). With respect to larger chlorophyll values ($13 \mu\text{g/l}$), the secchi disk depth changes temporarily, with very small effect on secchi disk depth (0.08 m); showing nonchlorophyll light absorption. Comparing summer and winter, they proved not significant differences of ($p>0.05$), except temperature ($p<0.05$). The condition of the lake is confirmed as Eutrophic, according to the TSI index, (TSI=78 of secchi disk depth and TSI=74 of chlorophyll-a); and Hipereutrophic according to OCDE (secchi disk depth=0.56m; chlorophyll-a=66 ($\mu\text{g/l}$)).

Key words: trophic state, chlorophyll-a, Secchi disk depth, artificial lake.

Palabras clave: estado trófico, clorofila-a, disco de Secchi, lago artificial.

INTRODUCCIÓN

El Lago del Fuerte ($37^{\circ}19'08''\text{S}$ $59^{\circ}08'05''\text{O}$) (20 ha aprox.) es utilizado con fines recreativos y turísticos. Recibe como afluentes al arroyo "de la cascada" y arroyo del "Dique Seco".

En estudios realizados en el año 1995 se determinó como un lago eutrofizado sobre la base de estudios en Fósforo y Nitrógeno (IHLLA, 1995).

En Enero del 2005 se generó una situación conflictiva en Lago del Fuerte dado que la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires recomendó la prohibición del uso de sus aguas emitiendo un "Alerta Preventivo Alto".

La Eutrofización consiste en forzar un sistema acuático desde el exterior, con la incorporación de más nutrien-

tes, y también de materia orgánica, que alteran temporalmente las condiciones de equilibrio, induciendo desviaciones en las características del sistema, en su composición biótica y en su sucesión (Margalef *et al*, 1976). Estos procesos proporcionan a un lago, condiciones no deseadas desde el punto de vista ecológico y sanitario; tales como mal aspecto, color y olor. Además proporciona el medio necesario para el desarrollo desmedido de microorganismos.

El objetivo del presente trabajo es actualizar la información sobre el estado trófico del lago y explorar la relación entre la concentración de clorofila-a y la profundidad del disco de Secchi.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las muestras se recolectaron en dos puntos ubicados en el Lago del Fuerte de Tandil (Figura 1), Provincia de Buenos Aires; con una periodicidad entre 15 y 20 días y comprendidas desde Octubre del 2007 hasta Diciembre del 2008, totalizando en 22 campañas.

El agua se recolectó subsuperficialmente y almacenó en botellas plásticas refrigeradas. Para analizar clorofila-a se filtraron, empleando bomba de vacío y filtros de fibra de vidrio fina. Los filtros se maceraron con mortero de mano, utilizando acetona 90 % como solvente de extracción.

El extracto se almacenó en oscuridad durante 12 h a 4 °C y se centrifugó a 2.000 rpm durante 20 min. La medición espectrofotométrica se realizó en un equipo AQUAMATE versión 3a 010718 y se aplicó la ecuación de Jeffrey y Humphrey (APHA, 1998).

Se cuantificó in situ la transparencia del agua, utilizando la profundidad

del disco de Secchi; también la temperatura y conductividad.

Además en laboratorio se cuantificó fósforo total (PT) utilizando el método del Acido Ascórbico, y nitrógeno (N) orgánico utilizando el método de Macro Kjeldahl; ambos como se indica en el manual de métodos estandarizados.

El estado trófico del lago se determinó utilizando el Índice de Estado Trófico de (Carlson, 1977) (TSI) modificado por (Aizaki *et al.*, 1981) para las variables Clorofila-a (mg/m^3), Fósforo total (mg/l) y profundidad del disco de Secchi (m).

$$TSI(\text{Disco de Secchi}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{3.76 - 1.57 \ln DS}{\ln 2.5} \right)$$

$$TSI(\text{Clorofila}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln Cl}{\ln 2.5} \right)$$

$$TSI(\text{Fósforo total}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.68 + 1.15 \ln PT}{\ln 2.5} \right)$$

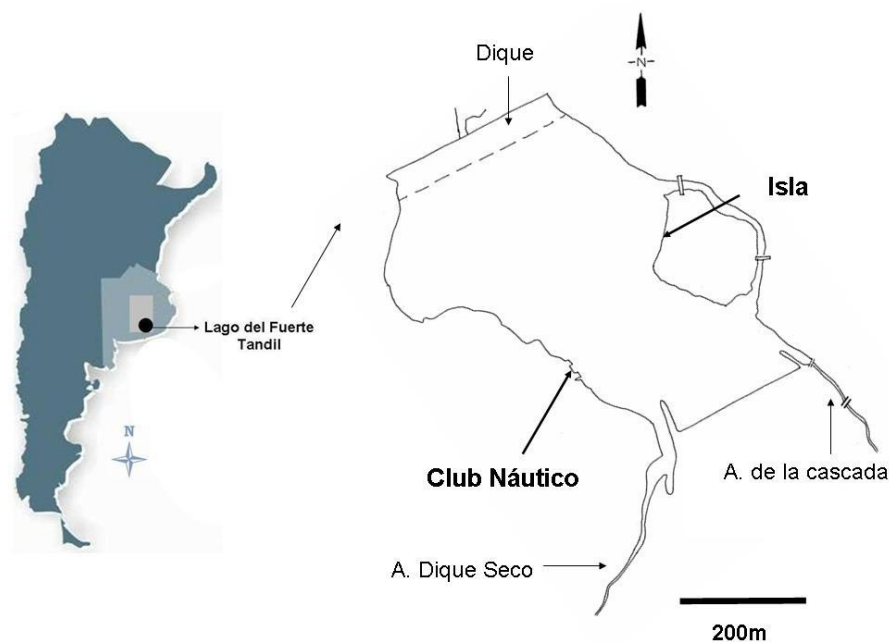


Figura 1: Fuerte de Tandil, Provincia de Buenos Aires; con una periodicidad entre 15 y 20 días y comprendidas desde Octubre del 2007 hasta Diciembre del 2008, totalizando en 22 campañas.

También se clasificó el grado de eutrofia según el Comité de Eutrofización de la Organización de Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE), utilizando las mismas tres variables anteriores.

Las correlaciones se analizaron utilizando el coeficiente de correlación de Pearson y las comparaciones entre los dos sitios de muestreo se hicieron mediante la prueba de t para medias de dos muestras emparejadas. Las comparaciones entre verano e invierno se hicieron empleando la prueba de t para dos muestras suponiendo varianzas desiguales, utilizando un $\alpha=0.05$.

RESULTADOS

La transparencia media del agua medida con el disco de Secchi fue de 0.51 m y la concentración media de clorofila-a fue de 47 $\mu\text{g/L}$ (Tabla 1).

Sólo la temperatura del agua presentó diferencias significativas entre ambos puntos de muestreo (Tabla 2).

Se observa una correlación entre la profundidad del disco de Secchi y la concentración de clorofila-a (Coef. Pearson= -0.51 Isla y -0.74 Club). Además de ello, la forma de la curva muestra que grandes cambios en la concentración de clorofila-a producen pequeños cambios en la transparencia del agua (Figura 2), particularmente en el sector del Club Náutico. Excepto entre temperatura y concentración de clorofila a (Coef. Pearson= -0.35 Isla y -0.49 Club) entre el resto de las variables limnológicas medidas no se obtuvieron correlaciones estadísticamente significativas. Se obtuvo diferencia significativa en la temperatura entre verano e invierno ($P<0.05$). Las demás variables no presentaron diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre verano e invierno (Figura 3).

Tabla 1: Resultados generales, Lago del Fuerte (Tandil), período octubre/2007 a diciembre/2008.

	Media	N	Mínimo	Máximo	Desvío Estándar
Temperatura (°C)	18	44	8	27	5
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$)	290	44	113	380	69
Secchi (m)	0.51	44	0.35	0.83	0.11
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	47	44	6	95	30
Fósforo total (mg/L)	0.14	40	0.01	0.43	0.07
N-Kjeldahl (mg/L)	0.79	40	0.00	3.40	0.72

Tabla 2: Comparación de las variables medidas en el sector de Club Náutico e Isla, Lago del Fuerte (Tandil). Test de t para muestras pareadas.

	Club Náutico		Isla		Diferencias Significativas (1)	
	Media	Desvío Estándar	Media	Desvío Estándar		
Temperatura (°C)	18	5	19	5	S	p=0.014
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S/cm}$)	289	74	291	66	NS	p>0.05
Secchi (m)	0.52	0.13	0.5	0.08		
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	45	29	49	32		
Fósforo total (mg/L)	0.15	0.09	0.13	0.04		
N-Kjeldahl (mg/L)	0.72	0.66	0,86	0.78		

(1) Test de t para muestras pareadas: S= significativas; NS =No Significativas.

Según los índices utilizados, el lago se diagnostica como eutrófico a hiper-eutrófico (Tabla 3).

DISCUSIÓN

A través de las variables Clorofila-a, profundidad del disco de Secchi, Fósforo Total y aplicando el índice de estado trófico de Carlson (TSI) y OCDE; el estado trófico actual del Lago del Fuerte es definido como eutrófico; diagnóstico que coincide con el del año 1995. Dado este estado sus aguas son aptas para el afloramiento de microorganismos potencialmente tóxicos, como lo son las Cianobacterias; las cuales producen cianotoxinas, en algunos casos mortales para humanos y ganado (Vela et al, 2007). Este tipo de escenario se observó en el año 2004 tras la recomendación de prohibición del uso de sus aguas por parte de la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires, luego de encontrar altos niveles de algas cianofitas (Gonzalez Castelain, 2005). Es por ello que es necesario monitorear este lago constantemente y en el tiempo para comprender sus ciclos y prevenir problemas mayores (Rodríguez et al, 2006).

Ambos puntos de muestreo considerados, de fácil acceso y ubicados en orillas opuestas, resultan semejantes entre sí excepto en la temperatura, significativamente menor en el Club Náutico que en la Isla. Esto podría deberse a que este último lugar se encuentra menos expuesto a los movimientos de la masa de agua. Por otro lado el hecho de no encontrar diferencias entre ambas zonas del lago, se debe posiblemente a la homogeneidad de sus aguas, por ser un ambiente pequeño y poco profundo en el cual sus aguas se encuentran siempre mezcladas.

La forma de la curva en la relación entre la concentración de clorofila-a y la profundidad del disco de secchi,

demuestra que no toda la variación en la transparencia del agua es explicada por la presencia de fitoplancton, es decir existe material particulado que no es fitoplancton, causando turbidez (Lorenzen, 1980). Esto es así dado que la extinción de la luz en ambientes acuáticos viene determinada por la cantidad de partículas, los pigmentos disueltos y las propias características del agua (Verduin, 1982). Una buena forma de identificar la incidencia de la concentración de clorofila sobre el valor de la transparencia medida con el disco de secchi sería tomando las concentraciones de la clorofila acumulada a la profundidad a que deja de verse el disco (Moyá Y Ramón, 1987).

Sería interesante saber que sucede en este ambiente luego de una lluvia, para ello habría que rediseñar la toma de muestras, siendo periódicamente y después de cada lluvia ocurrida en el área.

Queda más por conocer sobre estos ambientes de uso recreativo y comprender cuál es su rol ecológico para la zona.

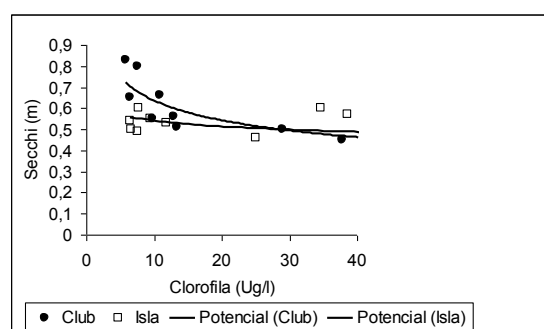


Figura 2: Relación entre la profundidad del disco de Secchi y la concentración de clorofila a en el Lago del Fuerte (Tandil). Según Lorenzen la forma de la curva es acorde a un ambiente de aguas turbias, donde hay otros materiales además de fitoplancton.

Tabla 3: Estado Trófico del Lago del Fuerte (Tandil).

	Isla		Club Náutico	
	TSI	OCDE	TSI	OCDE
Clorofila a	80	>25	80	>25
Secchi	80	<1.5	80	<1.5
Fósforo total	80	>100	80	>100
Estado Trófico	Eutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico

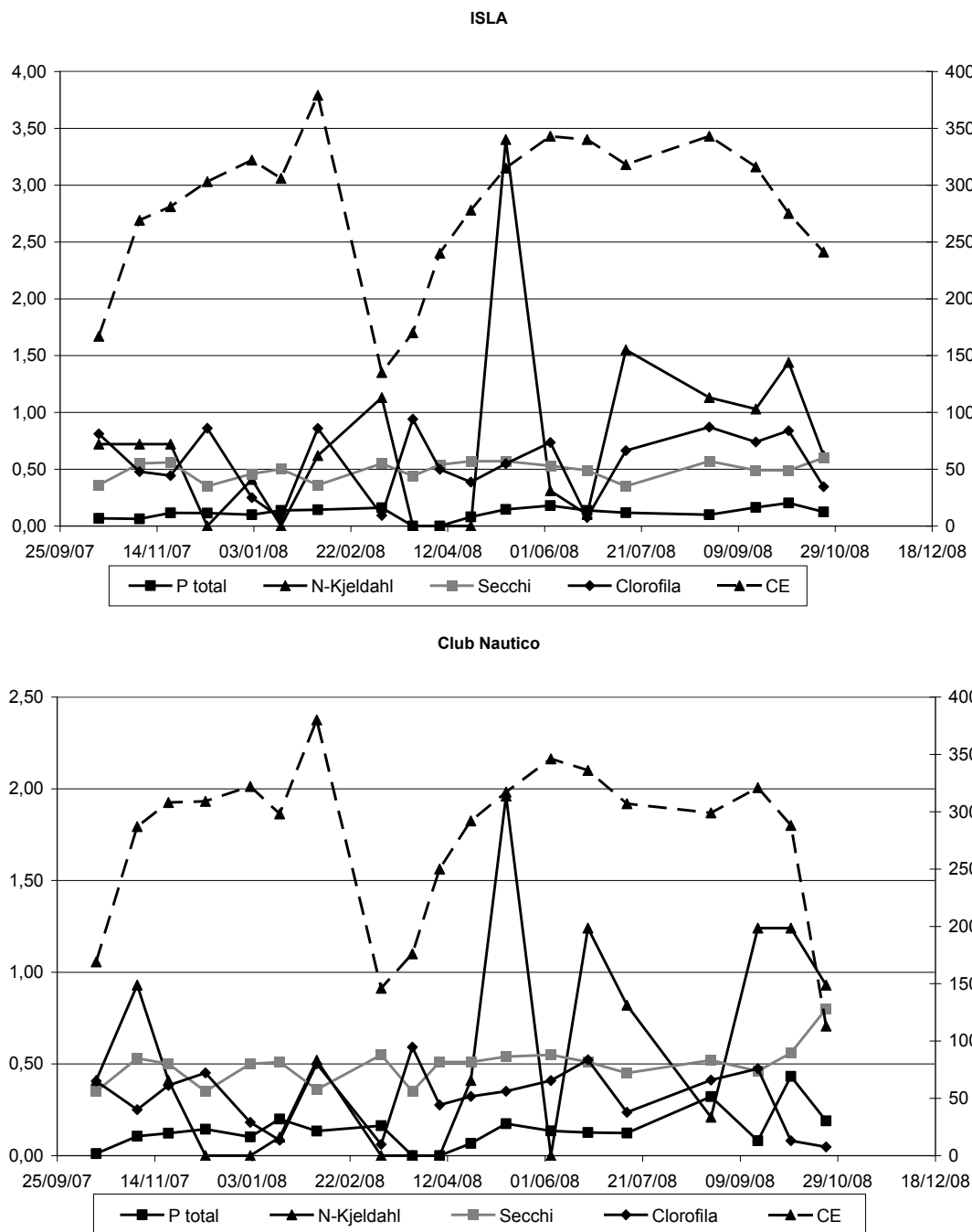


Figura 3: Variación de las variables limnológicas monitoreadas en el Lago del Fuerte (Tandil), período Octubre/2007 a Diciembre/2008. Sobre el eje izquierdo P total (mg/L), N-Kjeldahl (mg/L), Secchi (m), Clorofila-a (µg/L) y sobre el eje derecho Conductividad (µS/cm).

BIBLIOGRAFÍA

- Aizaki, M., O. Otsuki, M. Fukushima, M. Hosomi y K. Muraoka.** 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verhandlungen de Internationalen Vereinigung Limnology*, 21: 675-681.
- APHA (American Public Health Association).** 1998. Standar methods for the examination of water and wastewater. APHA, Washington, EE UU, 1220 pp.
- Carlson, R. E.** 1977. A Trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. 22: 361-369.
- Gonzalez Castelain, J.** 2005. Monitoreo de toxinas algales (microcistinas), Lago del Fuerte, Tandil. Informe Final. Provincia de Buenos Aires, 15 pp.
- IHLLA (Instituto de Hidrología de Llanuras de Azul).** 1995. Diagnóstico limnológico, sanitario, ictiológico y estado ambiental del Lago del Fuerte, ciudad de Tandil. Informe Final. Provincia de Buenos Aires, 160 pp.
- Lorenzen, M. W.** 1980. Use of Chlorophyll-Secchi dick relationships. *Limnology and Oceanography*. 25 (2): 371-372.
- Margalef, R., D. Planas, J. Armen-gol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J.Toja y M. Estrada.** 1976. *Limnología de los embalses españoles*. Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministerio de Obras Públicas. Madrid. 422 pp.
- Moyá, G. y G. Ramón.** 1987. Disco de Secchi y Clorofila-a en dos embalses de aguas mineralizadas. *Limnetica*. Madrid, 3: 165-170.
- Rodríguez, M. I., M. Ruiz, G. Vilchez, N. Crema, A.L. Ruibal Conti, M. A. Bustamante y C. M. Angelaccio.** 2006. Monitoreo Integral de un cuerpo de agua Eutrófico: Embalse San Roque (Córdoba, Argentina). Trabajo presentado en el 1º Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. Abril. Córdoba, Argentina.
- Vela, L., E. Sevilla, B. Martín, S. Pellicer, M. T. Bes, M. F. Fillat y M. L. Peleato.** 2007. Las microcistinas. *Revista de la Real Academia de Ciencias*. Zaragoza, 62: 135-146.
- Verduin, J.** 1982. Components contributing to light extinction in natural waters: Method of isolation. *Archiv. Hydrobiol.*, 93: 303-312.

CAMBIOS EN LOS INDICES BIOLÓGICOS DE LA TARARIRA, *Hoplias malabaricus* (BLOCH, 1794) EN UN CICLO ANUAL EN LA LAGUNA YALCA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

L. BALBONI, D. C. COLAUTTI & C. R. M. BAIGUN

Laboratorio de Ecología y Producción Pesquera,
INTECH-IIB. (B7130IWA) Chascomús.
balboni@intech.gov.ar

ABSTRACT. The tararira is a top predator of paramount importance in pampean lakes. The goal of this study is to assess the change of different biological indices of this species in Yalca Lake on a yearly basis. Also we attempt to determine the relationship between within indices variations and with water temperature (WT) and light hours (LH). Monthly captures were performed during 2006/2007 estimating the relative condition factor (Kn), gonadosomatic index (GSI), liposomatic index (LSI), hepatosomatic index (HSI) and somatosomatic index (SSI). The Kn and GSI presented significant temporal differences in both sexes, showing highest values from december to february, coincident with the reproductive cycle. The LSI displayed values close to zero not showing a stable trend, whereas the HSI presented highest and lowest values from may to july and from april to september respectively for both sexes. Finally the SSI exhibited differences between sexes with the maximum values between march and september. Males showed a positive and significant relationship between Kn and WT. In females this pattern was also noted between GSI and LH and between KN vs WT, but was negative between GSI vs SSI and SSI vs LH. We conclude that the use of different biological indices in this species allows following the maturation cycle and their associated metabolic processes being the observed variation patterns related to high seasonally physiological processes.

Key words: *Hoplias malabaricus*, biological index, temperature, light, Yalca lake.

Palabras clave: *Hoplias malabaricus*, índices biológicos, temperatura, luz, laguna Yalca.

INTRODUCCIÓN

La tararira, (*Hoplias malabaricus*) es un pez characiforme neotropical perteneciente a la familia Erythrinidae. Su distribución geográfica se extiende desde Colombia hasta la provincia de Buenos Aires en Argentina. Dentro de esta amplia franja latitudinal (09°LN a 37° LS), la especie habita solamente las cuencas de pendiente atlántica. Su presencia es habitual en ambientes acuáticos de llanura lenticos y loticos y se encuentra particularmente adaptada a vivir en limnotópos vegetados de escasa profundidad en los cuales es muy fre-

cuente debido a sus amplios rangos de tolerancia a cambios de pH, oxígeno disuelto y temperatura (Paiva, 1972; Rios, 2001; Saad et al., 2002).

En la República Argentina, la tararira, al igual que buena parte de la ictiofauna neotropical, encuentra su límite de distribución austral en llanura pampeana meridional (Ringuelet et al., 1967; Rosso, 2007; Lopez et al., 2008). En las lagunas arroyos y ríos de esta región, la tararira representa un depredador terminal por lo cual normalmente sus poblaciones están representadas por un número relativamente reducido de individuos, aunque en términos de biomasa suele al-

canzar valores elevados debido a que es el pez nativo de mayores dimensiones en los ambientes referidos.

En esta zona de clima templado, el comportamiento de la especie presenta una clara estacionalidad mostrando mayor actividad en los meses cálidos y un período de letargo en los meses más fríos (Ringuelet *et al.*, 1967), lo cual debería reflejarse en diferentes aspectos de su biología.

En este sentido el uso de índices biológicos puede ser de utilidad para comprender los cambios estacionales y el uso de la energía por parte de los organismos. Existen varios índices que han sido desarrollados para proveer medidas de la condición general de las poblaciones de peces y caracterizar el estado nutricional y fisiológico de los individuos (Bolger y Connolly, 1989; Goede y Barton, 1990; Blackwell *et al.*, 2000; Barton *et al.*, 2002; Pangle y Sutton, 2005). Entre los índices biológicos directos de uso más frecuente en peces pueden mencionarse el gonadosomático (IGS; Nikolsky, 1963; Chang y Navas, 1984), hepatosomático (IHS; Heidinger y Crawford, 1977; Htun-Han, 1978), somatosomático (ISS), liposomático (ILS; Shul'man, 1974; MacFarlane *et al.*, 1992). Estos índices eventualmente son utilizados para explicar los ciclos reproductivos, disponibilidad de alimento, intercambio de energía y variaciones a la respuesta frente algún estrés ambiental. Por otro lado los índices indirectos tales como el índice de condición de Fulton K (Ricker, 1975) y el de condición relativa Kn (Le Cren, 1951) resultan indicadores del estado de bienestar de la población.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo es evaluar los cambios en diferentes índices biológicos en la población de tararira de la laguna Yalca a lo largo de un ciclo anual y establecer las relaciones existentes entre las variaciones de los índices entre sí y con las de la temperatura del agua y horas luz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna Yalca (35° 35' S 57° 54' W) pertenece al partido de Chascomús, provincia de Buenos Aires (Figura 1) y posee una superficie aproximada de 1150 hectáreas de las cuales un tercio permanece cubierta por densos islotes de vegetación compuestos predominantemente por macrófitas emergentes, *Typha latifolia* y *Scirpus giganteus*. La profundidad máxima de la laguna es de 1,60 metros y la media de 1,40 m, lo cual la asemeja a una típica laguna de la región pampeana. Sus aguas son turbias y poseen una tonalidad rojiza a parda, debido al alto contenido de sedimentos de granulometría fina en suspensión. La composición limnológica y morfológica fue descrita por Dangavs y Dallasalda (1977). Sus costas presentan barrancas bajas de tosca y orillas poco pronunciadas (Frenguelli, 1956). En épocas de inundación la laguna recibe afluencias por parte de la laguna Las Mulas ubicada aguas arriba y en gran medida su régimen se mantiene por aportes pluviales y algunos manantiales semisurgentes. Su emisario es el arroyo San Felipe que vuelca sus aguas a la laguna de Chascomús.

Registros de datos ambientales

Se registraron las temperaturas del agua cada una hora mediante un termologger automático. Con las mediciones se obtuvieron los promedios diarios de temperatura dentro del ciclo anual con el fin de conocer la magnitud de los cambios cíclicos de esta variable (TA). Los registros de las horas de luz se obtuvieron con una periodicidad similar a partir de la estación meteorológica instalada en el Instituto Tecnológico de Chascomús (INTECH) durante el periodo de muestreo (DL), ubicada a 7,5 km del área de estudio.

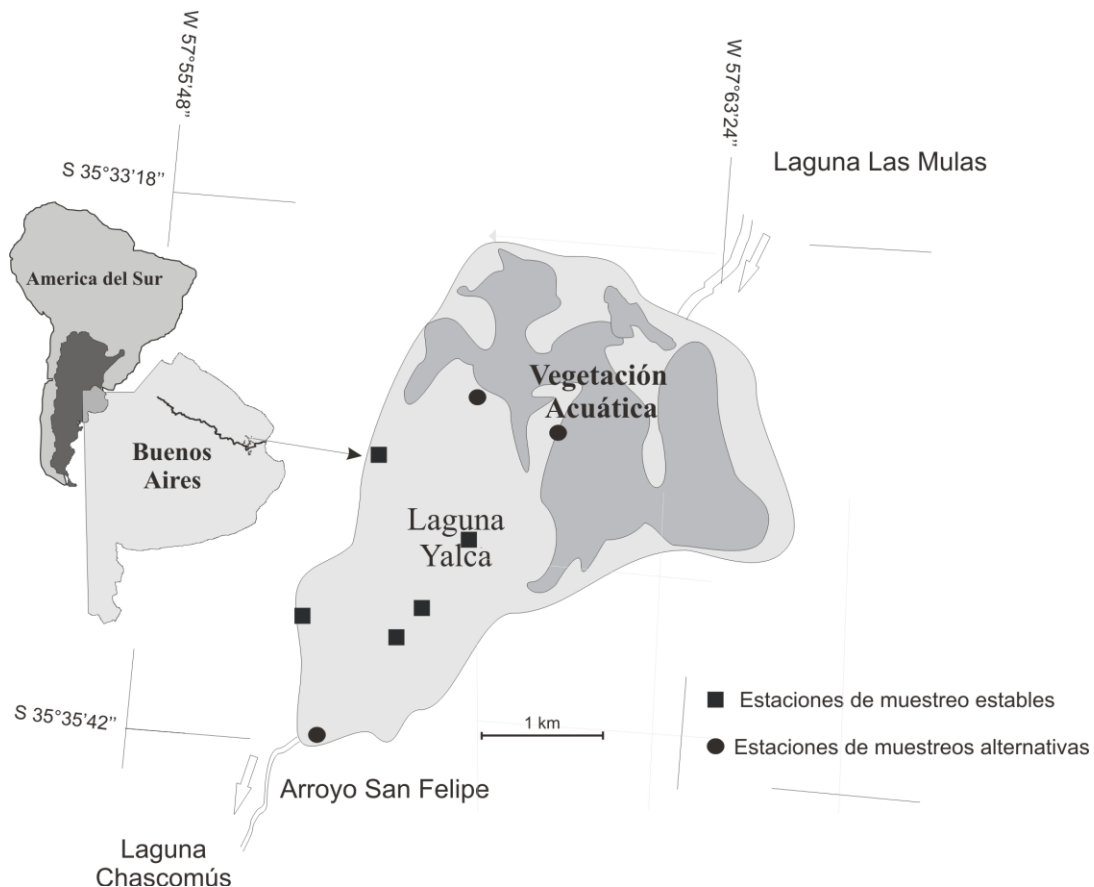


Figura 1. Localización geográfica de la laguna Yalca y la posición del área de distribución de la tararira, *Hoplias malabaricus* en Sudamerica. Los puntos sobre la laguna indican las estaciones de muestreo.

Muestreo y tratamiento de datos

Se realizaron capturas de tarariras con una periodicidad mensual durante los años 2006/07. Los artes de pesca utilizados fueron trampas tipo Garlito (Colautti, 1998), red de arrastre de 9 m de largo x 1.20 m de alto, confeccionada con tamaño de malla estirada, entre nudos opuestos de 20 mm. y copo de 2 m de profundidad con malla de 10 mm., redes agalleras de 70, 80, 110 y 130 mm, trasmallo de malla interna 60 mm y mallas externas de 120 mm (25m de largo cada una) y espineles de 30 anzuelos (Mustad 4/0 pata larga), el tipo de carnada utiliza-

da fueron trozos de pescado. Todos los artes fueron utilizados por duplicado en diferentes estaciones de muestreo. El esfuerzo de pesca implementado en cada muestreo consistió en calar todos los artes de pesca de manera simultánea desde las 19 horas hasta las 7 horas del día siguiente.

A cada ejemplar se le midió la longitud total (Lt) y estándar (Lst) con precisión de 1 mm y se le registró el peso con precisión de 1 gr. Posteriormente se les extrajeron el hígado, grasa mesentérica, gónadas y el tubo digestivo y se peso cada uno con una precisión de 0,1 gr. Se estableció la relación entre el peso y la longitud para 724 indi-

viduos ajustando a dichos datos una curva de regresión potencial según la ecuación: $W' = a \cdot Lst^b$, también se obtuvo la ecuación para los machos ($W'm$) y para las hembras ($W'h$). Estas fueron utilizadas para calcular el factor de condición relativo (Kn) conforme la fórmula $Kn = W/W'$, donde W es el peso observado del individuo. Se calcularon los índices gonadosomático (IGS), liposomático (ILS), hepatosomático (IHS) y somatosomático (ISS) según la fórmula general $Ij = 100Wj/W$ donde Ij es el índice obtenido a partir del peso Wj de la gónada, la grasa mesentérica, el hígado y el cuerpo sin vísceras respectivamente.

En todos los casos, los índices se obtuvieron para ambos sexos salvo el IGS, para el cual solo se consideraron a las hembras ya que los machos no poseen variaciones significativas de la gónada en relación al peso a lo largo del ciclo anual (Matkovic, 1989). Los valores de cada índice fueron representados en el eje de tiempo sobre una escala anual de 365 días Julianos. Dado que los índices no presentaron la condición de homoscedasticidad, aunque sí de normalidad, se aplicó el test no paramétrico de Kruskal Wallis con datos pareados (KWdp) para detectar diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los valores mensuales de cada índice, para cada uno de los sexos. Por medio de un análisis de correlación lineal se evaluó la existencia de relaciones entre las variaciones de los índices entre sí y con respecto a las variables ambientales.

RESULTADOS

La temperatura y las horas luz demostraron un claro patrón de variación estacional similar, con marcas mínimas desplazadas (Figura. 2a). La distribución de frecuencia anual de las temperaturas diarias del agua exhibieron una distribución bimodal sugiriendo la existencia de dos estados termales dentro del ciclo anual (Figura. 2b)

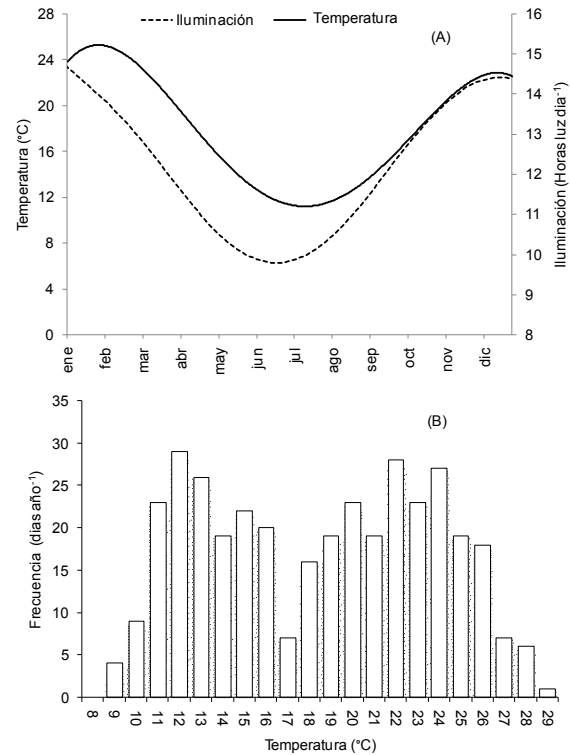


Figura 2. Valores promedio de la temperatura del agua y horas luz en el ciclo anual (A) y distribución de frecuencias de las temperaturas medias diarias correspondientes a los 365 días julianos (B) en la laguna Yalca.

Las curvas de mejor ajuste a la relación entre el largo y el peso para todos los individuos sin discriminar por sexo ($W't$) fue $Wt = 0.00003 \times Lst^{2.9517}$ $N=400$, $r^2=0,95$ mientras que para machos ($W'm$) y hembras ($W'h$): $Wm = 0.00001 \times Lst^{3.0655}$ $N= 156$, $r^2= 0,95$ y $Wh = 0.00002 \times Lst^{2.9904}$ $N= 244$, $r^2= 0,95$ respectivamente.

En la Figura 3 se muestran los valores individuales de cada uno de los índices estimados a lo largo de un ciclo anual.

El Kn comprendió valores de 0,73 a 1,44 y de 0,80 a 1,46 para hembras y machos respectivamente. En general a lo largo del año este índice mantuvo valores individuales con dispersión constante. No obstante el KWdp indicó diferencias temporales, donde los meses de mayo, julio, septiembre, octubre y noviembre presenta los valores significativamente más bajos para

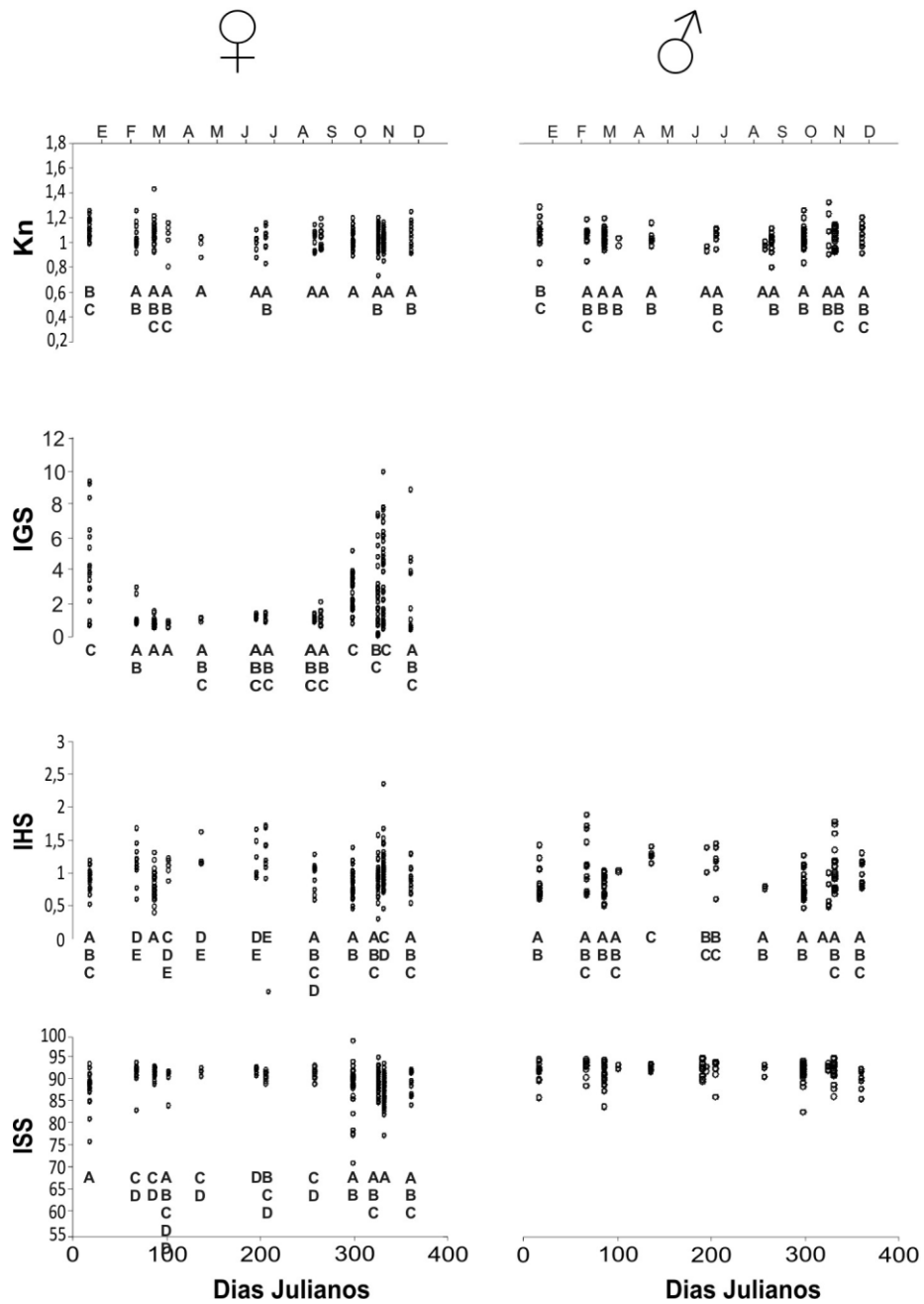


Figura 3. Distribución de los valores por sexo de todos los índices a lo largo de un ciclo anual (días julianos). Las diferentes letras (debajo de los valores individuales) indican diferencias significativas entre grupos ($p < 0,05$).

hembras y julio y septiembre para machos, evidenciando una cierta estacionalidad para ambos sexos en donde en los meses de verano presentarían los valores más elevados.

Los valores de IGS individuales oscilaron entre 0,09 y 9,92. Entre los meses de marzo a septiembre el índice presento valores bajos, constantes y con escasa dispersión. Contrariamente, entre octubre y febrero, los valores resultaron altos y con elevada variabilidad lo que indicaría que la actividad reproductiva tiene lugar en el último periodo mencionado. El análisis KWdp indicó que los valores correspondientes a los meses de noviembre y enero fueron significativamente más altos que en el resto de los meses.

El IHS presento valores medios similares en ambos sexos, aunque con mayor dispersión en hembras que en machos, oscilando de 0,30 a 2,43 y de 0,45 a 1,87 respectivamente. Ambos presentaron un patrón similar de distribución temporal, con valores máximos entre mayo y julio y mínimos en los meses de abril y septiembre. El análisis de KWdp revelo diferencias significativas para los meses de julio y marzo para hembras y de mayo y noviembre para machos.

Los valores del ISS para hembras fluctuaron entre 71,56 a 99,16. Opuesto al comportamiento presentado por el IGS, el ISS presento valores altos, constantes y poco dispersos entre los meses de marzo a septiembre. Por otro lado entre octubre y febrero los valores resultaron variables y con una gran dispersión. En machos los valores individuales mínimos fueron notablemente más elevados que en hembras por el contrario los valores máximos fueron más bajos, obteniendo así, valores menos dispersos: oscilando entre 83,13 a 95,17 lo largo del año. EL análisis estadístico indico solo diferencias significativas para hembras, donde el mes de julio presento los valores más elevados.

En el caso el ILS presentó valores muy bajos cercanos a cero en la mayoría de los individuos identificándose

solo algunos casos en los cuales la grasa mesentérica apenas supero el 1 % del peso corporal, no presentando un comportamiento estable a lo largo del tiempo tanto en machos como hembras.

El análisis de correlación entre los índices y las variables consideradas mostró la existencia de varias relaciones estadísticamente significativas (Tabla 1). En machos estas correlaciones solo fue significativa y positiva para Kn con TA.

En hembras se observó una asociación positiva y significativa de IGS con DL y de Kn con TA, mientras que fueron negativas y significativas las relaciones de IGS con ISS y de ISS con DL.

DISCUSIÓN

Muchas especies de peces de aguas templadas exhiben variaciones estacionales de la condición, nutrición y de almacenaje de energía, que se relacionan generalmente con las variaciones temporales de los factores ambientales, tales como el suministro de alimentos, temperatura del agua, necesidades metabólicas, y/o con el ciclo de la reproducción de la especie (Love, 1970; MacKinnon, 1972; Pierce et al., 1980; Dygert, 1990).

El ciclo reproductivo de los peces involucra fuertes cambios en el peso gonadal producto del aporte de lípidos y proteínas aportadas en su gran mayoría por las reservas de hígado y músculo (Zahnd, 1959; Matkovic, 1989). Estas variaciones en peso de la gónada se puede reflejar en términos de porcentajes en relación al peso total del cuerpo a través del índice gonadosomático (IGS) (Htun-Han, 1978). Teniendo en cuenta el aporte producido por los diferentes órganos y tejidos a las gónadas, es factible esperar que estas también manifiesten variaciones en peso que estén relacionadas con otros índices como el IHS, ISS, ILS y K. Asimismo estas variaciones deberían correlacionarse con factores ambientales críticos como luz y tempera-

tura, dado que en peces teleósteos el fotoperiodo regula la actividad sexual (Endall et al 2000; Hansen et al 2001; Garcia-Lopez et al 2007) así como la temperatura modula la maduración (Leveque, 1997; Quintana et al 2004; Charnov y Gillooly, 2004). En este estudio, la temperatura del agua presento dos periodos con medias de 12,5 y 22,5 °C. Esta última temperatura se considera como la que favorece el mayor crecimiento en masa para la tararira (Petry et al., 2007), lo cual se ve reflejado también en las respuestas comportamentales (Ramirez, 1963; Ringuelet et al., 1967 Domanico, 1998) y fisiológicas de este pez ya que en este lapso se observaron las mayores oscilaciones en los índices analizados.

El factor de condición relativo mostro una débil relación con el IGS, a pesar que se advierte un incremento del mismo durante el desarrollo gonadal. Este índice, sin embargo mostró una correlación significativa y positiva con la temperatura tanto para machos

como para hembras, demostrando que el mismo podría reflejar como durante los meses cálidos la especie incorpora energía. Dado que Kn es apropiado para evaluar la situación global del individuo, se puede concluir que en los meses cálidos el saldo energético es positivo independiente del compartimiento en que se acumulen las reservas grasas o de las traslocaciones internas de energía que realice la especie.

La alta correlación negativa del IGS con ISS, en hembras por su parte, indicaría un aporte energético de la masa corporal hacia la gónada durante la maduración ovocitaria, siendo así el IGS apropiado para reflejar el desarrollo del proceso de maduración (Rösch, 2005), aun cuando no necesariamente represente un indicador del esfuerzo reproductivo (Kamler, 1992). Los mayores valores del IGS entre noviembre y enero son asimismo indicadores del período de reproducción y maduración gonadal.

Tabla 1. Matriz de coeficiente de correlación para el índice gonadosomático (IGS), índice somatosomático (ISS), índice hepatosomático (IHS), factor de condición (Kn), índice liposomático (ILS) y días luz y temperatura del agua (DL y TA), calculado para machos, hembras. N= tamaño de la muestra. En negrita y con asterisco se indican los valores de las correlaciones estadísticamente significativos ($p < 0,05$).

	Hembras (N= 221)						Machos (N= 155)				
	Kn	IGS	IHS	ISS	ILS	DL	Kn	IHS	ISS	ILS	DL
Kn											
IGS	0,44										
IHS	-0,59	-0,42					-0,32				
ISS	-0,42	-0,76*	0,39				-0,22	0,27			
ILS	0,34	-0,43	-0,17	0,18			0,28	-0,16	-0,37		
DL	0,16	0,79*	-0,48	-0,81*	-0,19		0,45	-0,43	-0,51	0,14	
TA	0,79	0,56	-0,52	-0,56	0,18*	0,31	0,59	-0,28	-0,38	0,42*	0,48

Respecto al desarrollo del hígado, se observa que en la época no reproductiva, el índice hepatosomático tiende a presentar valores más altos. Ello es coherente con el proceso de acumulación de grasa que se manifiesta en este órgano previo a la reproducción o a una dieta invernal por efecto de la temperatura (Borek y Sapota, 2005). A pesar de que no se encontró una relación significativa, es posible observar un paulatino descenso en sus valores a medida que la gónada incrementa su tamaño. Este fenómeno posiblemente esté indicando actividad hepática relacionada al procesamiento de energía proveniente de otros compartimientos del cuerpo que es direccionada por este órgano hacia el ovario durante la maduración de oocitos (Selman y Wallace, 1989; Braun y Fontoura, 2004). En el período post reproductivo el índice registró un ligero aumento que puede ser asociado con la incorporación de alimento. El mismo fue más pronunciado en los machos.

Considerando el comportamiento anual del ISS se observa que la energía derivada a la maduración gonadal es acumulada fundamentalmente a fines de verano y otoño, cuando ya ha ocurrido la reproducción y la temperatura y las horas luz todavía permanecen altas como para sostener una actividad trófica elevada. Estas condiciones son confirmadas por un incremento en el desarrollo gonadal asociado al aumento de la temperatura del agua y por una amplitud en la cantidad de horas luz diaria. Así también en hembras se presentó una relación negativa de DL con el ISS. Este índice sería entonces apropiado para reflejar cambios generales a nivel de movilización de reservas grasas para el desarrollo gonadal.

Se concluye que el uso de diferentes índices biológicos en la tararira permite desarrollar un seguimiento del ciclo de maduración y sus procesos metabólicos asociados, demostrando que esta especie presenta pa-

trones de variación altamente estacionalizados. Futuros estudios en los que se consideren los índices utilizados en este trabajo junto a otros aspectos relacionados con la edad de madurez, el crecimiento, la mortalidad y el esfuerzo reproductivo y su asociación con las variables ambientales, permitirán establecer la estrategia adaptativa de esta singular especie en ambientes tan dinámicos como son las lagunas pampásicas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los revisores del primer manuscrito, al CONICET por el financiamiento del proyecto y a Leonardo Hubscher por facilitarnos la entrada a la laguna Yalca y proveernos del soporte logístico durante el programa de muestreo.

BIBLIOGRAFÍA

- Barton, B. A., J. D. Morgan y M. M. Vijayan** 2002. Physiological and condition-related indicators of environmental stress in fish. In: Adams, S.A., ed. Biological indicators of aquatic ecosystem health. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, pp. 111-148.
- Blackwell, B. G., M. L. Brown y D. W. Willis** 2000. Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fisheries Science*, 8: 1 – 44.
- Bolger, T., y P. L. Connolly** 1989. The selection suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology*, 34: 171 – 182.
- Borek, K. W. y M. R. Sapota** 2005. Breeding characteristics of the sand Gob. (*Pomatoschistus minutus*), one of the most abundant goby species in the coastal waters of the Gulf of the Gdansk region (Southern Baltic Sea). *Oceanological and Hydrobiological Studies XXXIV*: 47-55.

- Braun, A. S. y N. F. Fontoura.** 2004. Reproductive biology of *Menticirrhus littoralis* in southern Brazil (Actinopterygii: Perciformes: Sciaenidae). *Neotropical Ichthyology*, 2: 31-36.
- Brito, M.F.G., G.B. Santos y N. Bazoli.** 1999. Reprodução de *Leporinus friderici* (Pisces: Anostomidae) no reservatório de Itumbiara, GO. *Bios*, Belo Horizonte, 7 (7): 33-40.
- Chang, B. D. y W. Navas.** 1984. Seasonal variation in growth, condition and gonads of *Dormitator latifrons* (Richardson) in the Chone River basin. Ecuador. *Journal of Fish Biology*, 24: 637 - 648.
- Charnov, E. L. y J. F. Gillooly.** 2004. Size and temperatura in the evolution of fish life histories. *Integrative and Comparative Biology* 44: 494-497.
- Colautti, D.** 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de Ictiología*, 6(1/2): 17-23.
- Dangavs, N. V. & L. H. Dallasalda.** 1977. Geología, sedimentología y limnología de la laguna Yalca, partido de Chascomús, provincia de Buenos Aires, Rep. Argentina. Comisión de Investigaciones Científicas. Buenos Aires, informe 24, 67 pp.
- Domanico, A.** 1998. Edad y Crecimiento de *Hoplias malabaricus malabaricus* (Bloch, 1794) (Teleostei, Erythrinidae) en la laguna de San Miguel del Monte (Argentina) y comparación con otros ambientes lenticos pampásicos. *Hidrobiología. Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia"*, VIII, (4): 31-41.
- Dygert, P.H.** 1990. Seasonal changes in energy content and proximate composition associated with somatic growth and reproduction in a representative age-class of female English sole. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119: 791-801.
- Endall, H. P., Taranger, G. L. Stefansson, S. O, Hansen, T.** 2000. Effects of continuous additional light on growth and sexual maturity in Atlantic salmon *Salmo salar*, reared in sea cages. *Aquaculture* 197: 337-349.
- Frenguelli, J.** 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la Provincia de Buenos Aires. *Boletín del Ministerio de Obras Públicas Laboratorio de Ensayo de Materiales e Investigaciones Tecnológicas*, II (62): 21pp.
- García-Lopez, A., Pascual E., Serrasquete, C. Martínez-Rodríguez, G.** 2006. Disruption of gonadal maturation in culture Senegaleses Sole *Solea senegalensis* by continuous light and/or constant temperature regimes. *Aquaculture* 261: 789-798.
- Goede, R. W. y B. A. Barton.** 1990. Reservoir stocking history of Texas waters through December 1989. *Management Data Series* 27. Austin, Texas Parks and Wildlife Department.
- Hansen, T., Ø. Karlsen, G. I. Taranger, G. Hemre, J. C. Holm y O. S. Kjesbu.** 2001. Growth, gonadal development and spawning time of Atlantic cod (*Gadus morhua*) reared under different photoperiods. *Aquaculture* 203: 51-67.
- Heidinger, R. C. y S. D. Crawford.** 1977. Effect of temperature and feeding rate on the liver-somatic index of the largemouth bass, *Micropterus salmoides*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34: 633 - 38.
- Htun-Han, M.** 1978. The reproductive biology of the dab *Limanda limanda* (L.) in the North Sea: gonosomatic index, hepatosomatic index and condition factor. *Journal of Fish Biology*, 13: 369 - 378.
- Kamler, E.** 1992. Early life history of fish: an energetic approach. Chapman and Hall, New York.
- Le Cren, E. D.** 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition

- in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20: 201-219.
- Lévêque, C.** 1997. Biodiversity dynamics and conservation. The freshwater fish of tropical Africa. Cambridge University Press.
- López, H. L., R. C. Menni, M. Donato & A. M. Miquelarena.** 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, 35(9): 1563-1579.
- Love, R.M.** 1970. The chemical biology of fishes. Academic Press, London, 547 pp.
- Mac Farlane, R. B., E. C. Norton y M. J. Bowers.** 1992. Lipid dynamics in relation to the annual reproductive cycle in yellowtail rockfish (*Sebastes flavidus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50 : 391 – 401.
- Mackinnon, J.C.** 1972. Summer storage of energy and its use for winter metabolism and gonad maturation in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29: 1749–1759.
- Matkovic, M.** 1989. Algunos aspectos de la biología reproductiva de *Hoplias m. malabaricus* (Pisces, Erythrinidae). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 220 pp.
- Nikolsky, G. V.** 1963. The Ecology of Fishes. London: Academic Press.
- Paiva, P. M.** 1972. Fisiocología da traira, *Hoplias malabaricus* (Bloch), no nordeste brasileiro. Crescimento, resistencia a salinidade, alimentação y reprodução. Tesis Doctoral (iné dita) Instituto de Biociencias de Universidade de Sao Paulo. 140 pp.
- Pangle K. L y T. M. Sutton.** 2005. Temporal changes in the relationship between condition indices and proximate composition of juvenile *Coregonus artedii*. *Journals of Fish Biology*, 66: 1060 – 1072.
- Petry, A. C., A. A. Agostinho, P. A. Piana y L. C. Gomes.** 2007. Effects of temperature on prey consumption and growth in mass of juvenile trahira *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch, 1794). *Journal of Fish Biology*, 70: 1855-1864.
- Pierce, R.J., T.E. Wissing, J.G. Jaworski, R.N. Givens y B.A. Megrey.** 1980. Energy storage and utilization patterns of gizzard shad in Acton Lake, Ohio. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109: 611– 616.
- Quintana, L., Silva, A., Berois, N. y Macadar O.** 2004. Temperature induces gonadal maturation and affects electrophysiological sexual maturity indicators in *Brachyhypopomus pinnicaudatus* from a temperate climate. *Journal of Experimental Biology*, 207: 1843-1853.
- Ramírez, F.** 1963. Contribución al conocimiento de la tararira de la laguna de Chascomús. *Notas de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo de La Plata*, XX (201): 141-158.
- Ricker, W. E.** 1975. Computation and interpretation of the biological statistics of fish population. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 1 – 382.
- Ringuelet, R. A., R. H. Aramburu y A. Alonso de Aramburu.** 1967. Los Peces Argentinos de Agua Dulce. Comisión de Investigación Científica. Gobernación de la provincia de Buenos Aires, La Plata, Argentina, 602 pp.
- Rios, F. S.** 2001. Changes in metabolic rate and energy reserve utilization during starvation: adaptations to long-term drought periods. Tesis doctoral. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos (Sao Paulo, Brasil).
- Rösch, R.** 2005. Gonadosomatic index (GSI) of female whitefish (*Coregonus lavaretus*) in Lake Constance. *Limnologica, Ecology and Management of Inland Waters*, 30: 193-196.
- Rosso, J. J.** 2007. Peces Pampeanos: Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A.,

- Literature of Latin America Buenos Aires, 224 pp.
- Saad, A. M., A. C. Beaumord y E. P. Caramaschi.** 2002. Effects of artificial canal opening on fish structure community of Imboassica Coastal Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 36: 634-63.
- Selman, K. y R. A. Wallace.** 1989. Cellular aspects of oocytes growth in teleosts. *Zoological Science*. 6, 211-231.
- Shul'man, G.E.** 1974. Life cycles of fish. John Wiley and Sons, New York. 258 pp.
- Tavares, E. F. Y y H. P. Godinho.** 1994. Ciclo reproductivo do piau-gordura (*Leporinus piau* Fowler, 1941) da represa de Três Marias, Rio São Francisco. *Revista Ceres, Viçosa*, 41 (233): 28-35.
- Thome, R. G., N. Bazzoli, E. Rizzo, G. Santos, y T. Rattton.** 2005. Reproductive biology of *Leporinus taeniatus* Lütken (Pisces, Anostomidae) in Juramento Reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22: 565-570.
- Zahnd, J.P.** 1959. Modifications hépatiques liées au cycle ovarien chez deux Poissons ovovivipares: *Xiphophorus helleri* et *Lebistes reticulatus*. *Archives d'anatomie microscopique et de morphologie expérimentale*, 48: 231-259.

DISTRIBUCIÓN HORIZONTAL Y VERTICAL DEL ZOOPLANCTON EN UN CICLO DIARIO EN EL LITORAL DE UNA LAGUNA PAMPÁSICA

H. H. BENÍTEZ & M. C. CLAPS

Instituto de Limnología (ILPLA), CCT CONICET La Plata,
Av. Calchaquí km 23,5 1888 Florencio Varela, Argentina.
hernan@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The vertical and horizontal distributions of zooplankton were investigated in the littoral zone of the San Miguel del Monte Lake (Buenos Aires, Argentina) in five occasions with a diel time scale (24 h) in summer. Sixty zooplankton species were recorded. The measured parameters (conductivity, temperature, dissolved oxygen, pH) showed minimal differences among the sampling occasions. Statistically significant horizontal and vertical zooplankton abundance gradients occurred. The majority of the small-bodied zooplankton (ciliates and rotifers) did not show a significant change in the horizontal or vertical distribution. Only *Tintinidium fuviatile* and *Keratella tropica* showed a significant avoidance of the surface during midnight, whereas in the same time *Keratella americana* showed significant aggregating in the littoral sector more distant to the edge. The spatial distribution of large-bodied zooplankton varied according diel scale. The cladocerans (*Bosmina huaronensis* and *Diaphanosoma birgei*) exhibited significant changes in horizontal position with the greatest avoidance of shore during midnight. The copepods (*Notodiaptomus incompositus* and *Metacyclops mendocinus*) showed a pronounced diel vertical differentiation, and were more abundant at surface at sunset and midnight. The high inorganic turbidity recorded (transparency: 0.35 m) could reduce the risk of predation and for this reason some zooplankters exhibit limited changes of their spatial distribution during the diel cycle.

Key words: zooplankton, spatial-temporal distribution, littoral zone, shallow lake, Buenos Aires, Argentina.

Palabras clave: zooplancton, distribución espacio-temporal, zona litoral, lago somero, Buenos Aires, Argentina.

INTRODUCCIÓN

Se ha comprobado en forma fehaciente que la acción de los depredadores constituye una de las causas principales de la disminución en la densidad de las poblaciones zooplanctónicas y entre las numerosas estrategias de que se valen los zooplanctontes para disminuir dicho efecto se halla la de desplazarse a zonas "seguras" en los momentos del día en

que el riesgo de depredación es mayor (Han y Straškraba, 2001; Liu *et al.*, 2003). La importancia de los desplazamientos diarios verticales efectuadas por el zooplancton ha sido analizada mayormente en lagos del Hemisferio Norte (Johnsen y Jacobsen, 1987; Wright y Shapiro, 1990; Brancelj y Blejec, 1994; entre otros). Este fenómeno puede estar vinculado a factores químicos como la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua así como también a sustan-

cias liberadas por depredadores potenciales (Winder *et al.*, 2003). Gilbert y Hampton (2001), por ejemplo, han encontrado una combinación de migraciones verticales directas (copépodos) e inversas (*Polyarthra remata*) cuya explicación se basa en respuestas de evasión a presiones de depredación ejercida por depredadores invertebrados (notonéctidos). Otro factor que puede incidir en las migraciones verticales es la temperatura, particularmente durante periodos de estratificación térmica (Easton y Gophen, 2003).

Las migraciones horizontales parecen ser importantes en lagos someros que presentan macrófitas acuáticas y serían otra estrategia de evasión a la depredación por peces (Lauridsen y Buenk, 1996; Lauridsen *et al.*, 1997), aunque el ingreso de los zooplanctones a zonas con vegetación los vincula a la zona de influencia de otros depredadores, vertebrados e invertebrados, con lo cual se tendrían dos conjuntos de factores que motorizarían migraciones con tendencias antagónicas entre sí (Burks *et al.*, 2002; González Sagrario y Balseiro, 2003; Wojtal *et al.*, 2003; González Sagrario *et al.*, 2009).

En nuestro país, sólo se han efectuado estudios puntuales acerca de las migraciones del zooplancton: en la laguna El Tigre en la provincia de Santa Fe (José de Paggi, 1995) y otros dos acerca del zooplancton en general y de *Notodiptomus incompositus* en particular en la laguna de Los Padres en la provincia de Buenos Aires (Weingad y Escalante, 2008a; 2008b).

En esta investigación se intenta dilucidar la existencia de desplazamientos verticales y horizontales de integrantes del zooplancton en el sector litoral de un lago somero (San Miguel del Monte) de la provincia de Buenos Aires en ausencia de macrófitas acuáticas. Para ello, se analizan las variaciones en densidad de los grupos y especies del zooplancton en el transcurso de un ciclo diario durante el período estival, a diferente distancia

de la línea de costa y distintos niveles de la columna hidrométrica conjuntamente con el análisis de parámetros ambientales que pueden incidir en la dinámica de la comunidad.

Existen antecedentes acerca de estudios de la estructura y dinámica del zooplancton en esta laguna pero en su mayor parte efectuados durante un ciclo anual con colonización de macrófitas sumergidas (Benítez y Claps, 2000; Claps *et al.*, 2004; Ardohain *et al.*, 2005; Benítez, 2008).

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante los días 26 y 27 de diciembre de 2002 se llevó a cabo un muestreo intensivo cada cinco horas: a las 15.30, 20.30 (30 minutos después del ocaso) del primer día, a la 1.30, 6.30 (una hora después del amanecer) y 11.30 del segundo día en la laguna San Miguel del Monte (provincia de Buenos Aires). Las muestras se obtuvieron en una transecta de 25 m de longitud, perpendicular a la línea de costa. Se establecieron tres puntos situados a 5 m, 15 m y 25 m de la costa, incluyendo cada punto un perfil vertical de tres niveles (subsUPERficial, a 0,60 m y 1 m de profundidad). Para la obtención de cada muestra de zooplancton se utilizó una bomba centrífuga (caudal de 50 l/minuto) con el diseño propuesto por Jørgensen *et al.* (1979) y también utilizado por Armen-gol-Díaz *et al.* (1993). Cada muestra resultó del filtrado de 30 litros de agua por una red de abertura de malla de 35 µm. Simultáneamente en cada sector se obtuvieron los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, temperatura del agua, conductividad, pH, y turbidez con un sensor Horiba U-10.

El análisis cuali-cuantitativo del zooplancton se efectuó con microscopio compuesto en cámaras de Bogorov para el recuento de crustáceos y en las de Sedgwick-Rafter para el de los rotíferos y protistas. Para la determinación específica de los integrantes del zooplancton se utilizó bibliografía

especializada para cada uno de los grupos presentes (para protistas: Foissner *et al.*, 1999; Vucetich, 1973; Lee *et al.*, 1985; para rotíferos: Koste, 1978, Segers, 1995; para cladóceros: Benzi, 2005; Paggi, 1978; 1979; para copépodos: Reid, 1985; Paggi, 1994).

Se determinó la diversidad específica del zooplancton (índice de Shannon) en el perfil vertical de cada sector de la transecta para cada uno de los eventos de muestreo mediante el programa MVSP 3.13 (Kovach, 1990).

Para determinar estadísticamente si el momento del día afecta a la distribución vertical y horizontal de la densidad zooplanctónica registrada en la transecta se utilizaron análisis factoriales (ANOVA) de dos vías cuyos factores son tiempo y posición horizontal y tiempo y posición vertical. El análisis se restringió a aquellas especies presentes en todos los horarios de extracción de las muestras (unas 25 especies), grupos zooplanctónicos y estados preadultos de copépodos. Los datos de densidad de *Tintinidium fluviatile*, los de la totalidad de ciliados y de *Notodiptomus incompositus* al no presentar una distribución normal fueron transformados en el primer caso a raíz cuadrada y en los dos restantes a logaritmo base 10 para cumplir con los supuestos de análisis de varianza.

Se realizaron cálculos de posicionamiento más probable señalados por Armengol y Miracle (2000) y Weigand y Escalante (2008a) para aquellos organismos que mostraron indicios de desplazamiento.

RESULTADOS

Parámetros ambientales

En el sector analizado, en el momento del muestreo la laguna presentó una altura hidrométrica de 1,20 m y la transparencia medida con un disco de Secchi alcanzó apenas

0,35 m. Durante el ciclo diario, no se registró nubosidad ni acción de vientos.

La temperatura del agua fue muy estable y osciló en el ciclo diario entre 23,5 °C y 25,7 °C. Durante la noche no existieron diferencias entre los niveles superficiales y profundos en cada sector de la transecta mientras que durante el día (momentos correspondientes a la primera y última toma de muestras) el nivel superficial mostró valores más elevados que el profundo (diferencias de 0,5 °C en el sector cercano a la costa y de un 1 °C en el extremo de la transecta).

La conductividad no presentó variaciones verticales y horizontales significativas. El valor máximo fue de 960 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y se registró a la tarde del primer día (hora: 15.30) en el nivel superficial del sector más próximo a la costa. El valor mínimo (920 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se registró en dos oportunidades (en el nivel profundo del sector central de la transecta, por la tarde del primer día (hora: 15.30) y en el nivel subsuperficial de los sectores proximal y central de la transecta, al mediodía del segundo día).

La concentración de oxígeno disuelto mostró un rango de variación amplio aunque no constituyó un factor limitante. Sus valores fluctuaron entre 4,2 mg/l (47,6 % de saturación) y 9,7 mg/l (116,9 %). Los mínimos se hallaron al amanecer del segundo día (hora: 6.30) en el estrato subsuperficial del sector más alejado de la costa. Los máximos se registraron a la medianoche (hora: 1.30) en el estrato subsuperficial del sector central de la transecta.

El pH fue alcalino, con una variación exigua pero siempre con valores menores en proximidades de los sedimentos. El mínimo absoluto (8,2) fue registrado al anochecer del primer día (hora: 20.30) en el nivel profundo del centro de la transecta. El máximo pH (8,5) se detectó a medianoche (hora:

1.30) en el nivel subsuperficial del sector más próximo a la costa.

Zooplankton

Se registraron 60 especies: 11 amebas testáceas, 10 ciliados, 29 rotíferos, cinco cladóceros y cinco copépodos (Tabla 1).

La diversidad específica promedio fue máxima en el ocaso del primer día (hora: 20.30) mientras que los valores mínimos se registraron en aquellos momentos de mayor incidencia de la luz solar (Figura 1a).

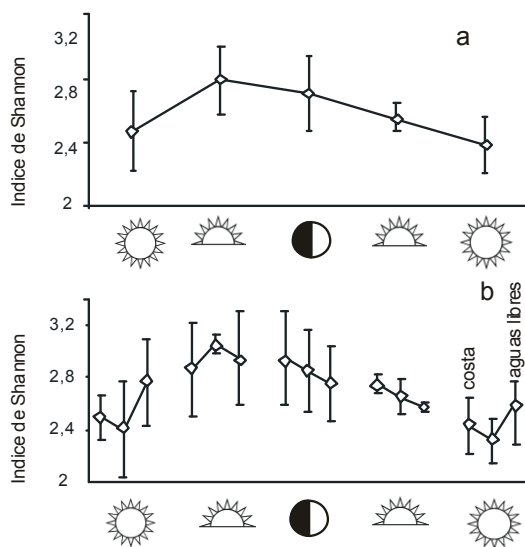


Figura 1. Diversidad específica promedio del zooplankton en el ciclo diario estival en la laguna San Miguel del Monte. a: Tendencia general en la variación de la diversidad. b: Variación detallada según la transecta.

Se registraron diferencias espaciales en la transecta al considerar los valores promedio de la diversidad específica del zooplankton de cada perfil vertical (Figura 1b). En el eje vertical y horizontal, los valores promedio del índice de Shannon con menor dispersión correspondieron al muestreo del amanecer (hora: 6.30). En ocasión de la mayor incidencia de la luz solar, la máxima diversidad se estimó en el

sector más alejado de la costa. Al atardecer (hora: 20.30), el valor promedio mayor (con escasa variación en el perfil vertical) se halló en el sector medio de la transecta. A la medianoche y el amanecer, los valores máximos de diversidad correspondieron al sector más cercano a la costa.

Una de las características salientes de este ciclo diario fue la amplia variación de la densidad en la mayoría de los grupos zooplanctónicos y en ciertas especies en función del tiempo tanto en el eje horizontal como vertical de la transecta.

En su conjunto, el zooplankton exhibió una densidad media de 565 individuos/l. La menor densidad (120 individuos/l) se registró a medianoche en las cercanías de la costa, a profundidad media. La densidad máxima absoluta (979 individuos/l) ocurrió a la tarde, en el nivel más superficial del sector más alejado de la costa.

Las amebas testáceas fueron el grupo más escaso, con una densidad media de tres individuos/l. Estuvieron ausentes en el ocaso, en el nivel medio del perfil vertical del centro de la transecta y también al alba en cercanías de la costa (nivel medio y profundo) y en el centro de la transecta (nivel medio del perfil vertical). Su valor máximo de 13 individuos/l se observó a la tarde, en el nivel más superficial en el punto más cercano a la costa.

Los ciliados tuvieron una densidad numérica media de 128 individuos/l. El mínimo (11 individuos/l) se halló al mediodía del segundo día en el nivel profundo del sector más alejado de la costa. El máximo (346 individuos/l) correspondió al nivel superficial próximo a la costa durante la tarde del primer día. *Tintinnidium fluviatile* fue el ciliado de mayor importancia numérica. En la transecta, su posición media fue relativamente cercana a la costa (11 m) durante casi todo el ciclo diario a excepción de la medianoche cuando tuvo una posición más alejada

(16 m). Además, esta especie estuvo en promedio al mediodía más cerca de la superficie (0,3 m de profundidad) mientras que a medianoche estuvo más cerca del fondo (0,6 m) (Figura 2a). Los ciliados en su conjunto influenciados por la abundancia de *T. fluviatile* tuvieron una ubicación media muy semejante a en función del

tiempo (Figura 2b). El tintinado presentó una variación significativa en su distribución en el ciclo diario considerando únicamente el perfil vertical y su importancia numérica entre los ciliados motivó que se observara el mismo fenómeno para el grupo en su conjunto (Tabla 2).

Tabla 1. Especies presentes en el zooplancton durante el ciclo diario estival en la laguna San Miguel del Monte.

TESTACEA

Arcella discordes Ehr.
A. hemisphaerica Perty
A. hemisphaerica undulata Defl.
Centropyxis aculeata (Ehr.) Stein
C. ecornis (Ehr.) Leidy
Cyphoderia ampulla (Ehr.)
Diffugia elegans Penard
D. gramen Penard
D. lobostoma Leidy
Euglypha acanthophora (Ehr.) Perty
E. tuberculata Perty

CILIATA

Codonella cratera (Leidy) Imhof
Epystilis plicatilis Ehr.
Epystilis sp₁
Epystilis sp₂
Holophrya simplex Ehr.
Prorodon sp.
Tintinnidium fluviatile Stein
Vorticella campanula Ehr.
Vorticella sp₁
Vorticella sp₂

ROTIFERA

Asplanchna brightwelli (Gosse)
Brachionus angularis Gosse
B. calyciflorus calyciflorus Pallas
B. calyciflorus amphiceros (Ehr.)
B. caudatus Barrois & Daday
B. dimidiatus (Bryce)
B. havanaensis Rousselet
Bdelloideo sp₁
Bdelloideo sp₂
Colurella colurus (Ehr.)

Conochilus unicornis Rousselet
Filinia longiseta (Ehr.)
Hexarthra fennica (Levander)
Keratella americana Carlin
K. cochleraris (Gosse)
K. lenzi (Hauer)
K. tropica (Apstein)
Lecane closterocerca Schmarida
L. decipiens (Murray)
L. hamata (Stokes)
L. hastata (Murray)
Lepadella ovalis (O.F.M.)
L. patella (O.F.M.)
Polyarthra vulgaris Carlin
Phompholyx sulcata (Hudson)
Proales sp.
Proalides sp.
Ptygura sp.
Trichocerca cylindrica (Imhof)
T. pusilla (Lauterborn)

CLADOCERA

Bosmina huaronensis Delachaux
Ceriodaphnia cfr. *dubia*
Daphnia spinulata Biraben
Diaphanosoma birgei Korinek
Moina micrura Kurz.

COPEPODA

Acanthocyclops robustus (Sars)
Diacyclops michaelsoni (Mrázek)
Metacyclops mendocinus (Wierzejski)
Microcyclops anceps (Richard)
Notodiaptomus incompositus (Brian)

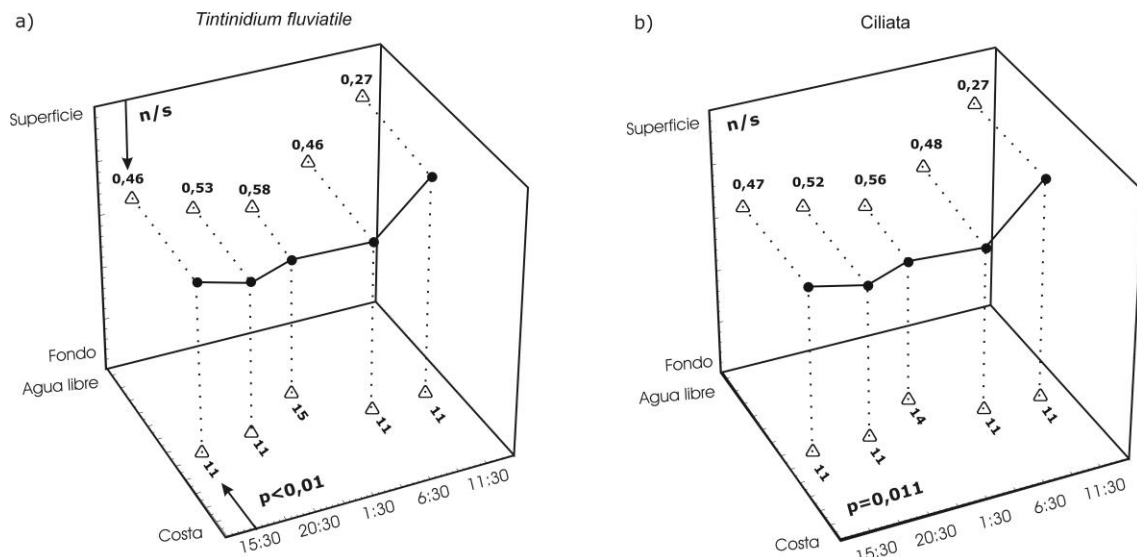


Figura 2. Variación de las posiciones medias horizontales en la transecta desde la costa hacia el centro de la laguna (números sobre el plano horizontal) y las medias verticales entre superficie y fondo (números sobre el plano vertical) en función del tiempo de la densidad de *Tintinnidium fluviatile* y el total de los ciliados (en el plano correspondiente al posicionamiento se indica la significancia del análisis de ANOVA efectuado). Las distancias se expresan en metros.

Los rotíferos (densidad media de 256 individuos/l.) dominaron el zooplancton debido a la contribución de *Hexarthra fennica* y de *Keratella americana*. La densidad mínima (39 individuos/l) se registró en el ocaso y en sector más cercano a la costa a una profundidad media. La máxima (537 individuos/l) se observó a la tarde en el sitio más alejado de la costa en los niveles más superficiales de la columna de agua.

Keratella americana tuvo momentos de relativa proximidad a la costa (11 a 12 m) al atardecer del primer día y el mediodía del segundo. A la medianoche (14 m) y al amanecer (15 m) su distribución fue más alejada de la costa. En el perfil vertical, la especie tuvo una escasa variación en su distribución (Figura 3a). El significativo cambio en el lapso de 24 horas ocurrió en el eje horizontal (Tabla 2).

Keratella tropica tuvo su mayor proximidad a la costa durante la tarde (12 m) y estuvo más alejada al ocaso,

al amanecer y al mediodía (15 m). En el componente vertical mostró una posición media cerca de la superficie al mediodía y en ocaso y una distribución más profunda durante la tarde, medianoche y amanecer (Figura 3b). Las variaciones de la distribución en función del tiempo fueron significativas sólo en el componente vertical (Tabla 2).

Los cladóceros tuvieron una densidad promedio de 27 individuos/l. Fueron particularmente escasos a la medianoche, en el nivel medio del sitio más próximo a la costa (8 individuos/l). Su densidad máxima se observó en el ocaso, en profundidad en el sector más próximo a la costa (61 individuos/l). *Bosmina huaronensis* estuvo relativamente alejada de la costa a la tarde (17 m) y a medianoche (16 m) y mostró posiciones medias relativamente más cercanas a la costa al mediodía (11 m). Estos cambios en su distribución en el ciclo diario respecto al eje de la transecta fueron sig-

nificativos (Tabla 2). Las posiciones más cercanas a la superficie se observaron a la tarde (0,4 m) y las más profundas, al amanecer (0,7 m) (Figura 4a). *Diaphanosoma birgei* presentó una posición promedio más cercana a la costa (11 m) al mediodía mientras que la más alejada (14 m) se observó a

la tarde, a medianoche y al amanecer (Figura 4b). Estos cambios en su distribución en el ciclo diario respecto al eje de la transecta fueron significativos (Tabla 2). No presentó variaciones significativas en la distribución en el sentido vertical durante el ciclo diario (Tabla 2).

Tabla 2. Efecto de factores espaciales y temporales (y su interacción) en la densidad de grupos zooplanctónicos y algunas especies durante un ciclo diario estival en la laguna San Miguel del Monte.

	Hora	Transecta	Profundidad	Hora*Transecta	Hora*Profundidad
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	p < 0,01		p < 0,01		p < 0,01
Total ciliados	p < 0,01		p < 0,01		p = 0,011
<i>Keratella americana</i>	p < 0,01			p = 0,024	
<i>Keratella tropica</i>					p < 0,01
<i>Bosmina huaronensis</i>	p < 0,01			p < 0,01	
<i>Diaphanosoma birgei</i>	p = 0,026			p = 0,033	
Total cladóceros	p < 0,01			p = 0,02	
<i>Metacyclops mendocinus</i>	p < 0,01				p < 0,01
Adultos ciclopoideos	p < 0,01				p = 0,012
<i>Notodiptomus incompositus</i>	p = 0,017				p = 0,011

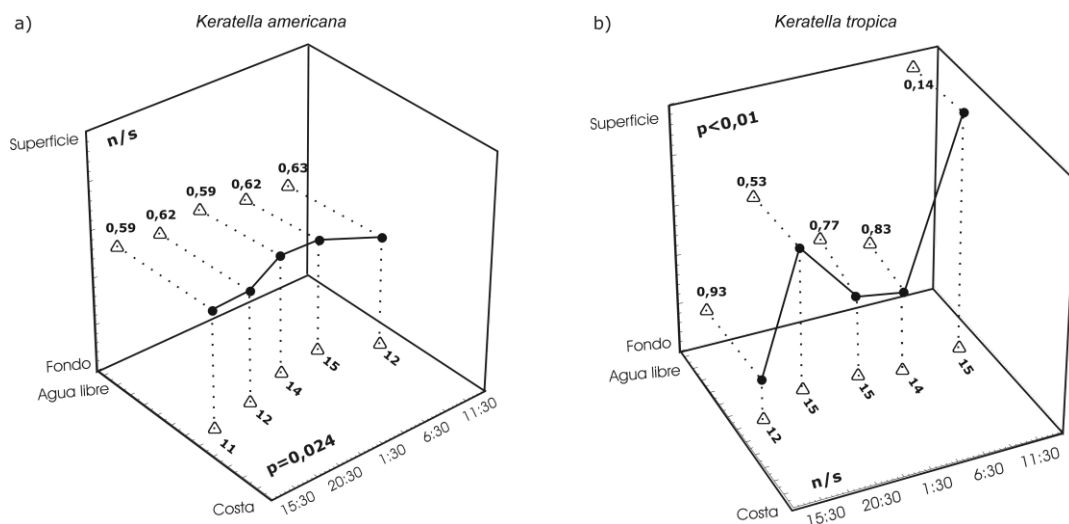


Figura 3. Variación de las respectivas posiciones medias horizontales en la transecta desde la costa hacia el centro de la laguna (números sobre el plano horizontal) y las medias verticales entre superficie y fondo (números sobre el plano vertical) en función del tiempo de *Keratella americana* y *K. tropica* (en el plano correspondiente al posicionamiento se indica la significancia del análisis de ANOVA efectuado). Las distancias se expresan en metros.

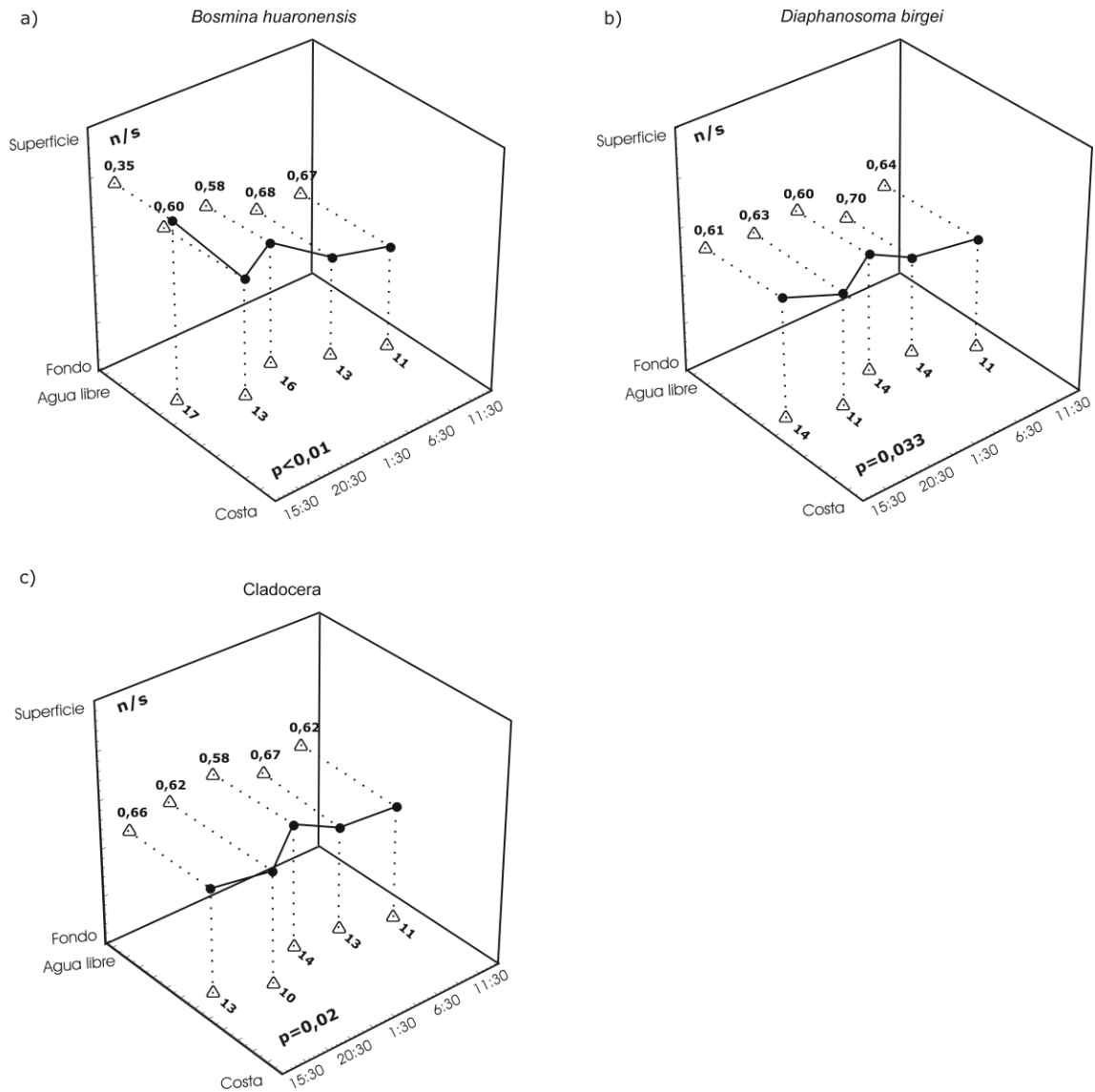


Figura 4. Variación de las respectivas posiciones medias horizontales en la transecta desde la costa hacia el centro de la laguna (números sobre el plano horizontal) y las medias verticales entre superficie y fondo (números sobre el plano vertical) en función del tiempo de *Bosmina huaronensis*, *Diaphanosoma birgei* y los cladóceros totales (en el plano correspondiente al posicionamiento se indica la significancia del análisis de ANOVA efectuado). Las distancias se expresan en metros.

La posición promedio de la densidad de la totalidad de los cladóceros estuvo más próxima a la costa (10 m) en el ocaso, y más alejada de la costa a la medianoche y amanecer (Figura 4c). La distribución espacio-temporal del grupo mostró diferencias significativas en el componente horizontal (Tabla 2).

Los copépodos (en su mayoría larvas nauplii) fueron abundantes y constituyeron el segundo grupo en importancia numérica, con una densidad promedio de 155 individuos/l. Al igual que los cladóceros y que la densidad total zooplanctónica, tuvieron su mínimo a la medianoche, en el nivel medio del sector más cercano a

la costa (29 individuos/l). Su densidad máxima se registró al igual que la de los cladóceros, en niveles superficiales en el sector más alejado de la costa (293 individuos/l). Los ciclopoideos adultos en su conjunto estuvieron en promedio más próximos a la costa (9 m) a la tarde y más alejados (15 m) a medianoche. En el componente vertical, la posición más superficial (0,4 m) se registró en el ocaso y la más profunda (0,7 m) al amanecer (Figura 5a). *Metacyclops mendocinus* tuvo una mayor proximidad media a la línea de costa al ocaso (10 m) y estuvo más alejado a medianoche (14 m) a la vez

que su ubicación más superficial (0,5 m) se registró al ocaso, y la más profunda (0,7 m) al amanecer (Figura 5b). *Notodiptomus incompositus* tuvo su mayor proximidad a la costa (10 m) entre el alba y el mediodía y su mayor alejamiento (13 m) a medianoche. Las posiciones más superficiales de esta especie (0,4 m) se registraron a medianoche y las más profundas en las horas de luz, particularmente a la tarde (0,8 m) (Figura 5c). La distribución espacio-temporal del grupo y las dos especies mostró diferencias significativas en el componente vertical (Tabla 2).

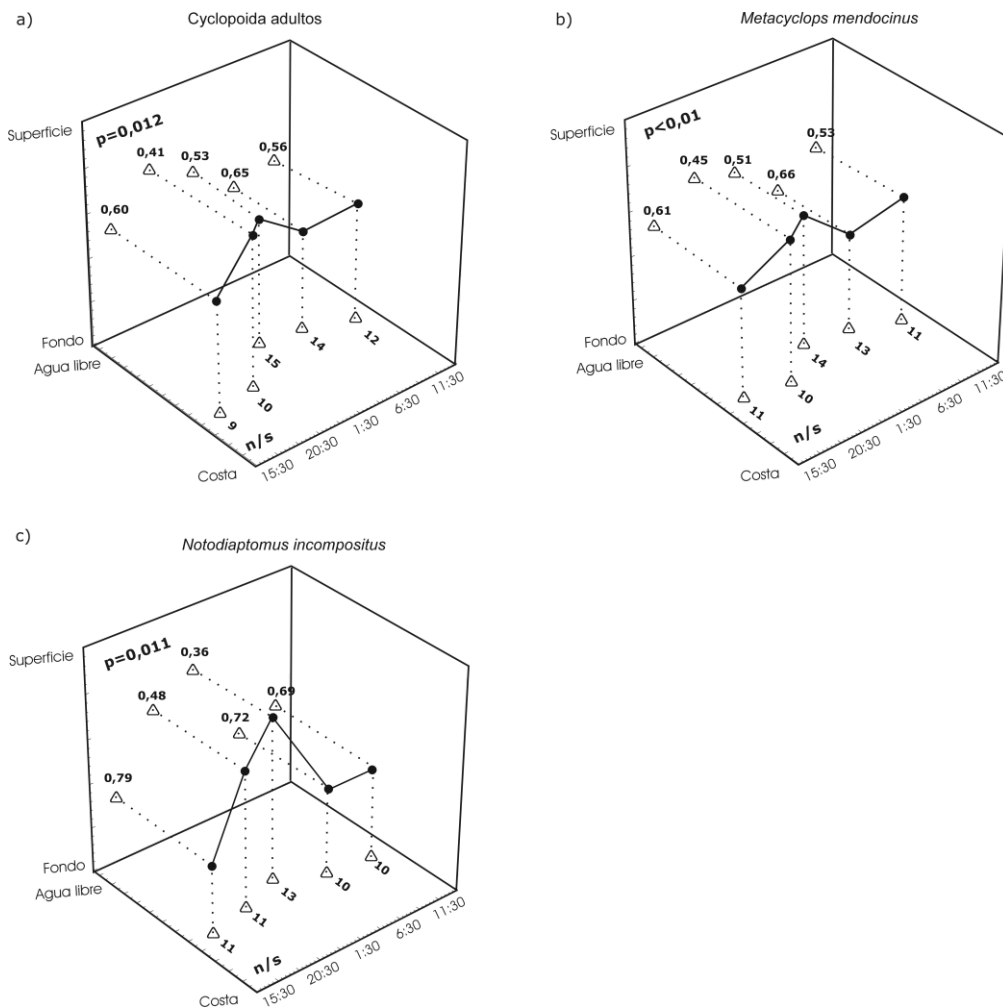


Figura 5. Variación de las respectivas posiciones medias horizontales en la transecta desde la costa hacia el centro de la laguna (números sobre el plano horizontal) y las medias verticales entre superficie y fondo (números sobre el plano vertical) en función del tiempo de los ciclopoideos adultos, de *Metacyclops mendocinus* y de *Notodiptomus incompositus* (en el plano correspondiente al posicionamiento se indica la significancia del análisis de ANOVA efectuado). Las distancias se expresan en metros.

DISCUSIÓN

Los parámetros físico-químicos analizados mostraron una marcada homogeneidad en la columna de agua debido a la condición somera de la laguna, concordando con lo registrado por José de Paggi (1995) en un ambiente vinculado al río Paraná. Se considera que sus gradientes no tuvieron incidencia en la distribución espacial diaria de los integrantes del zooplancton aún cuando la concentración de oxígeno disuelto aumentó en niveles superficiales durante el día, y presentó valores relativamente bajos en toda la columna de agua hacia el amanecer. El nivel de saturación siempre superó el 20% de saturación que fue considerado por José de Paggi (1995) en otro lago somero como suficiente para el desarrollo del zooplancton.

Si bien la mayoría de las especies halladas tuvieron una distribución heterogénea en el espacio y en el tiempo, sólo una pequeña proporción de ellas mostró indicios estadísticamente significativos de que su distribución dependiera del momento del día. La ausencia de diferencias significativas en la distribución horizontal de la abundancia de la mayoría de los ciliados y rotíferos puede estar vinculada a su escasa capacidad de desplazamiento y la relativamente baja susceptibilidad para ser depredados en coincidencia con lo señalado por Wicklum (1999). Únicamente, se detectó variaciones significativas en la distribución vertical de *T. fluviatile* y *Keratella tropica*, con densidades mayores en niveles profundos durante la noche. Estuvieron presentes en niveles más superficiales durante el día. En el caso de *T. fluviatile* este momento del día no constituye riesgo por ser poco palatable para cualquier posible depredador mientras que para *K. tropica* podría constituir una respuesta de evasión frente a depredadores inverte-

brados. José de Paggi (1995) interpretó este tipo de desplazamiento realizado por rotíferos en la laguna El Tigre (Santa Fe) como una respuesta de evasión frente a algunos copépodos. Por otra parte, Peticarrari *et al.* (2004) observaron este tipo de migración entre copépodos ciclopoideos como respuesta a la presencia de las larvas de *Chaoborus*. Gilbert y Hampton (2001) concluyen que las diferencias en la distribución espacial de ciertos zooplanctones en el eje vertical de un lago somero a pesar de su escasa profundidad (1,5 m) reducirían las interacciones entre presas y depredadores, promoviendo su coexistencia en el sistema. Asimismo, en lagos someros con moderada presencia de depredadores se ha comprobado la existencia de desplazamientos verticales de los rotíferos, incluso más significativos que los de los crustáceos y que estarían relacionados a la competencia por el alimento (Karabin y Karabin, 2005).

Según los cálculos de posiciones más probables, los cladóceros tuvieron variaciones horizontales significativas en el ciclo diario con acercamientos a la costa al mediodía y alejamiento de la misma en los otros momentos del día. Por el contrario, la variación significativa en la distribución de los copépodos se presenta en el sentido vertical, con mayor presencia de estos integrantes en superficie durante la noche. Esta ausencia de cambios en el sentido horizontal de los copépodos coincide con lo observado por Romare *et al.* (2003) en un lago somero europeo.

En cuanto a los movimientos horizontales de los cladóceros, lo observado en el ciclo diario en la laguna de Monte concuerda con lo registrado en lagos someros del Hemisferio Norte (Romare *et al.*, 2003; Nguyen, 2006). Los cladóceros *B. huaronensis* y *D. birgei* se alejaron de la costa en horas nocturnas. Esta variación en la

distribución horizontal ha sido vinculada con el desplazamiento de juveniles de peces hacia la zona litoral durante el ocaso (Romare *et al.*, 2003; Nguyen, 2006). La abundancia de peces juveniles en la laguna de Monte estuvo incrementada por la incorporación en los meses previos al muestreo de alevines de *Odonthestes bonariensis* que es un pez principalmente planctóforo (Grosman *et al.*, 2002). La importancia adaptativa de los cambios en la distribución espacio-temporal como estrategia de evasión al riesgo de depredación por peces (Folt y Burns, 1999) también se detectó con el hallazgo de una mayor frecuencia de presencia de copépodos en los sectores más superficiales durante la noche. Las diferencias encontradas con lo observado para *N. incompositus* por Weigand y Escalante (2008a) en la Laguna de los Padres pueden deberse a la ausencia de presión de depredación por peces en dicho ambiente.

El escaso número de integrantes del zooplancton que muestran diferencias en su distribución vertical y horizontal diaria puede estar vinculado a la turbidez inorgánica presente en la laguna de Monte en ocasión del muestreo y que puede reducir el riesgo de depredación en el agua libre (Pekcan-Hekim y Lappalainen, 2006). Weigand y Escalante (2008a) registraron un mayor desplazamiento de algunos zooplanctones en días consecutivos en relación con un aumento en la transparencia debido a un evento de lluvia y en términos relativos, la amplitud del desplazamiento vertical señalada fue mayor que la del presente trabajo, hecho esperable, teniendo en cuenta que la transparencia en la Laguna de Los Padres duplicó a la verificada en San Miguel del Monte. Además, la acentuada variación de la densidad en función del tiempo puede ser una expresión del fenómeno señalado por Pinel-Alloul (1991) acerca de las diferentes escalas en que se manifiesta la heterogeneidad espacial del zooplancton. De acuerdo a ello, mu-

chos de los grupos presentaron organizaciones espaciales que trascendieron las dimensiones de la transecta en estudio.

AGRADECIMIENTOS

A Diego Martín Ardohain, por su colaboración en las tareas de campo. A los revisores por sus valiosas sugerencias y comentarios.

BIBLIOGRAFÍA

- Ardohain, D. M., H. H. Benítez, M. C. Claps y N. A. Gabellone.** 2005. Estructura y dinámica de rotíferos planctónicos en dos lagunas pampásicas: similitudes y diferencias. *Biología Acuática*, 22: 7 - 18.
- Armengol-Díaz, J., A. Esparcia, E. Vicente y M. R. Miracle.** 1993. Vertical distribution of planktonic rotifers in a karstic meromictic lake. *Hydrobiologia* 255/256: 381-388.
- Armengol, X. y M. R. Miracle.** (2000) Diel vertical movements of zooplankton in lake La Cruz (Cuenca, Spain). *Journal of Plankton Research*, 22: 1683-1703.
- Benítez, H. H.** 2008. Estructura y dinámica del zooplancton de una laguna pampásica moderadamente eutrófica (San Miguel del Monte): factores de control. Tesis Doctoral Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP). 382 pp.
- Benítez, H. H. y M. C. Claps.** 2000. Zooplancton de una laguna pampásica (Monte) y su afluente (El Totoral). Caracterización estructural en un ciclo anual. *Diversidad y ambiente*, 1: 87 - 95.
- Benzi, J. A. H.** 2005. Cladocera: the genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*). In *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, Vol. 21, p. 1-368 Dumont H (coord. ed). Backhuys Publishers, Leiden.
- Brancelj, A. y A. Blejec.** 1994. Diurnal vertical migration of *Daphnia*

- hyalina* Leydig, 1860 (Crustacea: Cladocera) in Lake Bled (Slovenia) in relation to temperature and predation. *Hydrobiologia*, 284: 125 - 136.
- Burks, R. L., D. M. Lodge, E. Jeppesen y T. D. Lauridsen.** 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology*. 47: 343-365.
- Claps, M. C., N. A. Gabellone y H. H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): Spatio-temporal variations. *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*, 40: 201 - 210.
- Easton, J. y M. Gophen.** 2003. Diel variation in a vertical distribution of fish and plankton in lake Kinneret: a 24-h study of ecological overlap. *Hydrobiologia*, 421: 91 - 100.
- Foissner, W., H. Berger y J. Schaumburg.** 1999. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates. Bavarian State Office for Water Management: Munich
- Folt, C. L. y Burns C. W.** 1999. Biological drivers of zooplankton patchiness. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 300 - 305.
- Grosman, F.; P Sanzano y D. Aguería,** 2002. Aspectos ecológicos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* de la laguna de Monte. *Revista del Museo Argentino B. Rivadavia*, 4:13-23.
- Gilbert, J. J. y S. E. Hampton.** 2001. Diel vertical migrations of zooplankton in shallow, fishless pond: a possible avoidance-response cascade induced by notonectids. *Freshwater Biology*, 46: 611 - 621.
- González Sagrario, M. y E. Balseiro.** 2003. Indirect enhancement of large zooplankton by consumption of predacious macroinvertebrates by littoral fish. *Archiv für Hydrobiologie*, 158: 551 - 574
- González Sagrario, M., E. Balseiro, R. Ituarte y E. Spivak.** 2009. Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54: 1042-1053.
- Han, B. P. y M. Straškraba.** 2001. Control Mechanisms of Diel Vertical Migration: Theoretical Assumptions. *Journal of Theoretical Biology*, 210: 305 - 318
- Johnsen, G. H. y P. J. Jacobsen.** 1987. The effect of food limitation on vertical migration in *Daphnia longispina*. *Limnology and Oceanography*, 32: 873 - 880.
- Jørgensen, B. B., J. G. Kuene y Y. Cohen.** 1979. Microbial transformations of sulfur compounds in a stratified lake (Solar Lake, Sinai). *Limnology and Oceanography*, 24: 799-822.
- José de Paggi, S.** 1995. Vertical distribution and diel migration of rotifers in a Paraná River floodplain lake. *Hydrobiologia*, 310: 87 - 94.
- Karabin, A. y J. Ejsmont-Karabin.** 2005. An evidence of vertical migrations of small rotifers - a case of rotifer community in a dystrophic lake. *Hydrobiologia*, 546: 381-386.
- Koste, W.** 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Borntraeger: Berlin, Stuttgart.
- Kovach, W. L.** 1990. A multivariate Statistical Package. Institute of Earth Studies, University College of Wales, UK.
- Lauridsen, T. L. y I. Buenk.** 1996. Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in two shallow eutrophic lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, 137: 161 - 176.
- Lauridsen, T. L., E. Jeppesen, M. Sondergaard y D. M. Lodge.** 1997. Horizontal migration of zooplankton: predator-mediated use of macrophyte habitat. *En: E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard y K. Christoffersen (Eds.) The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Ecological Studies* 131, New York, Springer Verlag: 233 - 239.
- Lee, J. S. Hunter y E. Bovee (Eds.).** 1985. An illustrated guide to the

- Protozoa. Allen Press. 629 p.
- Liu, S. H., S. Sun y B. P. Han.** 2003. Diel vertical migration of zooplankton following optimal food intake under predation. *Journal of Plankton Research*, 25: 1069 - 1077.
- Nguyen, H. T.** 2006. Evidence for diel horizontal migration (DHM) of crustacean zooplankton in the western basin of Lake Erie. Senior Honors Thesis, The Ohio State University. 44 p.
- Paggi, J. C.** 1978. Revisión de las especies argentinas del género *Diaphanosoma* Fischer (Crustacea, Cladocera). *Acta Zoológica Lilloana*, 33: 43 - 65.
- Paggi, J.C.** 1979. Revisión de las especies argentinas del género *Bosmina* Baird agrupadas en el subgénero *Neobosmina* Lieder (Crustacea, Cladocera). *Acta Zoológica Lilloana*, 35: 137-162.
- Paggi, J. C.** 1994. Biodiversidad del zooplancton en los ecosistemas acuáticos continentales de la región Neotropical: Revisión de las especies del género *Notodiptomus* Kiefer (Copepoda, Calanoida). Tesis de Magister en Ecología Acuática Continental, Universidad Nacional del Litoral, Argentina
- Pekcan-Hekim, Z. y J. Lappalainen.** 2006. Effects of clay turbidity and density of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae on predation by perch (*Perca fluviatilis*). *Naturwissenschaften*, 93: 356 - 359.
- Perticarrari, A., M. S Arcifa y R. A. Rodrigues.** 2004. Diel vertical migration of copepods in a Brazilian lake: a mechanism for decreasing risk of *Chaoborus* predation? *Brazilian Journal of Biology*, 64: 289 - 298.
- Pinel-Alloul, B.** 1991. Spatial distribution patterns in freshwater macrozooplankton: variation with scale. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 1557 - 1570.
- Reid, J.** 1985. Clave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoidea (Crustacea, Copepoda). *Boletim de zoologia Universidade Sao Paulo*, 9: 17 - 143.
- Romare, P., Berg, S., Lauridsen, T. and Jeppesen, E.** 2003. Spatial and temporal distribution of fish and zooplankton in a shallow lake. *Freshwater Biology*, 48: 1353-1362
- Segers, H.** 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta). *En: H. Dumont (Coord. Ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, Vol. 6, SPB Academic Publishing, The Hague: 1 - 226
- Vucetich, M. C.** 1973. Estudio de tectamebianos argentinos, en especial los del dominio pampásico. *Revista del Museo de La Plata (N. S.) Sección Zoología*, 11: 287 - 332.
- Weigand, P. V. y A. H. Escalante.** 2008a. ¿Existen migraciones verticales en el zooplancton de la Laguna de Los Padres? *Biología Acuática*, 24: 165 - 172.
- Weigand, P. V. y A. H. Escalante.** 2008b. Diel vertical distribution of freshwater calanoid copepods in a shallow lake: its variability in males with and without an oil sac. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 41: 257 - 266.
- Wicklum, D.** 1999. Variation in horizontal zooplankton abundance in mountain lakes: shore avoidance or fish predation? *Journal of Plankton Research*, 21: 1957 - 1975.
- Winder, M., M. Boersma y P. Spaak.** 2003. On the cost of vertical migrations: are feeding conditions really worse at greater depth? *Freshwater Biology*, 48: 383 - 393.
- Wojtal, A., P. Frankiewicz, K. Izydorczyk y M. Zalewski.** 2003. Horizontal migration of zooplankton in a littoral zone of the lowland Sulejow Reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia*, 506-509: 339 - 346.
- Wright, D. I. y J. Shapiro.** 1990. Refuge availability: a key to understanding the summer disappearance of *Daphnia*. *Freshwater Biology*, 24: 43 - 62.

ALGAS FITOPLANCTÓNICAS DE AMBIENTES LÉNTICOS Y LÓTICOS DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO: TOLERANCIA A FACTORES FÍSICOS

U. CARRILLO, N. GABELLONE & L. SOLARI

Instituto de Limnología "Dr. R. Ringuelet" (ILPLA),
CONICET-CCT-La Plata. Av. Calchaquí, 23,5 km, (1888), Florencio Varela, Bs. As.
uara_carrillo@yahoo.com.ar

ABSTRACT. The objective of this paper was to evaluate relationships between phytoplankton algae density and physical factors such as conductivity and temperature in lentic and lotic environments of Salado River basin. The information was obtained from 352 samples taken in San Miguel del Monte shallow lake, in the seepage Lacombe and in the Salado River (main channel and tributaries). Species with density higher than 4.000 individuals ml⁻¹ were selected: eight cyanobacteria, four chlorophytes, three diatoms and one cryptomonadal. Temperature and conductivity optima and tolerance of species temperature were calculated. The chlorophytes showed highest optima temperature average (18,84 °C) than the cyanobacteria (17,96 °C) and diatoms (16,31 °C). Optima temperature of *Cryptomonas pusilla* was high (19,86°C). Diatoms and cryptomonadales showed conductivity optima average (5514 and 5599 µS cm⁻¹) higher than chlorophytes and cyanobacteria (4506 and 3508 µS cm⁻¹). *Aphanocapsa delicatissima* showed markedly low conductivity optima in the lakes (2002 µS cm⁻¹) respect to the obtained in the Salado River (8989 µS cm⁻¹). It must be emphasized that ranges observed in lotic environments were wider than those in lentic environments. The species optima may be useful for future interpretations of the phytoplankton ecology and also as biological indicator for water-quality assessment in the studied environments.

Key words: phytoplankton, temperature, conductivity, optima/ranges of tolerance, Salado River basin.

Palabras clave: fitoplancton, temperatura, conductividad, óptimos/rangos de tolerancia, cuenca del río Salado.

INTRODUCCIÓN

Las investigaciones realizadas durante más de diez años de trabajo en la cuenca del río Salado (Buenos Aires) tanto en ambientes lóticos como lénticos, a escala regional o local, han permitido obtener una considerable información acerca de los organismos del plancton así como de los parámetros físico-químicos "in situ" y en laboratorio. Con esta información se han publicado diversos trabajos que abarcan estudios del plancton en ríos (Neschuk *et al.*, 2002), plancton de lagunas (Claps *et al.*, 2004; Solari *et al.*, 2003; Ruiz *et al.*, 2006), relaciones

entre cuerpos lóticos y lénticos (Gabellone *et al.*, 2001; Solari *et al.*, 2002a), estudios de las características biogeoquímicas y tipos de agua de la cuenca (Gabellone *et al.*, 2003; Gabellone *et al.*, 2005; Quaini *et al.*, 2005; Gabellone *et al.*, 2008), distribución vertical del plancton en lagunas (Claps *et al.*, 2002; Solari *et al.*, 2002b) y en relación con distintos estados tróficos (Gabellone *et al.*, 2002). En ellos no se ha realizado, un análisis profundo del nicho de las especies, considerando a este como un hipervolumen de "n" dimensiones (Hutchinson, 1957; Begon *et al.*, 2006). La presencia de las mismas especies en diversos cuerpos

de agua y bajo presiones y disturbios ambientales diferentes puede permitir conocer la diferencia entre el nicho realizado de una especie determinada para una laguna o el río. Asimismo la numerosa cantidad de muestreos realizados con diferencias tanto espaciales como temporales y en diferentes condiciones hidrológicas puede acercarnos a un conocimiento más preciso de su nicho ecológico dentro de las dimensiones consideradas de éste. También la presencia de una misma especie bajo las diferentes condiciones ambientales de los ambientes lóticos y lénticos puede ayudar a identificar cuales otros factores limitan su presencia y su abundancia. Se puede considerar que las diferencias ambientales entre los cuerpos de agua lóticos y lénticos determinan diferentes estrategias de las especies para su supervivencia, que se pueden evidenciar a

través de su presencia y abundancia. Este estudio es una primera aproximación para conocer dos dimensiones del nicho correspondientes a factores físicos como la conductividad y la temperatura a través de los óptimos y los límites de tolerancia de las especies de algas fitoplanctónicas más abundantes, en ambientes lénticos y lóticos de la cuenca del río Salado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En la Figura 1 se señalan los puntos de muestro seleccionados para este trabajo en el río Salado y tributarios y de las dos lagunas ubicadas en su cuenca (lagunas San Miguel del Monte y Lacombe).

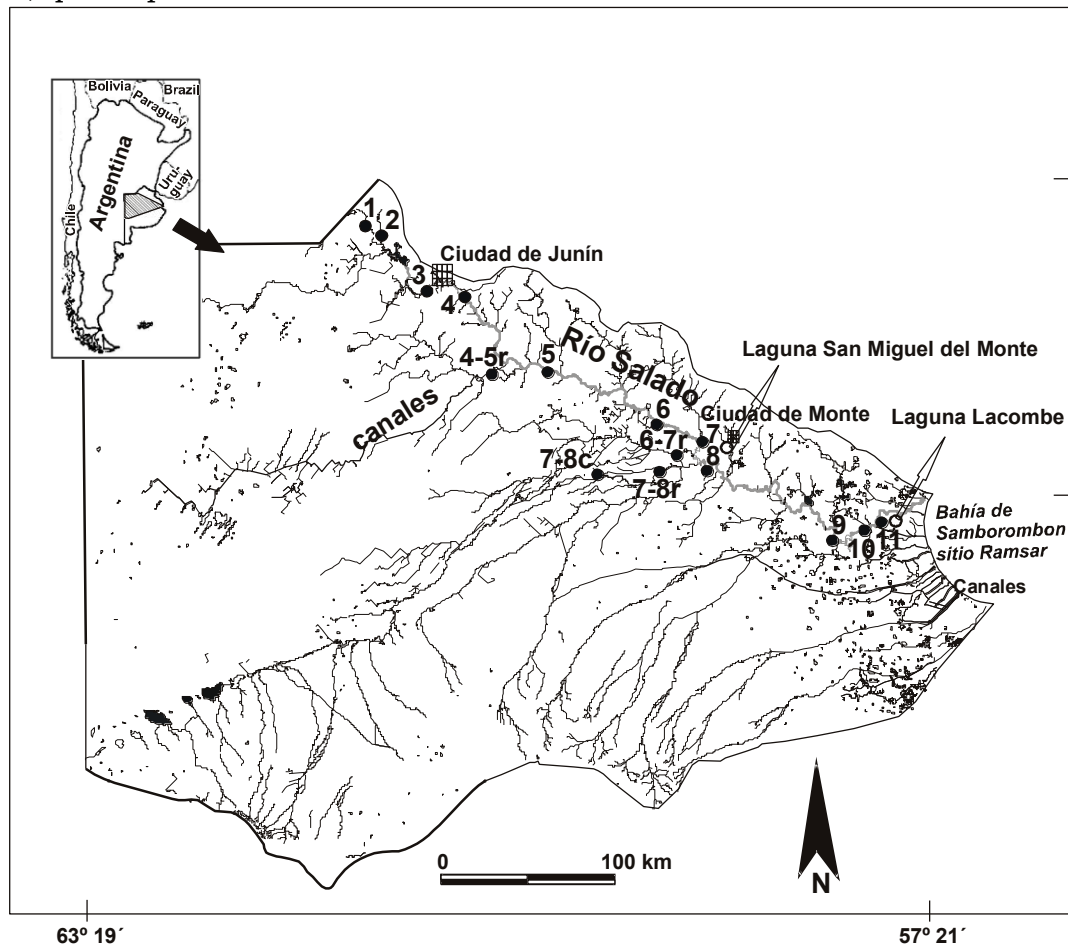


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la cuenca del Río Salado de donde proceden las muestras analizadas.

Análisis de las especies de fitoplancton

El río Salado es el río autóctono más largo de la provincia de Buenos Aires. Su cuenca abarca 150.000 km² e incluye un gran número de lagunas que ocupan 10.000 km² cuando el río presenta condiciones normales de caudal. Tiene una longitud aproximada de 571 km y una pendiente baja (promedio: 0.107 m km⁻¹) (Fig.1). Su caudal mínimo se alcanza durante períodos secos (100 m³.s⁻¹) y aumenta hasta 1.500 m³.s⁻¹ en períodos de inundación (Gabellone et al., 2005). La desembocadura del río Salado se ubica sobre la Bahía Samborombón, que está incluida en la lista Ramsar de humedales de importancia internacional (Convención Ramsar Bureau 2004).

La laguna San Miguel del Monte está situada en la Pampa Deprimida al NE de la provincia de Buenos Aires en la cuenca del río Salado (35° 26'S y 58° 49' O). Tiene una superficie de 655 ha, una profundidad media de 1,3 m y un perímetro de 12,8 km. Presenta dos afluentes permanentes siendo el más importante el arroyo El Totoral. La laguna está regulada por una compuerta que impide su conexión con la laguna Las Perdices. Sin embargo, debido a la escasa pendiente regional, en períodos de inundación del río Salado el agua entra a la laguna San Miguel del Monte a través de la laguna Las Perdices (Solari et al., 2003) (Fig.1).

La laguna Lacombe tiene un área de 130 ha, una longitud máxima de 1.750 m y un ancho máximo de 1.500 m. Su perímetro es de aproximadamente de 5,6 km. Esta laguna está colonizada por macrófitas emergentes (*Schoenoplectus californicus*) y sumergidas (*Stukenia pectinata* y *Myriophyllum quitense*) y está muy poco disturbada por impacto antrópico (Cano et al., 2008).

Se analizó un total de 352 muestras: 156 ubicadas en el curso del río Salado y tributarios (1998-1999, 2004-2005), 136 de la laguna San Miguel del Monte (1997-1998), conectada con el río Salado durante inundaciones y 60 en la laguna Lacombe (2001-2002). Se confeccionó una base de datos completa (BDC) con 258 especies (52 Cyanobacteria, 101 Chlorophyceae, 72 Diatomeas, 31 Euglenophyceae y 2 Cryptophyceae). Esta base de datos incluyó la densidad de cada especie para cada ambiente lótico en las diferentes estaciones de muestreo, así como también las muestras tomadas en los perfiles verticales en las lagunas analizadas.

De la BDC se seleccionaron para la base de datos reducida (BDR) aquellas especies cuya densidad fue superior a 4.000 ind.ml⁻¹ y una frecuencia de ocurrencia igual a 5 o mayor. Por lo que la BDR incluyó un número total de 154 muestras (96 del río Salado, 45 de la laguna San Miguel del Monte y 13 de la laguna Lacombe) con 16 especies (8 cianobacterias, 4 clorofitas, 3 diatomeas y 1 criptomonadal) que cumplieron las condiciones requeridas. Mas detalles sobre las mediciones "in situ" de temperatura y conductividad así como la toma de muestras y el análisis cuantitativo del fitoplancton pueden consultarse en Gabellone et al (2001); Neschuk et al (2002); Solari et al (2002 a y b); Solari et al (2003); Gabellone et al (2005). En todos los casos la toma de muestras del fitoplancton y la medición de parámetros físicos fueron simultáneas.

Para obtener el óptimo y el rango de tolerancia se usaron las fórmulas propuestas por ter Braak, 1985; ter Braak, 1995; Potapova & Charles (2003). Para el óptimo de las especies (uk) se utilizó la siguiente fórmula:

$$u_k = a_{i=1}^n y_{ik} x_i / a_{i=1}^n y_{ik}$$

donde y_{ik} es la densidad relativa de la especie k en la muestra i ; x_i es el valor del parámetro ambiental en la muestra i ; n es el número total de muestras analizadas.

El rango de tolerancia (t_k) fue calculado como:

$$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - u_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}}$$

Se obtuvieron los máximos y mínimos de temperatura y conductividad para las especies seleccionadas de los ambientes analizados. Asimismo, se calculó la “amplitud” de cada especie

para los parámetros considerados, mediante la diferencia entre los valores máximos y mínimos de temperatura y conductividad para cada especie. De esta manera se definen algunos rasgos ambientales, en este caso temperatura y conductividad, que determinan el nicho ecológico de estas especies.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se pueden observar los valores medios, máximos y mínimos de la temperatura y la conductividad de los sitios estudiados.

Tabla 1. Valores máximos, mínimos y promedio de temperatura y conductividad de los ambientes analizados.

	Promedio	Máximo	Mínimo
Temperatura (°C)			
Rio Salado	17,9	32,2	7,7
San Miguel del Monte	17,5	25	10,1
Lacombe	17,5	30,6	8,2
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)			
Rio Salado	6324	19800	770
San Miguel del Monte	1824	2500	1190
Lacombe	2493	4450	1220

Tabla 2. Especies analizadas en los tres sitios muestreados

Río Salado	Laguna San Miguel del Monte	Laguna Lacombe
Cyanobacteria	Cyanobacteria	Cyanobacteria
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>
<i>Gloeocapsa dermochroa</i>	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>
<i>Lyngbya limnetica</i>	<i>Chroococcus dispersus</i>	
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	<i>Lyngbya limnetica</i>	
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	
Chlorophyta	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	
<i>Chlamydomonas</i> sp 1	<i>Spirulina laxissima</i>	
<i>Chlamydomonas</i> sp 2	Chlorophyta	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp 2	
<i>Monoraphidium minutum</i>	<i>Monoraphidium minutum</i>	
Heterokontophyta	Heterokontophyta	
Bacillariophyceae (Diatomeas)	Bacillariophyceae (Diatomeas)	
<i>Cyclotella glomerata</i>	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		
<i>Nitzschia acicularis</i>		
Cryptophyta		
<i>Cryptomonas pusilla</i>		

Tabla 3. Óptimos, rangos de tolerancia y abundancia promedio de las especies analizadas (L, lagunas San Miguel del Monte y Lacombe y R, río Salado, L/R con presencia en las lagunas y el río)(* corresponde a un solo muestreo).

	Temperatura (°C)		Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)		Abundancia(ind.ml ⁻¹)	
	Óptimo	Rango	Óptimo	Rango	Promedio	Rango
Cyanobacteria						
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> L/R	16,47	4,52	7740	5643	9893	
<i>A. delicatissima</i> L	18,79	3,65	2022	533	9583	23680
<i>A. delicatissima</i> R	15,28	4,53	8989	5235	10498	30909
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> L	17,24	2,47	1559	262	7001	5120
<i>Chroococcus dispersus</i> L	18,78	2,89	1709	229	7536	6144
<i>Gloeocapsa dermochroa</i> R	14,11	4,40	4497	4684	8498	24125
<i>Lyngbya limnetica</i> L/R	13,27	3,10	3878	2142	9171	
<i>Lyngbya limnetica</i> L	12,71	2,65	3111	2163	9100	275081
<i>Lyngbya limnetica</i> R*	19,00	---	5800	---	9950	---
<i>Pseudanabaena limnetica</i> L/R	17,33	3,59	2296	764	26810	
<i>P. limnetica</i> L	17,15	3,55	2173	329	33902	63265
<i>P. limnetica</i> R	20,66	4,08	4564	1979	5534	1006
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> L/R	19,12	4,35	2523	1096	17542	
<i>R. mediterranea</i> L	18,75	3,20	1924	383	18338	48256
<i>R. mediterranea</i> R	19,93	6,06	3813	1018	16044	53284
<i>Spirulina laxissima</i> L	19,86	3,39	1790	275	12556	33536
Chlorophyta						
<i>Chlamydomonas</i> sp 1 R	23,75	3,55	5235	1505	13131	27790
<i>Chlamydomonas</i> sp 2 L/R	14,05	1,83	2828	1043	9190	
<i>Chlamydomonas</i> sp 2 L	12,18	1,39	1685	1290	4800	2560
<i>Chlamydomonas</i> sp 2 R*	15,40	---	3650	---	26752	---
<i>Monoraphidium arcuatum</i> R	17,18	5,32	9624	4904	6383	5590
<i>M. minutum</i> L/R	20,33	4,85	3821	2364	42704	
<i>M. minutum</i> L	17,35	6,28	1656	385	6279	7680
<i>M. minutum</i> R	20,36	4,78	3870	2367	49228	194855
Heterokontophyta						
Bacillariophyceae (Diatomeas)						
<i>Cyclotella glomerata</i> R	12,38	3,22	14137	5574	28080	262744
<i>C. meneghiniana</i> L/R	18,00	4,00	5415	3433	1354	22981
<i>C. meneghiniana</i> R	17,77	3,99	7246	2836	9265	18803
<i>C. meneghiniana</i> L	17,74	5,33	1904	430	512	3583
<i>Nitzschia acicularis</i> R	15,68	2,87	5404	2743	11135	63262
Cryptophyta						
<i>Cryptomonas pusilla</i> R	19,86	7,00	5599	3561	11116	21979

Las especies analizadas en cada uno de los ambientes muestreados se detallan en la Tabla 2. Las *Cyanobacteria* presentaron óptimos de temperatura entre 14,11 y 20,66 °C y de conductividad entre 1.709 y 8.990 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Los óptimos más altos tanto para temperatura como para conductividad corresponden al río Salado. Los óptimos de temperatura y conductividad de las *Chlorophyta* estuvieron entre 14,05 y 23,75 °C y entre 1.656 y 9.824 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente (Tabla 3). Las Diatomeas seleccionadas se presentaron con óptimos de temperatura entre 12,38 y 18,00 °C y óptimos de conductividad entre 710 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y 14138 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Las *Chlorophyta* presentaron la temperatura promedio más alta (18,84° C), le siguieron luego las *Cyanobacteria* con 17,96°C y por último las Diatomeas (16,31 °C). La temperatura para la especie *Cryptomonas pusilla* fue alta (19,86 °C).

La temperatura óptima promedio de las *Cyanobacteria* croococales fue menor (16,63°C) respecto de las formas filamentosas (18,97°C).

Las Diatomeas y *C. pusilla* tuvieron el óptimo promedio de conductividad más alto (5514 y 5.599 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente) mientras que el de las *Chlorophyta* y las *Cyanobacteria* fue más bajo (4.506 y 3.508 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente). En el caso de las *Cryptophyta* debe aclararse que se trata del óptimo de una sola especie, *C. pusilla*, en el río.

La conductividad óptima promedio de las *Cyanobacteria* chroococales fue superior (3.526 $\mu\text{S cm}^{-1}$) respecto de las formas filamentosas (2.727 $\mu\text{S cm}^{-1}$). *Aphanocapsa delicatissima* tuvo un óptimo de conductividad marcadamente menor en las lagunas (2.022 $\mu\text{S cm}^{-1}$) que en el río (8989 $\mu\text{S cm}^{-1}$)(Tabla 3, Fig.2).

Las especies *Pseudanabaena limnetica*, *Raphidiopsis mediterranea* y *Monoraphidium minutum* presentaron óptimos de conductividad más altos en el río (4.564, 3.813 y 3.870 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente) que

en las lagunas (2.173, 1.924 y 1.656 $\mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente) aunque menos marcados (Tabla 3, Fig.2). Estas diferencias también se vieron reflejadas en los valores de abundancia, *P. limnetica* presentó las mayores densidades en laguna (33.902 ind.ml-1) y *M. minutum*, en el río (49.228 ind.ml-1). Sin embargo, *R. mediterranea* presentó densidades similares en ambos tipos de ambientes (Tabla 3).

Nitzschia acicularis se observó desde una temperatura mínima de 9.5 °C a una máxima de 25 °C y su óptimo fue de 15.68 °C (con un rango de tolerancia de 2.87 °C), con una abundancia promedio de 11.135 ind.ml-1 en los muestreos correspondientes al río (Fig.3). *N. acicularis* se registró con una conductividad mínima de 2.130 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ y una máxima de 13.900 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (Fig. 3), el óptimo fue de 5405 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (con un rango de tolerancia de 2.744 $\mu\text{S.cm}^{-1}$) (Tabla 3). La especie *N. acicularis* se tomó como ejemplo de la relación entre la abundancia y los parámetros ambientales por presentar en el río la mayor frecuencia. Los valores de mayor abundancia (67.274, 24.152 y 22.982 ind.ml-1) ocurrieron con temperaturas medias (16.7, 16.2 y 14.4 °C respectivamente), mientras que a temperaturas más altas (25, 23 y 21 °C) presentó bajas densidades (4.011, 5.360 y 4.480 ind.ml-1). La mayor densidad se relacionó a conductividad media a baja y cuando la conductividad fue alta presentó bajas densidades. (Fig. 4).

Monoraphidium arcuatum solo se encontró en el río, presentando una abundancia promedio de 6.383 ind.ml-1. El óptimo de conductividad fue de 9.624 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Fig.2).

A. delicatissima, *Cyclotella glomerata*, *C. menenghiniana*, *M. arcuatum*, *M. minutum*, *N. acicularis* y *C. pusilla* presentaron las mayores amplitudes de conductividad (Fig.3).

El mínimo más bajo de temperatura fue de 7.7 °C para las especies *Cyclotella glomerata*, *Gloeocapsa*

dermochroa y *M. minutum* en el río y el mínimo más alto fue para *Chroococcus dispersus* (16,6 °C) en la laguna de San Miguel del Monte. Dentro de los máximos valores del rango de temperatura para cada especie, el más bajo

le correspondió a *Chlamydomonas* sp 2, con 15.4 °C en el río y el más alto (32.3 °C) a las especies *C. pusilla*, *M. arcuatum* y *M. minutum* en el río (Fig.3).

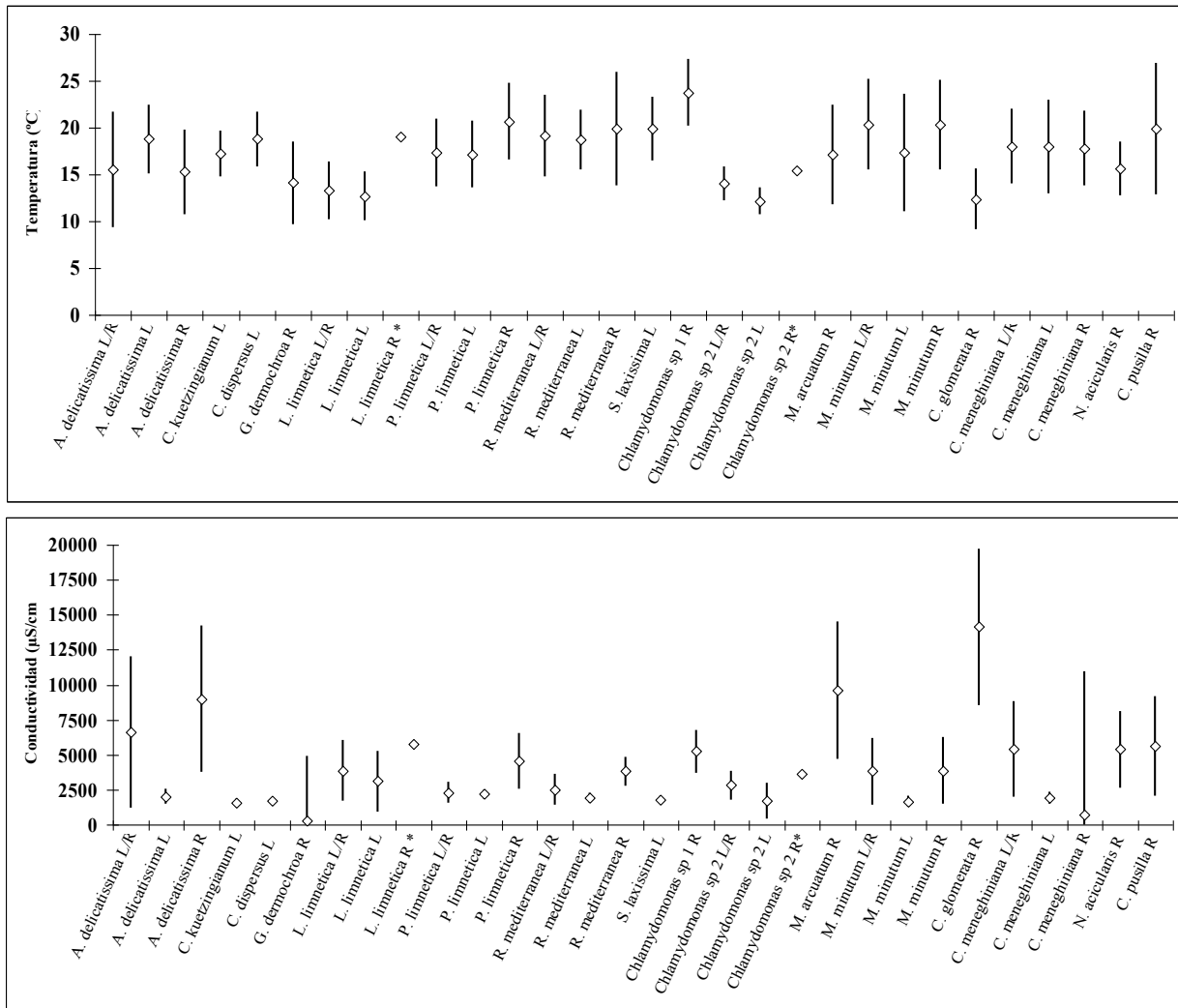


Figura 2. Óptimos y rangos de tolerancia a la conductividad y a la temperatura de las especies de algas analizadas (L, lagunas San Miguel del Monte y Lacombe y R, río Salado, L/R con presencia en las lagunas y el río)(* corresponde a un solo muestreo).

Dentro de los valores mínimos del rango para conductividad, el más bajo se observó para *M. minutum* (770 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y el mínimo más alto fue para *C. glomerata* (4.410 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), en el río (Fig.3). Por otro lado, los valores máximos más bajos (un orden de magnitud menores) se encontraron para las *Cyanobacteria* *Chroococcus dispersus*, *Spirulina laxissima* y *Coelosphaerium kuetzingianum*. Los valores máximos más altos fueron

hallados para las diatomeas *C. meneghiniana* y *Cyclotella glomerata* (22.982 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y 19.800 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente). *C. meneghiniana*, *M. minutum* y *M. arcuatum* presentaron la mayor amplitud de conductividad con 18.804 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, 17.730 y 16.680 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente (Fig.3).

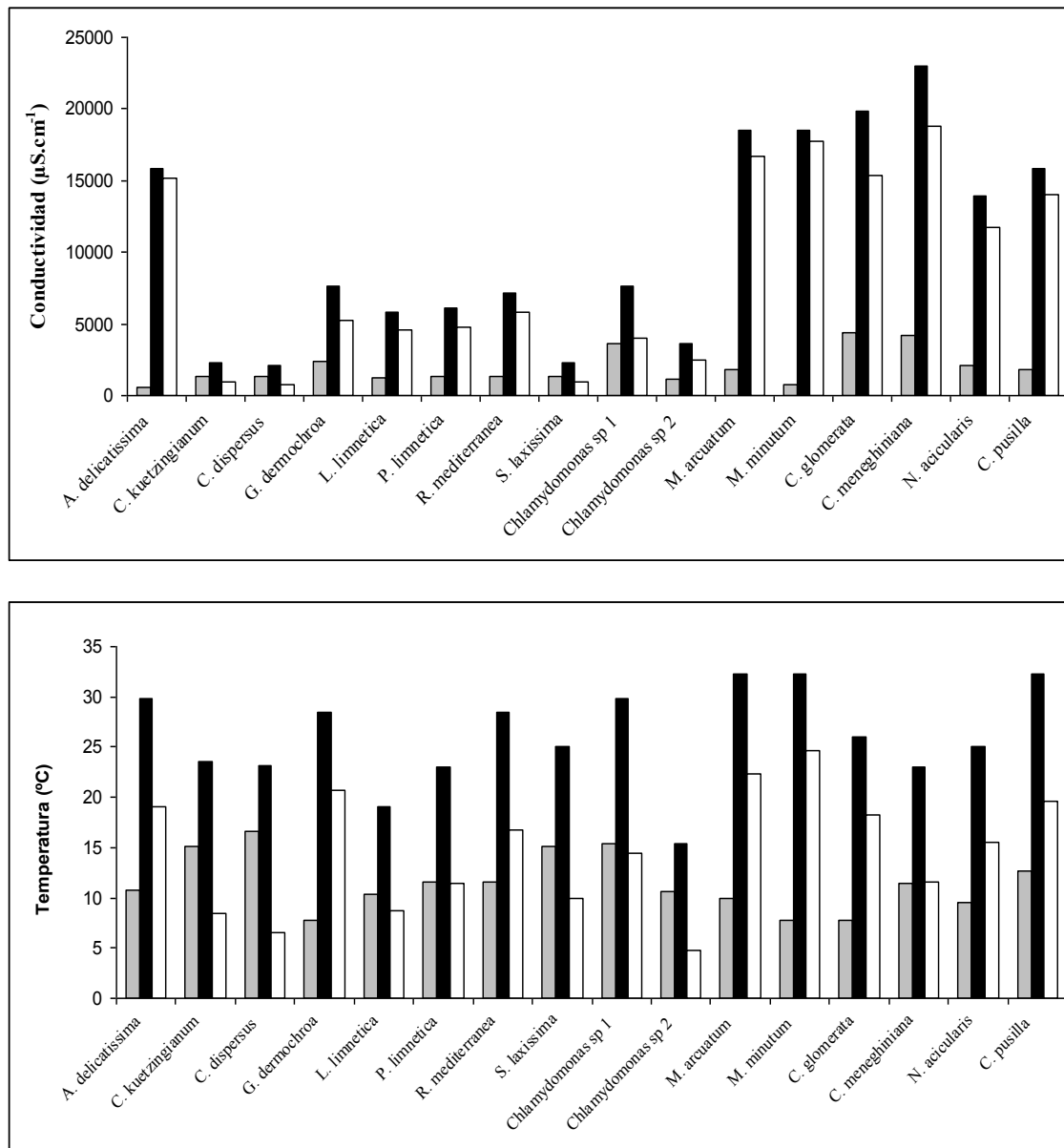


Figura 3. Máximos (barras negras), mínimos (barras grises) y amplitud (barras sin relleno) de conductividad y temperatura de las especies analizadas.

DISCUSIÓN

Aphanocapsa delicatissima fue una de las especies encontrada en los tres ambientes estudiados y estuvo entre las especies con el óptimo de conductividad más alto (río) y es considerada una especie dominante en lagunas con salinidad relativamente alta (Pádisak et al., 2006). Sin embargo en las lagunas su óptimo de conductividad resultó notablemente menor, incluso a los máximos de conductividad medidos en éstas. Probablemente debido a su competencia con la especie

Lynghya limnetica, en la laguna Lacombe, que también prefiere altas conductividades, con la cual se alternan en la dominancia a través de los diferentes estados que atravesó esta laguna (Casco et al., 2009). La temperatura óptima de *Aphanocapsa delicatissima* fue mayor en las lagunas que en el río donde la ubicaría como una especie transicional de la temperatura diferente a lo establecido por Bazzuri et al. (en prensa) que la ubica como especie de verano.

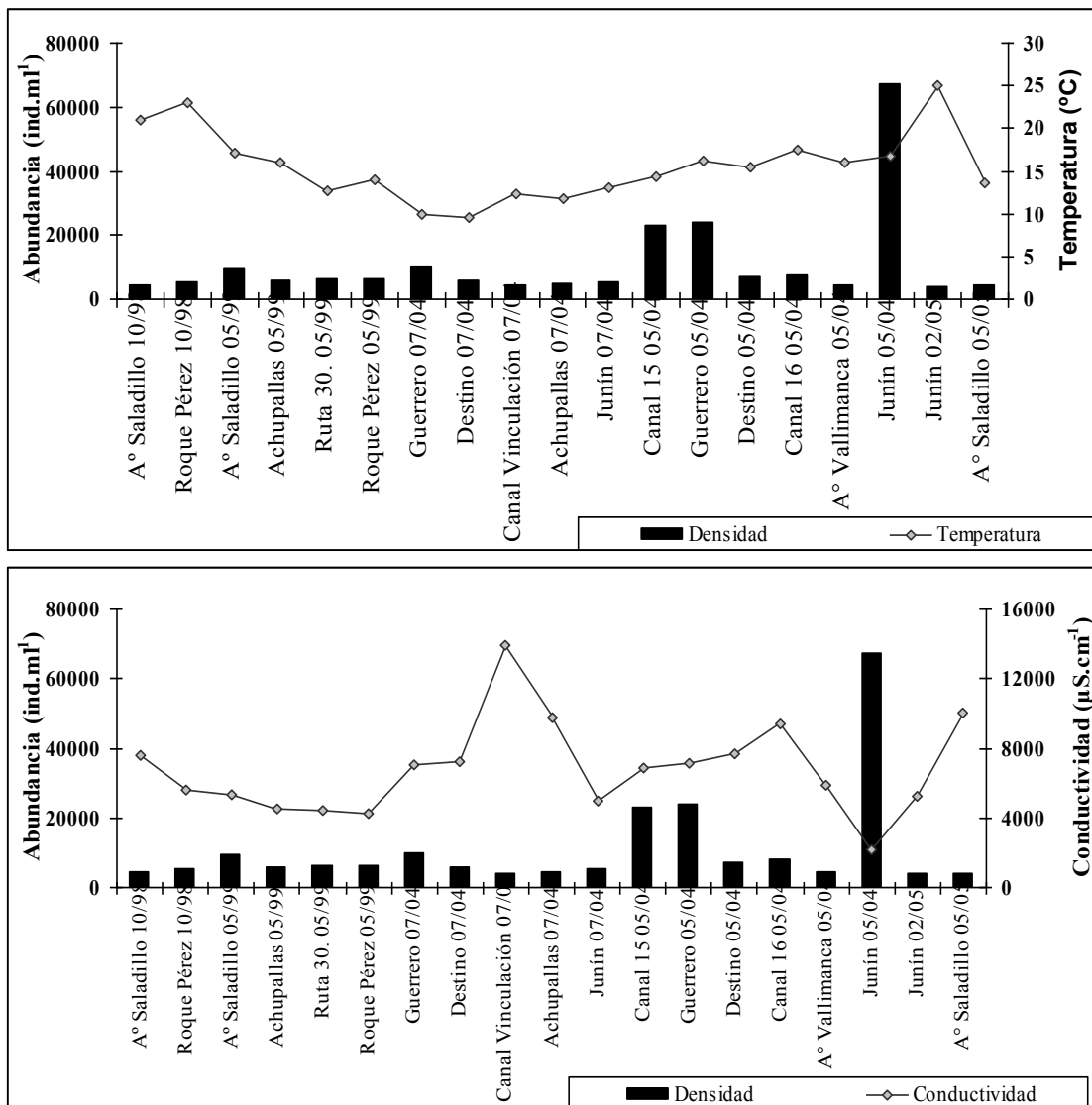


Figura 4. Abundancia de *Nitzschia acicularis* en relación con la temperatura y la conductividad en el cauce y tributarios del río Salado.

Cyclotella. meneghiniana demostró ser una especie eurihalina, que presentó la mayor amplitud de conductividad, que es capaz de crecer tanto en condiciones dulceacuícolas como marinas (Hamed, 2008; Roubeix y Lancelot, 2008) y se encuentra frecuentemente en aguas con alta conductividad (Oliva Martínez et al., 2008; Noriega et al., 2009). También al igual que *A. delicatissima* su óptimo de conductividad para las lagunas fue mucho menor pero con densidades mucho menores que las estimadas en el río. No ocurrió lo mismo con la temperatura óptima de *C. meneghiniana* que fue similar en el río y en la laguna, sin embargo Bazzuri et al. (en prensa) comprobaron que la abundancia de esta especie era independiente de la temperatura en el sector inferior del río Salado. Otros autores encontraron a esta especie a una temperatura promedio de 17,6 °C, (Oliva Martínez et al., 2008) y en algunos lagos de India (Zafar, 1986).

Monoraphidium minutum estuvo presente en el río y en las lagunas y presentó su óptimo de conductividad mayor en el río, mostrando una adaptación a ambientes con elevada salinidad, lo que explicaría su baja abundancia en un río de escasa salinidad como el río Paraná (Zalocar de Dimitrovic et al., 2007). Los valores óptimos de temperatura de *M. minutum* fueron elevados y aunque no alcanzan al límite inferior establecido por Bazzuri et al (en prensa) de 22°C, puede considerarse una especie de verano.

De las especies seleccionadas *Nitzschia acicularis* fue la que tuvo una mayor frecuencia en el río y es considerada una especie tipo R (Morin, 2008), lo que permitió relacionar sus cambios en densidad en relación con la temperatura y la conductividad. En el río Salado fue abundante principalmente en otoño y primavera y alcanzando sus máximas densidades en momentos de menor conductividad. Es una especie común en los sectores medios de ríos europeos en pri-

mavera y otoño aunque con valores de conductividad menores (Goselain et al, 1994; Lair y Reyes-Marchant, 1997) y en un río de California con un óptimo de conductividad cinco veces menor (Leland et al. 2001).

Chlamydomonas sp 1, estuvo presente únicamente en el río Salado con alta densidad, prefiere como las *clorofitas* Volvocales, aguas eutróficas con alto contenido en sales (Rao, 1975) y su óptimo de conductividad para un río de California resultó cuatro veces menor (Leland et al. 2001) al calculado para el río Salado.

De las especies estudiadas, aquellas que se encuentran en ambos ambientes demostraron poder soportar un rango mucho mayor de conductividad al que se hubiera estimado considerando únicamente las lagunas. El caso más extremo es el de la diatomea *C. meneghiniana* que tiene casi un orden de magnitud mayor en el río tanto en el óptimo como en el rango. Las especies que sólo se encuentran en la laguna y no están presentes en el río presentaron un rango menor debido probablemente a menores valores de conductividad como ocurre con las cianobacterias coloniales *Coelosphaerium kuetzingianum* y *Chroococcus dispersus* y posiblemente tengan limitaciones para vivir en el río.

Este es el primer aporte al conocimiento del nicho ecológico de las algas fitoplanctónicas de la cuenca del río Salado considerado esencial para entender la complejidad del plancton de los ambientes lóticos y lénticos de esta cuenca.

La construcción de la base de datos y su ampliación en el número de especies analizadas así como la incorporación de otras variables ambientales, pueden proveer una oportunidad para explorar la autoecología del fitoplancton de agua dulce a lo largo de un amplio rango de condiciones ambientales (Potapova y Charles, 2003). También puede ser utilizada para profundizar sobre principios conceptuales como el referido a la paradoja del

plancton, comparando las características de algunas dimensiones del nicho de especies que viven en ambientes con diferentes grado y tipo de disturbio, y el efecto de distintos estados de equilibrio (Hutchinson, 1961; Padisák, 1994; Wilson, 1994; Scheffer, 1998) así como la participación en distintos grupos funcionales de aquellas especies de algas fitoplanctónicas que pueden desarrollarse en ambientes de diferentes características (Reynolds, 1996; 1997).

Asimismo conocer de manera más precisa los límites de tolerancia de una especie a una variable ambiental pueden permitir su uso como especie indicadora.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subvencionado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET) (PIP 2216), por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (ANPCyT) y por la Universidad Nacional de La Plata (proyectos N° 208 y N° 343). Se agradece especialmente a los revisores anónimos que con sus atinados comentarios permitieron sustanciales mejoras del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Bazzuri, M. E., N. A. Gabellone y L. C. Solari.** Seasonal variation in the phytoplankton during an intensive sampling period in a saline lowland river (Bs. As. Argentina). *River Research and Applications*, (en prensa).
- Begon, M., C. R. Townsend y J. L. Harper.** 2006. *Ecology From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing, 759 pp
- Cano, M. G., M. A. Casco, L. C. Solari, M. E. Mac Donagh, N. A. Gabellone y M. C. Claps.** 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-a of plankton, epipelon, and epiphyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614:33-45.
- Casco, M. A., M. E. Mac Donagh, M. G. Cano, L. C. Solari, M. C. Claps and N. A. Gabellone.** 2009. Phytoplankton and epipelon responses to clear and turbid phases in a seepage lake (Buenos Aires, Argentina). *International Review of Hydrobiology*, M. G 94: 153-168.
- Claps, M. C., N. A. Gabellone y H. Benítez.** 2002. Vertical distribution of zooplankton in a pamasic shallow lake. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1032 - 1035.
- Claps, M. C., N. A. Gabellone y H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Annales Limnologie*, 40 (3): 201 - 210.
- Convención Ramsar.** 2004. The List of Wetlands of International Importance. www.ramsar.org.
- Gabellone, N. A., L. C. Solari y M. C. Claps.** 2001. Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 6 (2): 133 - 142.
- Gabellone, N. A., L. C. Solari y D. Ardohain.** 2002. Change of the trophic status of a pampean shallow lake: causes and consequences. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1626 - 1629.
- Gabellone, N. A., R. Sarandón y M. C. Claps.** 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. *En: O. Maiola, N. Gabellone y M. Hernández (Eds). Inundaciones en la región Pampeana*. Editorial de la UNLP, La Plata, 281 pp.
- Gabellone, N. A., M. C. Claps, L. C. Solari y N. C. Neschuk.** 2005. Nutrients, conductivity and a landscape approach to a Pampean lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry*, 75: 455 - 477.

- Gabellone, N. A., L. C. Solari, M. C. Claps y N. Neschuk.** 2008. Chemical classification of the water in a lowland river basin (Salado River, Buenos Aires, Argentina) affected by hydraulic modifications. *Environmental Geology*, 53 (6): 1353 - 1363.
- Gosselain, V., J. P. Descy y E Everbecq.** 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia*, 289: 179-191
- Hamed, A. F.** 2008. Biodiversity and distribution of blue-green algae/Cyanobacteria and Diatoms in some of the Egyptian water habitats in relation to conductivity. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 2(1): 1-21
- Hutchinson, G. E.** 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology, 22, 415-427.
- Hutchinson, G. E.** 1961. The paradox of the plankton. *American Naturalist*, 95: 137 - 147.
- Lair, N. y P. Reyes-Marchant.** 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the 'moving littoral' in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia*, 356: 33-52.
- 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, salinity and other environmental factors *Freshwater Biology*, 46: 1139-1167.
- Morin, S., M. Coste y F Delmas.** 2008. A comparison of specific growth rates of periphytic diatoms of varying cell size under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia*, 614: 285-297.
- Neschuk, N., N. A. Gabellone y L. C. Solari.** 2002. Plankton characterization of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1336-1339.
- Noriega, C. E., K. Muniz, M. J. Flores-Montes, S. J. Macêdo, M. Araujo, F. A. Feitosal y S.R. Lacerda.** 2009. Series temporales de variables hidrobiológicas en un estuario tropical (Brasil). *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44(1): 93 - 108.
- Oliva Martínez, M. G., A. Rodríguez Rocha, A. Lugo Vázquez y M. R. Sánchez Rodríguez.** 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18 (1 Suplemento): 1 - 13.
- 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.
- Padisák, J., G. Borics, I. Grigorszky y E. Soróczki-Pinter.** 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553: 1 - 14.
- Potapova, M. y D. F., Charles.** 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48: 1311 - 1328.
- Quaini, K., N. A. Gabellone, M. Ardohain y L. Solari.** 2005. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del río Salado (pcia. de Buenos Aires): estudio comparativo. *Biología Acuática*, 22: 215 - 222.
- Rao, V. S.** 1975. An Ecological Study of Three Freshwater Ponds of Hyderabad-India. III. The Phytoplankton (Volvocales, Chlorococcales, and Desmids). *Hydrobiologia*, 47: 319-337.
- Reynolds, C. S.** 1996. The plant life of the pelagic. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 97 - 113.
- Reynolds, C. S.** 1997. Vegetations processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ed. Ecology Institute, Germany, 371 pp.

- Roubeix, V. y C. Lancelot.** 2008. Effect and silification of an euryhaline freshwater diatom: *Cyclotella meneghiniana* Kutz., Transitional Waters Bulletin, 1: 31-38.
- Ruiz, G. C., L. C. Solari y N. A. Gabbellone.** 2006. 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 - 239.
- Scheffer, M.** 1998. Ecology of shallow lakes. Ed. Chapman & Hall, London, 357 pp.
- Solari, L. C., M. C. Claps y N. A. Gabbellone.** 2002. a River backwater-pond interactions in the lower basin of Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv Für Hydrobiologie Supplement* 141/1-2, Large Rivers, 13 (1/2): 1 - 21.
- Solari, L. C., M. E. Mac Donagh y G. C. Ruiz.** 2002. b Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 28: 1362 - 1365.
- Solari, L. C., N. A. Gabbellone, M. E. Mac Donagh y G. C. 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*, 38:65 - 73.
- ter Braak, C. J. F.** 1985. Correspondence analysis of incidence and abundance data: properties in terms of a unimodal response model. *Biometrics*, 41: 859 - 873.
- ter Braak, C. J. F.** 1995. Calibration. En: R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak y O. F. R. Van Tongeren (Eds.) *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge University Press, London: 91-212.
- Wilson, J. B.** 1994. The 'intermediate disturbance hypothesis' of species coexistence is based on patch dynamics. *New Zealand Journal of Ecology*, 18(2): 176 - 181.
- Zafar, A. R.** 1986. Seasonality of phytoplankton in some South Indian lakes. *Hydrobiologia*, 138: 177 - 187.
- Zalocar de Domitrovic, Y., A. S. G. Poi de Neiff y S. L. Casco.** 2007. Abundance and diversity of phytoplankton in the Paraná River (Argentina) 220 km downstream of the Yacyretá reservoir. *CECOAL*: 53-63.

SISTEMA DE CULTIVO MIXTO EN JAULAS Y ESTANQUES PARA EL PEJERREY *Odontesthes bonariensis*.

D. C. COLAUTTI, J. R. GARCÍA DE SOUZA & L. A. MIRANDA

*Instituto de Investigaciones Biotecnológicas / Instituto Tecnológico de Chascomús (IIB-INTECH)
(CONICET-UNSAM). Camino de Circunvalación Laguna Km. 6, (B7130IWA) Chascomús,
Provincia de Buenos Aires, Argentina.
colautti@intech.gov.ar; lmiranda@intech.gov.ar*

ABSTRACT. In the last years pejerrey culture has been developed in an intensive form using circular tanks. Employing this system is possible to obtain fish of commercial size but the production costs are high making this activity not profitable. An alternative to reduce costs is to rear pejerrey employing a mix system using cages in natural lagoons and a posterior culture in tanks until commercial size (250g). In a first step, pejerrey fish hatched and reared for 25 days at IIB-INTECH aquaculture facilities were transferred to floating cages of 16 m³ (50 fish/m³) placed at Lacombe Lagoon (Chascomús County). After 11 months, and only eating natural food, these fish had a total length (TL) of 15 ± 0.19 cm and a weight of (W) 25.27 ± 1.5 g. During this period of time the mean survival was 18 %. Then, 400 fish were transported to the IIB-INTECH and placed in an outdoor tank of 20.000 liters with an open water flow system and a salinity of 15 g/L. They were fed twice a day to satiation with artificial diets designed for pejerrey. After 26 months posthatching the fish had a TL of 30.66 ± 0.65 cm and a weight of 254.79 ± 9.72 g. During this period the mean water temperature was 18 °C and the survival was around 95 %. Taking together these results we conclude that is possible to rear pejerrey in a mix system until the commercial size in 26 months, reducing the costs of the first year. This method also gives the possibility to produce juveniles in a cheap way or to grow pejerrey up to commercial size as independent activities.

Key words: Aquaculture, cages culture, pejerrey, tanks culture.

Palabras clave: Acuicultura, cultivo en jaulas, cultivo en estanques, pejerrey.

INTRODUCCIÓN

El pejerrey bonaerense (*Odontesthes bonariensis*) es considerado como uno de los peces emblemáticos de la ictiofauna de agua dulce de la Argentina (López y García, 2001). Por este motivo se han realizado tanto estudios básicos como aplicados para desarrollar su cultivo (Strüssmann, 1989; Reartes, 1995; Grosman y Gonzalez Castelain, 1996; Gómez, 1998; Miranda y Somoza, 2001; Somoza *et al.*, 2008). No obstante aún no se han obtenido tasas de crecimiento y supervivencia satisfactorias para su cul-

tivo comercial (Strüssmann *et al.*, 1993; Somoza *et al.*, 2008).

En los últimos años, se realizaron pruebas de cría intensiva con las que se obtuvieron resultados promisorios (Berasain *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2006; Velasco *et al.*, 2008). Aunque los costos de producción de larvas y juveniles no están calculados se estima que la cría intensiva podría no ser rentable. En este sentido, una alternativa innovadora para pejerrey sería la cría en jaulas flotantes y posterior engorde hasta la talla comercial en estanques, mediante técnicas de cría intensiva. Este sistema disminuiría los cos-

tos que insumen la alimentación de los peces, las instalaciones requeridas y la mano de obra durante el primer año de cría.

En este sentido, el objetivo de este trabajo fue evaluar la factibilidad de emplear un sistema mixto de cría para el pejerrey utilizando jaulas en ambientes naturales durante el primer año y una segunda etapa de cría intensiva en estanques hasta alcanzar la talla comercial de aproximadamente 250g.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ovas de pejerrey obtenidas naturalmente de los planteles de reproductores del IIB-INTECH en diciembre de 2005, fueron incubadas hasta su eclosión a una salinidad de 5 g L⁻¹ a 18° C. Una vez eclosionadas, 10.000 larvas fueron transferidas a una cava de 250 m² que había sido fertilizada un mes antes con 75 kg de guano de pollo, 2,67 kg de urea y 0,66 kg de superfosfato e inoculada con agua de la laguna de Chascomús. Allí se mantuvieron, con reposición del agua perdida debido a evaporación e infiltración. Desde el llenado de la cava, cada tres días se midió el pH, salinidad, oxígeno disuelto, temperatura y transparencia (disco de Secchi) y se controló la abundancia zooplanctónica filtrando 20 litros de agua con una red de 70µ de abertura de malla. Las muestras obtenidas fueron analizadas cualitativa y cuantitativamente en cámaras de conteo Sedgwick-Rafter y Bogorov y se calculó el peso seco (ps) total del zooplancton utilizando los métodos descritos por Bottrell *et al.*, (1976) y Dumont *et al.*, (1975). Después de 25 días (2 de enero de 2005), 4 lotes de 800 juveniles fueron transferidos a 4 jaulas flotantes de 16 m³ instaladas en la laguna Lacombe (35.833°S, 57.887°W) perteneciente al partido de Chascomús donde se mantuvieron sin otro alimento que el natural desde enero de 2006 a noviembre del mismo año. El tamaño de malla

inicial de las jaulas fue de 2x2 mm y luego de tres meses se cambió por uno de 4x8 mm para favorecer el intercambio de agua y zooplancton entre la jaula y la laguna.

Durante los primeros sesenta días del experimento se tomaron muestras de peces, de zooplancton (como fue descrito previamente) y ambientales (pH, conductividad, oxígeno disuelto y turbidez) cada 15 días. Posteriormente las muestras se tomaron cada intervalos de aproximadamente 30 días. En el momento del cambio de mallas y al final del cultivo en la laguna se contó el número total de individuos por jaula. La temperatura se midió de manera continua cada una hora utilizando un registrador automático de temperaturas (*termologger*). En cada fecha de muestreo se midió el largo total (LT, 1mm de precisión) y el peso (P, 0,001g) de 10 peces por jaula.

Luego de 11 meses en las condiciones descritas, 400 ejemplares fueron transportados al IIB-INTECH donde se colocaron en un estanque exterior de 20.000 litros con recirculación de agua (7 renovaciones diarias), salinidad 15 g L⁻¹, una temperatura promedio de 18 °C y un fotoperiodo natural, manteniéndose bajo estas condiciones hasta mayo de 2008. Los peces fueron alimentados a saciedad dos veces por día con alimento artificial pelletizado para pejerrey. Mensualmente se midió el LT y el P en 40 ejemplares previamente anestesiados con benzocaína (100 ppm).

Los datos fueron analizados estimando las tallas y pesos medios con sus respectivos desvíos para cada fecha de muestreo y representándolos en el eje de tiempo al igual que las variables de cultivo consideradas.

RESULTADOS

Los valores promedio y los desvíos estándares de los parámetros limnológicos tomados en la cava mostraron poca variación: pH = 8,14 ± 0,14, salinidad = 1,51 ± 0,19 g.100g⁻¹, oxígeno

disuelto = $14.03 \pm 2,56$ mg L⁻¹, temperatura = $26.18 \pm 4,43$ °C y transparencia = $46.83 \pm 8,44$ cm.

El análisis del zooplancton de la cava durante la etapa sin peces mostró un pico de abundancia de rotíferos de la especie *Brachionus plicatilis*, de más de 2000 ind. L⁻¹ a los 10 días del llenado y otros dos picos con valores superiores a 1000 ind. L⁻¹ a los 18 y 25 días, identificándose este último como el momento conveniente para la siembra de las larvas. Dicha especie de *Brachionus sp.* puede vivir en am-

plios rangos de salinidad y se multiplica rápidamente (Yin y Zhao, 2007). A su vez también se encontraron larvas nauplii de copépodos y ostrácodos adultos, aunque en baja abundancia. Se identificó una diatomea (*Campylo-discus clypeus*) que mostró una disminución en su número en esta etapa desde 290 ind. L⁻¹ al principio hasta casi desaparecer en los momentos en que los rotíferos alcanzaron su máxima abundancia.

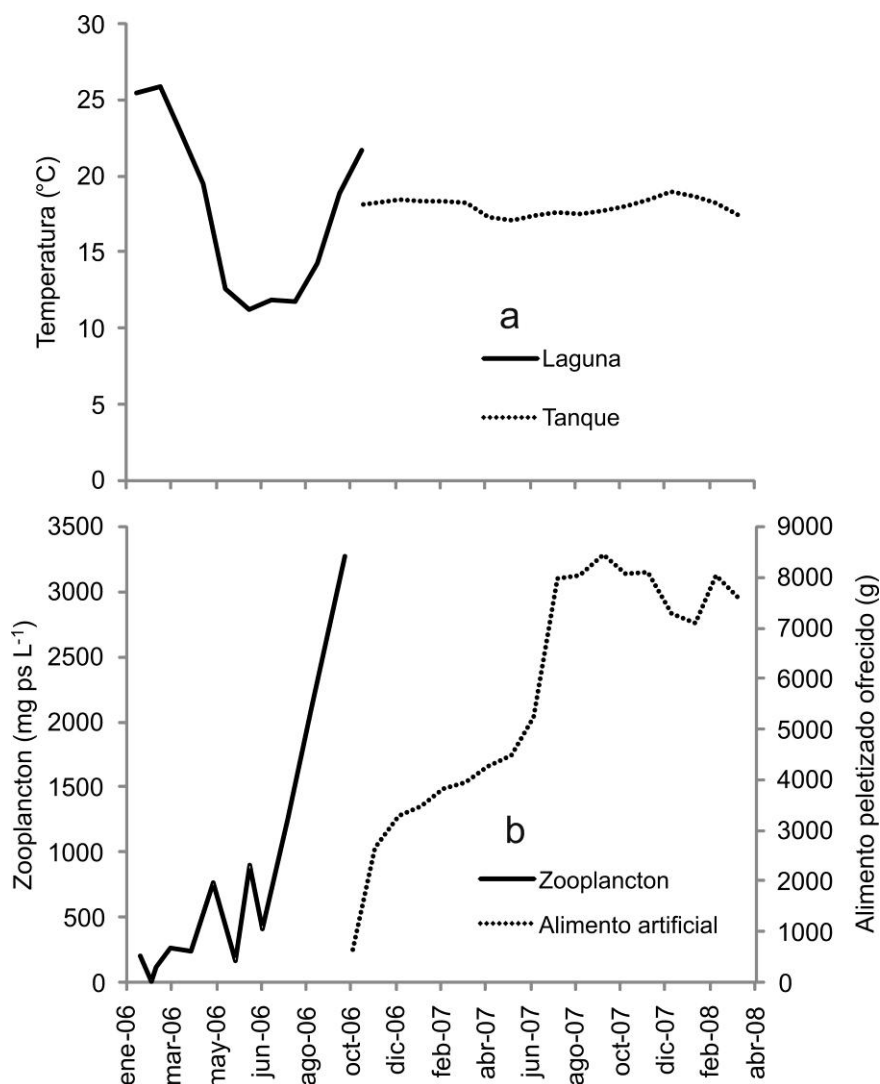
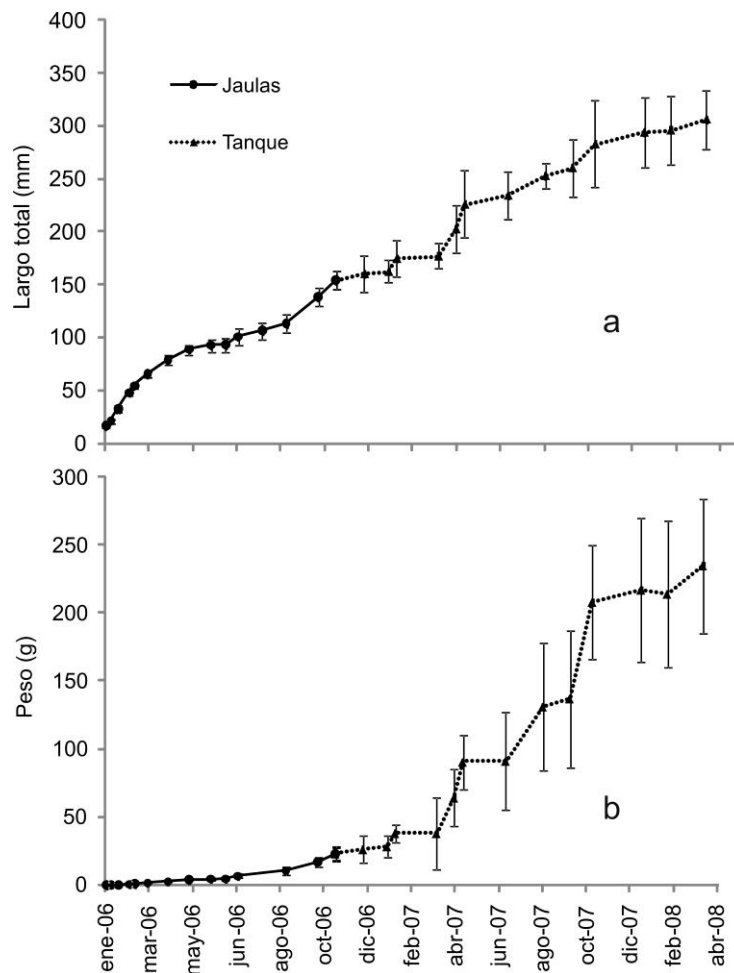


Figura 1a. Temperaturas medias diarias del agua durante la etapa de cultivo en jaulas en la laguna Lacombe y en tanques en el INTECH. **1b.** Disponibilidad media de alimento natural (zooplancton) durante la etapa de cultivo en jaulas en la laguna Lacombe y cantidad de alimento artificial ofrecido durante la etapa de cría en tanques en el INTECH.

En presencia de las larvas de pejerrey los rotíferos alcanzaron la abundancia máxima (2150 ind. L⁻¹) luego de 5 días, mostrando a partir de este momento una clara tendencia a disminuir hasta casi desaparecer a los 22 días de vida de las larvas. Al cabo de su etapa de cría en la cava, los pejerreyes alcanzaron una talla promedio de 16,24 mm \pm 1,69, registrándose una supervivencia de aproximadamente el 60% de los individuos.

Durante los 11 meses de cría en jaulas algunas variables ambientales no mostraron variaciones importantes registrándose los siguientes valores promedio: pH = 9,89, conductividad 2560 μ S cm⁻¹, turbidez 20 cm y oxígeno disuelto 9 mg L⁻¹. En el caso de la temperatura se observó que sus valo-

res siguieron un fuerte patrón estacional con promedios máximos diarios de 26 °C en verano y mínimos de 9 °C en invierno (Figura 1a). La disponibilidad de zooplancton resultó altamente variable, sin embargo, pudo observarse un progresivo incremento desde el inicio al final del cultivo en jaulas (Figura 1b). Las densidades variaron de 30 a 2605 ind. L⁻¹ en la laguna y de 55 a 2448 ind. L⁻¹ en las jaulas, registrándose también un máximo de biomasa zooplanctónica de 3269 μ g ps L⁻¹ en octubre. En todos los casos la comunidad estuvo dominada en abundancia por larvas nauplii, con picos de copépodos y cladóceros en septiembre y octubre.



Figuras 2a y 2b. Crecimiento en longitud y en peso de los pejerreyes durante las etapas de cultivo en jaulas en la laguna Lacombe y en tanques en el INTECH. Las figuras muestran los valores medios alcanzados en cada muestreo con sus respectivos desvíos estándar.

Luego de los 11 meses de cultivo en la laguna, los peces alcanzaron una LT de $15 \pm 0,9$ cm y un P de $25,27 \pm 1,5$ g (Figuras 2a y 2b). Las supervivencias correspondientes a esta etapa fueron en promedio el 59% a los 110 días y del 18 % al final.

A los 26 meses desde la eclosión, y luego de 15 meses de cría en el estanque, los peces alcanzaron una LT promedio de $30,6 \pm 6,5$ cm y un P de $254,79 \pm 9,72$ g, registrándose una supervivencia del 95 % (Figuras 2a y 2b).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de los primeros días de cultivo en una cava pueden considerarse satisfactorios ya que las tallas alcanzadas son similares a las obtenidas por otros autores para el primer mes de cría usando tanques y sistemas intensivos (Miranda *et al.*, 2006; Berasain *et al.*, 2006; Velasco *et al.*, 2008). Consideramos que los resultados obtenidos se deben a que al momento de la siembra la cava presentaba condiciones óptimas en cuanto a la densidad de zooplankton (Morris y Mischke, 1999) y especialmente de rotíferos que es bien sabido que por su tamaño son el componente ideal de la dieta de alevinos de pejerrey (Ringuelet *et al.*, 1980; Zagarese, 1996; Escalante, 2001)

El crecimiento de los pejerreyes en la etapa de cultivo en jaulas flotantes (ver Figura 3) resultó similar al registrado por otros autores aplicando diferentes técnicas (Berasain *et al.*, 2000; 2001; Colautti y Remes Lenicov, 2001). La supervivencia parcial registrada en las jaulas (110 días) tuvo niveles satisfactorios comparados con trabajos previos (Luchini, 1984; Berasain *et al.*, 2000; Colautti y Remes Lenicov, 2001; Berasain *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2006; Velasco *et al.*, 2008) aunque la final (315 días) no resultó alta. Los resultados de esta etapa de cultivo en jaula sugieren que

si se tienen en cuenta las características del ambiente y el momento de la cosecha el método permite la obtención masiva de juveniles de pejerrey (Colautti *et al.*, 2009). Por otra parte posibilita reducir los costos tradicionales, debido a que la alimentación de los peces está basada en el zooplankton natural, no demanda atención permanente por parte de personal técnico y tampoco depende de suministros de energía artificial.

El tamaño comercial del pejerrey en la Argentina es de aproximadamente 200-250g y ha sido reportado que estos tamaños pueden lograrse en sistemas de cría intensiva en tanques con dietas artificiales en un tiempo promedio de dos años (Somoza *et al.*, 2008). Las curvas de crecimiento obtenidas en la segunda etapa de cría intensiva, muestran valores similares a los obtenidos en Japón y en la Argentina utilizando metodologías similares (Toda *et al.*, 1995; Miranda *et al.*, 2007). Cabe destacar que la variabilidad observada en el crecimiento de los ejemplares durante esta etapa podría explicarse por una adaptación diferencial de los individuos al cambio de las condiciones de cultivo.

Es importante mencionar que los pejerreyes cultivados en este sistema mixto no presentaron las deformaciones de esqueleto axial que resultan bastante comunes en peces criados bajo regímenes intensivos posiblemente debido a una deficiencia en la alimentación. También debe destacarse el hecho de que se pudo manipular a la especie cambiándola de ambiente en cuatro oportunidades sin generar pérdidas masivas de individuos lo cual es indicador de los avances que se han logrado en el manejo del pejerrey.

En resumen, los resultados obtenidos en este trabajo muestran que pueden obtenerse pejerreyes de tamaño comercial en 26 meses empleando un sistema de cría mixto utilizando jaulas en ambientes naturales y tanques en una segunda etapa de cría intensiva con dietas artificiales. Si bien no fue posible acortar los tiempos

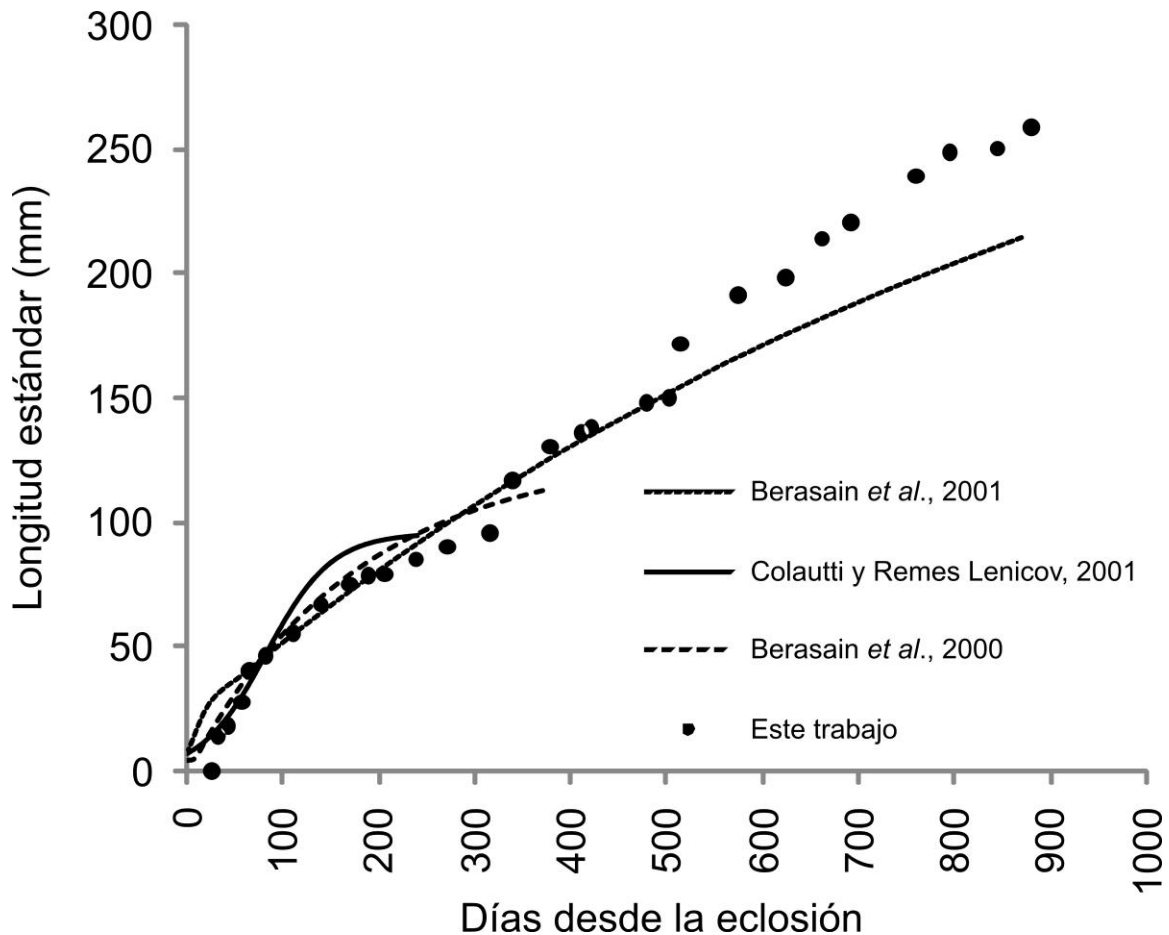


Figura 3. Curvas de crecimiento en longitud del pejerrey obtenidas por otros autores mediante diferentes sistemas de cría, comparadas con los valores de talla medios logrados en este trabajo en tiempos equivalentes.

de producción de pejerrey, sí se han reducido los costos del primer año de cría, creando también la alternativa de producir juveniles por un lado y realizar el engorde a tallas comerciales como actividades productivas independientes.

AGRADECIMIENTOS

Es nuestro deseo agradecer a Tomas Chalde y a Horacio Sandoval por la asistencia técnica en la realización de este trabajo. También a Claudio Baigún y Leandro Balboni por su valiosa colaboración en la etapa de cultivo en jaulas. Este trabajo se realizó

con fondos de la AMPCyT (PICTR 528) y del CONICET (PIP 5442).

BIBLIOGRAFÍA

- Berasain G., Colautti D. y Velasco M.** 2000. Experiencias de Cría de pejerrey *Odontesthes bonariensis* durante su primer año de vida. Revista de Ictiología, 8 (1/2): 1-7.
- Berasain G., Velasco C. y Colautti D.** 2001. Experiencias de cultivo intensivo de larvas, juveniles y reproductores de pejerrey *Odontesthes bonariensis*. En: F. Grosman (Ed.). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Editorial Astyanax, Azul: 33-40.

- Berasain, G., C. Velasco, Y. Shiroyo, D. Colautti y M. Remes Lenicov.** 2006. Cultivo intensivo de juveniles de Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en estanques. Actas del IV Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura. www.civa2006.org
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z.M., Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson y T.Weglenska.** 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology, 24: 419-456.
- Colautti, D. y M. Remes Lenicov.** 2001. Cría y engorde de larvas y juveniles de pejerrey en jaulas. En: F. Grosman (Ed.). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Editorial Astyanax, Azul: 53-61.
- Colautti, D., J. Garcia, L. Balboni y C. Baigún.** 2009 (en prensa) . Extensive cage culture of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in a shallow pampean lake in Argentina. Aquaculture research. (En prensa).
- Dumont H. J., I. Van de Velde y S. Dumont.** 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecología (Berl.), 19: 75-97.
- Escalante, A. H.** 2001. Alimentación natural del pejerrey. En: F. Grosman (Ed.) Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Editorial Astyanax, Azul: 67-75.
- 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.
- Grosman, F. y J. Gonzalez Castellain.** 1996. Experiencias de alimentación y crecimiento con alevinos de pejerrey *Odontesthes bonariensis* dirigidas a optimizar la siembra. Revista de Ictiología, 4(1-2): 5-10.
- López, H. L. y M. L. García.** 2001. Aspectos históricos e importancia del pejerrey bonaerense: 15-20. En: F. Grosman (Ed.) Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Editorial Astyanax, Azul: 15-20.
- Luchini, L., R. Quiros y T. Avendaño.** 1984. Cultivo del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*) en estanques. Memorias de la Asociación Latinoamericana de Acuicultura, 5(3): 581-587.
- 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. En: F. Grosman (Ed.) Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. Editorial Astyanax, Azul: 41-45.
- Miranda, L. A., G. E Berasain, C. Velasco, Y. Shiroyo y G. M. Somoza.** 2006. Natural spawning and intensive culture of pejerrey *Odontesthes bonariensis* juveniles. Bio-cel, 30(1): 157-162.
- Miranda, L.A., F. Shalon y G. M. Somoza.** 2007. Relación entre la temperatura, alimentación y desoves obtenidos en el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). I Reunión Conjunta de Sociedades de Biología de la República Argentina. Huerta Grande, Córdoba, Argentina.
- Morris J. E. y C. C. Mischke.** 1999. Plankton management for fish culture ponds. Technical Bulletin Series #114.
- Reartes, J.** 1995. El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*): métodos de cría y cultivo masivo. COPESCAL (FAO) Documento Ocasional, 9: 1-35.
- Ringuelet, R. A., R. Iriart, y A. Escalante.** 1980 Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*

- bonariensis*) en la laguna de Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiología*, 1: 447-460.
- Somoza, G. M., L. A. Miranda, G. E. Berasain, D. Colautti, M. Remes Lenicov y C. A. Strüssmann.** 2008. Historical aspects, current status and prospects of pejerrey aquaculture in South America. *Aquaculture Research*, 39: 784-793.
- Strüssman, C.** 1989. Basic studies on seed reproduction of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Tesis Doctoral, Tokyo University of Fisheries, Tokyo, Japan.
- Strüssmann, C. A., N. B. Chon, F. Takashima y T. Oshiro.** 1993. Triploidy induction in an Atherinid fish, the pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *The progressive fish-culturist*, 55: 83-89.
- Toda, K., N. Tonami, N. Yasuda y S. Suzuki.** 1995. Cultivo del pejerrey en Japón. Ed. Prel. De Técnicas de cultivo del pejerrey, publicada en Japón por la New Fish Development Association. 69 pp.
- Velasco, C. A., G. E. Berasain y M. Omashi.** 2008. Producción intensiva de juveniles de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). *Biología Acuática*, 24: 53-58.
- Yin, X. W. y W. Zhao.** 2007. Studies on life history characteristics of *Brachionus plicatilis* O. F. Müller (Rotifera) in relation to temperature, salinity and food algae. *Aquatic Ecology*, DOI 10.1007/s10452-007-9092-4.
- Zagarese, H.E.** 1996. Growth of *Odontesthes bonariensis* (Atherinidae) larvae feeding on suboptimal zooplankton densities. *Environmental Biology of Fishes*, 45: 191-219.

ICTIOFAUNA DEL ARROYO LA CHOZA, CUENCA DEL RÍO DE LA RECONQUISTA (BUENOS AIRES, ARGENTINA)

D. C. COLAUTTI ¹, M. E. MAROÑAS ², E. D. SENDRA ²,
L. C. PROTOGINO ², F. BRANCOLINI ³ & D. CAMPANELLA ¹

1 Instituto Tecnológico Chascomús. (IIB-IINTECH/UNSAM-CONICET)

Camino Circunvalación de laguna, km 6 Chascomús, Buenos Aires.

colautti@intech.gov.ar

2 Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CCT CONICET La Plata – UNLP).

Casilla de Correo 712 (1900) La Plata, Buenos Aires.

3 Universidad CAECE, Avenida de Mayo 866 (1084) Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

ABSTRACT. As part of the project "Global changes in river systems: effects on biodiversity, food web and system functioning" fish community of La Choza stream was initially estimated and then compared with existing literature of pampean plain streams. From May 2007 to June 2008 five fish samples were taken in two sampling stations. Species occurrence, diversity (H') and evenness (J) were estimated. Similarity in species composition with ten pampean streams was performed using cluster analysis. 2935 specimens collected represented 23 species (13 permanent, 7 semi-permanent and 3 occasional) and 10 families. Characiformes and Siluriformes were dominant. Although species richness was similar in both sites, diversity index was higher at downstream station. Differences between stations could be related to channel shape, bottom profile and sediment type. The cluster analysis showed that position of the water course within the basin and pollution are both important in the ichthyofauna composition determination.

Key words: pampean streams, relative occurrence, specific diversity, ichthyofauna, La Choza stream.

Palabras clave: arroyos pampásicos, ocurrencia relativa, diversidad específica, ictiofauna, arroyo La Choza.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Buenos Aires pertenece desde el punto de vista ictio-geográfico a la Provincia Paranoplatense (Ringuelet, 1975) y de acuerdo con López et al. (2008) a la Provincia de los Grandes Ríos y Pampeana y ecoregionalmente Abell et al. (2008) la ubican en la región Paraná Inferior. En esta amplia área es posible observar un claro empobrecimiento de la diversidad íctica en el sentido N-S y E-W, ya que representa el límite de distribución para muchas especies neotropicales (Menni, 2004).

La ictiofauna de los arroyos de la provincia de Buenos Aires puede considerarse muy poco estudiada si se tiene en cuenta la extensión de este territorio y la cantidad de cursos de agua que alberga (Menni, 2004). La mayoría de los trabajos realizados en estos ambientes corresponden a cursos de agua ubicados en zona norte de la provincia (Almirón *et al.*, 2000; Di Marzio *et al.*, 2003; Remes Lenicov *et al.*, 2005; Fernández *et al.* 2008 y López *et al.*, en prensa) lo que ha permitido en los últimos años tener una perspectiva acerca de las variaciones espaciales y temporales de su ictiofauna.

En el marco del proyecto “Cambios globales en sistemas fluviales: efectos sobre la biodiversidad, la red trófica y el funcionamiento del sistema” se presentan las primeras estimaciones acerca de la comunidad de peces del arroyo La Choza y se la analiza con respecto a la información bibliográfica existentes.

Área de estudio

El arroyo La Choza junto con los arroyos El Durazno y La Horqueta están ubicados en la cuenca alta del Río de la Reconquista. En la confluencia de estos tres arroyos se encuentra el dique Ingeniero Roggero que da lugar al embalse San Francisco que vierte sus aguas en el Río de la Reconquista (Figura 1). La superficie total de

la cuenca comprende unas 167 mil hectáreas. Los antecedentes sobre la ictiofauna de esta cuenca se limitan a la lista de especies confeccionada por López (1990) para el Río de la Reconquista, que según Salibián (2006) es uno de los ambientes acuáticos más contaminados de la Argentina.

El arroyo La Choza se caracteriza por presentar un cauce cuyo ancho varía aproximadamente entre los 10 y 4 m. Los sectores más amplios presentan costas regulares, escasa profundidad y velocidad de corriente siendo el fondo uniforme y blando, compuesto de sedimentos finos. Los sectores en que el cauce es estrecho son sinuosos y encajonados presentando mayor velocidad de la corriente y fondo duro e irregular de tosca.

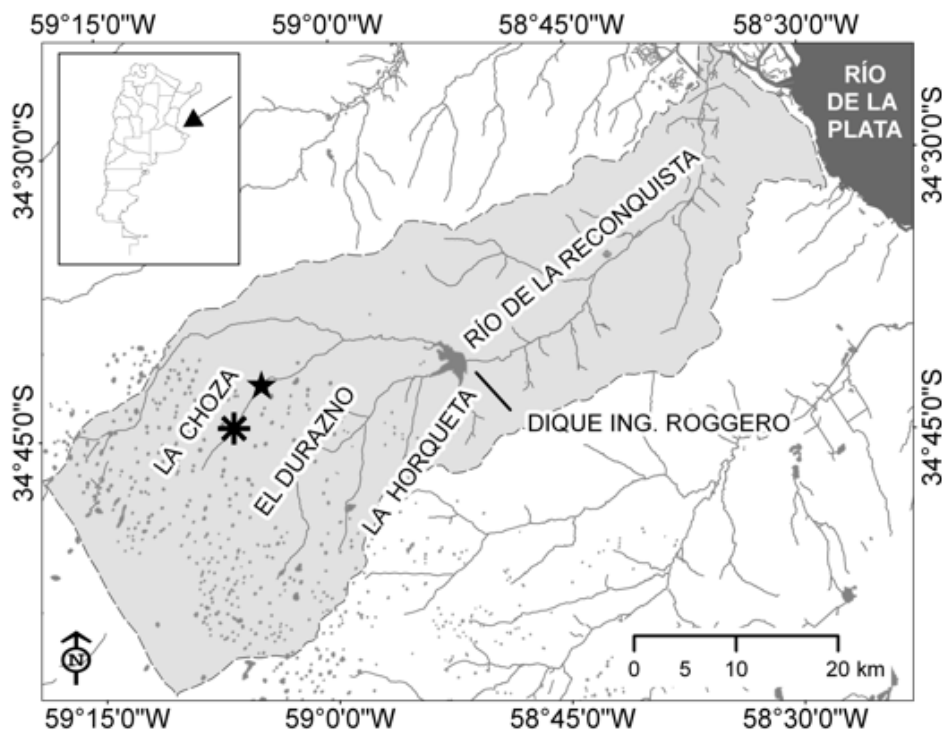


Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo sobre el arroyo La Choza. E1 * y E2 ★.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el tramo medio del arroyo se fijaron dos estaciones: E1 (cauce ancho) (34°44' 23.80"S 59° 06' 27.30"W) y E2 (cauce estrecho) (34°42' 7.74"S 59° 04' 37.79"W). En el período de estudio se realizaron cinco muestreos entre mayo de 2007 y junio de 2008. En ambas estaciones se cerraron 25 m de cauce con redes de clausura (10 x 5 mm de abertura de malla) ubicadas perpendicularmente al mismo. Dentro de cada clausura, la maniobra de pesca se realizó con una red de arrastre con abertura de malla en el copo de 10 mm de distancia entre nudo.

En el marco del proyecto Globrio, el equipo de trabajo dedicado al seguimiento limnológico del arroyo efectuó periódicamente mediciones físicas y químicas en tres puntos de cada estación de muestreo. Para este trabajo se consideró conductividad, temperatura, oxígeno disuelto y pH. Las mediciones promedio correspondientes a cada estación fueron comparadas mediante análisis de la varianza.

Los peces capturados fueron determinados hasta nivel de especie. Para la identificación del material se siguió a Ringuelet *et al.* (1967), Azpeli-cueta y Braga (1991), López y Miquelarena (1991), Braga (1994), Miquelarena y Menni (2005), Miquelarena *et al.* (2008) y Řičan y Kullander (2008).

Con esta información se estimó la ocurrencia de cada especie durante el período muestreado. Se consideraron como permanentes a aquellas especies que aparecen en más del 70% de las muestras, semipermanentes entre el 30-70% y ocasionales a aquellas con una presencia inferior al 30% de las muestras (Almirón *et al.*, 2000).

En las tres últimas campañas, además de la riqueza específica (S), se registró el número de ejemplares capturados por especie y estación de muestreo. A partir de esta información fue posible calcular el índice de diversidad de Shannon (H'), la uniformidad

o equitabilidad (J) y la abundancia relativa. Se utilizó el test de "t" de Hatchison (Magurran, 1988), por fecha, para confirmar o rechazar las diferencias en H' entre estaciones de muestreo.

Con fines comparativos se construyó una matriz de presencia-ausencia de las especies registradas en el presente trabajo y en la bibliografía, correspondiente a los arroyos de la provincia. Se realizó en un análisis de agrupamiento (distancias euclidianas y ligamiento completo) (Romesburg, 1984) con el propósito de obtener un ordenamiento de los cursos de agua en función de su composición específica.

RESULTADOS

En total se capturaron 2935 ejemplares, correspondientes a 23 especies distribuidas en 10 familias. Los órdenes mejor representados fueron los Characiformes (3 familias, 10 especies) y Siluriformes (3 familias, 7 especies), seguido de los Perciformes, Cyprinodontiformes y Synbranchiformes, con 3, 2 y 1 especie respectivamente (Tabla 1).

En la Tabla 1 se presenta la lista sistemática de las especies capturadas durante los muestreos y se indica cuales de ellas resultaron permanentes (13), semipermanentes (7) u ocasionales (3).

Los parámetros limnológicos promedio de las dos estaciones de muestreo se consignan en la Tabla 2. Como puede apreciarse no se detectan diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, excepto en la conductividad.

En la Tabla 3 se presentan los resultados con respecto a S, H' y J, por fecha y estación de muestro. La comparación de los índices de diversidad entre los sitios de muestreos arrojó diferencias altamente significativas ($P < 0,001$) para todas las fechas.

Tabla 1. Lista sistemática de las especies colectadas durante el período de muestreo y ocurrencia de las mismas.

Orden Characiformes	Especie	Ocurrencia
Familia Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>	Permanente
	<i>Steindachnerina biornata</i>	Ocasional
Familia Characidae	<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	Ocasional
	<i>Astyanax. eigenmanniorum</i>	Permanente
	<i>Bryconamericus iheringii</i>	Permanente
	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Semipermanente
	<i>Charax stenopterus</i>	Ocasional
	<i>Cheirodon interruptus</i>	Permanente
	<i>Pseudocorynopoma doriae</i>	Permanente
Familia Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Semipermanente
Orden Siluriformes		
Familia Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i>	Semipermanente
Familia Loricariidae	<i>Otocinclus flexilis</i>	Permanente
	<i>Loricariichthys anus</i>	Semipermanente
	<i>Rineloricaria sp.</i>	Semipermanente
	<i>Hypostomus commersoni</i>	Semipermanente
Familia Heptapteridae	<i>Pimelodella laticeps</i>	Permanente
	<i>Rhamdia quelen</i>	Semipermanente
Orden Symbranchiformes		
Familia Symbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> *	
Orden Cyprinodontiformes		
Familia Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i>	Permanente
Familia Poeciliidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Permanente
Orden Perciformes		
Familia Cichlidae	<i>Australoheros facetus</i>	Semipermanente
	<i>Crenicichla lepidota</i>	Semipermanente
	<i>Gymnogeophagus meridionales</i>	Permanente

* Especie no considerada en el análisis de ocurrencia por haber sido obtenida por otro método de captura.

Tabla 2. Valores medios y desvíos estándar (DS) de los parámetros limnológicos en las estaciones de muestreo (E1 y E2) y resultados de la comparación entre ambos sitios mediante Anova (Anov.).

Parámetro	E1		E2		Anov. (P)
	Media	DS	Media	DS	
Conductividad (us/cm)	1205,6	262,5	1635,1	230,5	<0,001
Temperatura (°C)	17,7	8,6	17,1	8,3	0,80
OD (mg/l)	10,0	4,4	9,3	3,2	0,53
pH	8,1	0,5	8,0	0,4	0,32

Tabla 3. Riqueza de especies (S), índice de diversidad (H') y de equitabilidad (J) por fecha y estación de muestreo (E1 y E2).

	Fecha	S	H'	J
E1	16/11/07	10	1,434	0,432
	07/01/08	7	1,273	0,454
	09/06/08	12	1,574	0,439
E2	16/11/07	9	2,030	0,640
	07/01/08	10	2,208	0,665
	09/06/08	13	2,315	0,626

En la Figura 2 se representa la abundancia numérica relativa de las especies por fecha y estación de muestreo. En el ítem "otros" están representadas las especies cuyo porcentaje individual siempre fue bajo y en conjunto, nunca superior al 8%.

La matriz sobre la que se realizó el análisis de agrupamiento quedó constituida por 11 arroyos y 74 especies. El ordenamiento obtenido mostró la existencia de cuatro conjuntos (Figura 3). Uno compuesto por el arroyo La Chozza junto a otros tres cursos de agua (Manantiales, El Portugués y Las Flores) ubicados en la cabecera de sus respectivas cuencas. Otro integrado por los arroyos más meridionales de los cuerpos de agua considerados (Juan Blanco, Villoldo, Zapata y El Destino). Un tercero compuesto por la cuenca baja (B) y alta (A) del arroyo

Rodríguez y finalmente el grupo constituido únicamente por el arroyo El Pescado.

DISCUSIÓN

Como puede observarse existen diferencias significativas entre las dos estaciones de muestreo en cuanto a su riqueza específica y diversidad. Las especies dominantes fueron, en conjunto *Cheirodon interruptus*, *Bryconamericus iheringii*, *Pseudocorynopoma doriae* y *Cyphocharax voga*.

En las tres fechas de muestreo E1 presentó un índice de diversidad (H') menor, y aún en la fecha en que la riqueza específica (S) fue mayor, siempre mostró un menor valor de equitabilidad (J). En este sitio fue dominante una especie de mojarra, *C. interruptus*

o *B. iheringii*. Los mayores valores de J en E2 indican que existe una dominancia compartida entre las especies más representadas. Si bien las variaciones en las especies dominantes en E1 y E2 a través del periodo de muestreo podrían estar relacionadas con la dinámica propia de cada población, esto no explica las diferencias en las abundancias relativas entre estaciones para una misma fecha de muestreo. Si bien estadísticamente la conductividad muestra diferencias signifi-

cativas entre estaciones de muestreo, esta variable no sería determinante de las diferencias ya que la ictiofauna presente muestra un amplio rango de tolerancia a este factor (Informes Biológicos Pesqueros, 1996-2004). Probablemente esta diferencia se encuentre relacionada con las características del cauce antes descriptas, que establecen heterogeneidad espacial y que por lo tanto podrían estar condicionando diferencias locales en la oferta de recursos tróficos y refugio, entre otros.

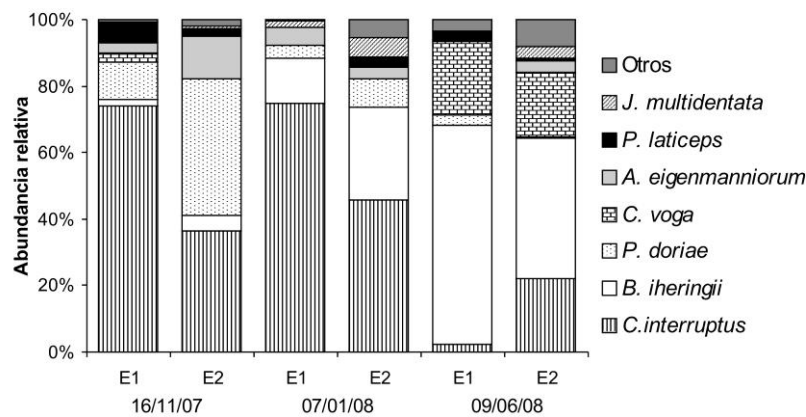


Figura 2. Abundancia relativa de las especies presentes por fecha y estaciones de muestreo (E1 y E2).

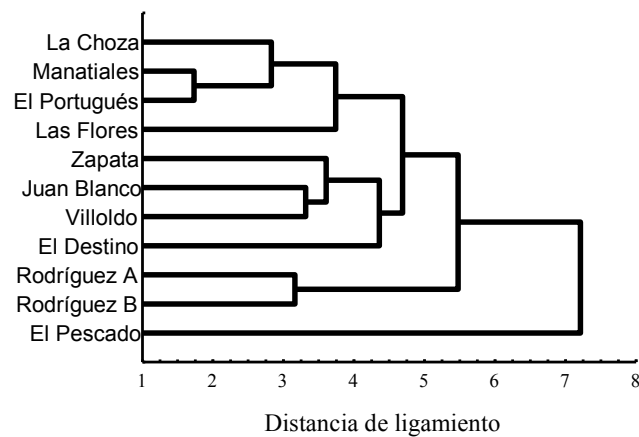


Figura 3. Agrupamiento de arroyos bonaerenses en función de una matriz de presencia-ausencia de especies.

Los arroyos considerados en el análisis de agrupamiento se encuentran en el límite sur de la Provincia de los Grandes Ríos. El arroyo La Choza al igual que Manantiales, El Portugués y

Las Flores, corresponden a sectores semejantes de sus respectivas cuencas y el análisis realizado los agrupó por presentar una composición íctica semejante.

Los arroyos Zapata, Juan Blanco, Villoldo y El Destino, comparten una

composición ictiofaunística similar, a la que podríamos considerar típica de un arroyo pampeano. Se diferencian del grupo anterior porque al desembocar directamente en el Río de la Plata reciben la influencia de las especies provenientes del río, entre las que podemos nombrar a *Oligosarcus oligolepis*, *Odontesthes retropinnis* y la especie introducida *Cyprinus carpio*.

El arroyo Rodríguez forma un grupo diferenciado ya que se trata de un ambiente urbano que además de presentar un tajamar en su cauce, tiene una alta contaminación orgánica y baja concentración de oxígeno disuelto (Remes Lenicov *et al.*, 2005) con predominancia de especies que soportan estas condiciones como *Hoplosternum* sp. y *Callichthys callichthys*.

En el arroyo El Pescado, los esfuerzos de muestreo se concentraron en los sectores bajos de la cuenca, donde las especies provenientes del Río de la Plata tuvieron una gran influencia en la alta riqueza específica, especialmente durante el período estival o inundaciones generadas por lluvias o sudestadas que favorecen el intercambio activo de especies. Esto determinó que el arroyo formara un grupo separado dentro del análisis y muy alejado del resto.

El análisis efectuado sugiere que la composición de especies de los arroyos bonaerenses se encuentra fuertemente condicionada por su posición dentro de la cuenca y el grado de contaminación. Estos resultados concuerdan con lo esperado para cursos de agua similares a los analizados, como lo señalan Allan y Castillo (2009).

Las especies halladas en el arroyo La Choza, así como su diversidad y abundancias relativas indican que la ictiofauna de este ambiente podría calificarse como típica de un curso de agua de bajo orden de la llanura pampeana y sujeto a un bajo impacto antropogénico, al menos en los sectores estudiados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Fundación Banco Bilbao Vizcaya Argentaria (FBBVA) por brindar los medios para la realización del presente trabajo en el marco del proyecto GLOBRIO y a A. Giorgi, C. Feijoó y L. Liggieri por facilitar los parámetros limnológicos.

BIBLIOGRAFÍA

- Abell, R., M. L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya, B. Coad, N. Mandrak, S. Contreras Balderas, W. Bussing, M. L. J. Stiasny, P. Skelton, G. R. Allen, P. Unmack, A. Naseka, R. Ng, N. Sindorf, J. Robertson, E. Armijo, J. V. Higgins, T. J. Heibel, E. Wikramanayake, D. Olson, H. L. López, R. E. Reis, J. G. Lundberg, M. Sabaj Pérez and P. Petra.** 2008. Freshwater Ecoregions of the World: biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58 (5): 403-414. www.feow.org
- Allan, J. D. & M. M. Castillo.** 2009. Stream ecology. Structure and function of running waters. Second Edition. Springer, 436 pp. ISBN: 978-1-4020-5582-9
- Almirón, A. E., M. L. García, R. C. Menni, L. C. Protogino & L. C. Solari.** 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. *Marine & Freshwater Research*, 51: 265-274.
- Azpelicueta, M. M. y L. Braga.** 1991. Los curimátidos en Argentina. En: Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina, 40(1): 1-55.
- Braga, L.** 1994. Los Characidae de Argentina de las subfamilias Cynopotaminae y Acentrorhynchinae. En: Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, Z. A. de Castellanos (dir.), PROFADU-CONICET, La Plata, Argentina, 40(6): 1-45.

- Di Marzio, W. M. Tortorelli y L. Freyre.** 2003. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica* 22(3-4): 71-7
- Fernández, E., R. Ferriz, C. Bentos y G. López.** 2008. Ichthyofauna of two streams in the high basin of the Samborombón River, Buenos Aires province, Argentina. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 10(1): 147-154
- Informes Biológicos Pesqueros.** 1996-2004. Ministerios de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires, Dirección Provincial de Pesca. (http://www.maa.gba.gov.ar/pesca/informesbiolpesque_continental.php#08)
- López, H. L.** 1990. Apuntes ictiológicos del río Reconquista (Pcia. De Buenos Aires). *Boletín de la Asociación Argentina de Limnología*, 5:15-16.
- 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., L. C. Protogino y J. E. Mantinian.** (En prensa). Ictiofauna de los arroyos de la Reserva de Biósfera Parque Costero del Sur. En: *Parque Costero del Sur. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara.
- López, H. L., R. C. Menni, M. Donato & A. M. Miquelarena.** 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, 1-16.
- Menni, R. C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Buenos Aires, Argentina*, 5: 1-316. ISSN 1515-7652.
- Miquelarena, A. M. & R. C. Menni.** 2005. *Astyanax tumbayaensis*, a new species from northwestern Argentina highlands (Characiformes: Characidae) with a key to the Argentinean species of the genus and comments on their distribution. *Revue Suisse de Zoologie* 112 (3): 661-676.
- Miquelarena, A. M., J. E. Mantinian y H. L. López.** 2008. Peces de la Mesopotamia Argentina (Characiformes: Characidae: Cheirodontinae). En: *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino III*, F. G. Aceñolaza (coord.-ed.), INSUGEO, Miscelánea, Univ. Nac. Tucumán, Argentina, 17(1): 51-90.
- Remes Lenicov, M., D. C. Colautti y H. L. López.** 2005. Ictiofauna de un ambiente lótico suburbano: el arroyo Rodríguez (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 22:223-230.
- Řičan, O. & S. Kullander.** 2008. The *Australoheros* (Teleostei: Cichlidae) species of Uruguay and Paraná River drainages. *Zootaxa* 1724:1-51.
- Ringuelet, R. A., A. Alonso de Arámburu y R. H. Arámburu.** 1967. Los peces de agua dulce de la República Argentina. CIC, La Plata. 602pp.
- 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.
- Romesburg, H. C.** 1984. Cluster analysis for researchers. Lifetime Learning Publication, Belmont, California, 334 pp.
- Salibián, A.** 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. En: Ware GW (Editor). *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Volume 185: 35-65. [Springer - ISBN 0-387-25526-5].

INTERACCIÓN ENTRE *Salvinia minima* Y *Lemna gibba*: EFECTO SOBRE EL CRECIMIENTO EN DISTINTOS MEDIOS DE CULTIVO

L. DE CABO¹, M. V. CASARES¹ & R. SEOANE^{2, 3}

¹ Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia-CONICET
Av. Angel Gallardo 470 (1405) Buenos Aires, Argentina
ldecabo@macn.gov.ar

² Facultad de Ingeniería, Universidad de Buenos Aires,
Av. Las Heras 2214, Buenos Aires, Argentina
rseoane@fi.uba.ar

³ Instituto Nacional de Agua-CONICET Au. Ezeiza-Cañuelas,
Tramo J. Newbery km 1.620 (1804) Buenos Aires, Argentina

ABSTRACT. Nutrient uptake and competitive ability of the aquatic species *Lemna gibba* and *Salvinia minima* were evaluated. The experiment was carried out in a greenhouse and plants were grown as mono-plant cultures and mixed-plant cultures. Three different media were used: tap water and the chemically defined media Lemna and Hutner 1/10. Duration of the experiment was 7 days. Initial and final dry weights and DIN and SRP concentrations were determined. Relative growth rates (RGR) and nutrient uptake rates were calculated. *L. gibba*'s RGR values increased significantly in Hutner 1/10 medium when types of cultures were analyzed separately. RGR values decreased in Lemna and Hutner 1/10 media in mixed-plant cultures. *S. minima* did not show significant differences in its RGR values. In mono-plant cultures N and P uptake rates in Lemna medium were significantly larger for *L. gibba*. In Hutner 1/10 medium P uptake rate was greater for *S. minima* and N uptake rate was larger for *L. gibba*. The presence of *S. minima* negatively affected *L. gibba*'s growth.

Key words: *Lemna gibba*, *Salvinia minima*, relative growth rate, nitrogen, phosphorous.

Palabras clave: *Lemna gibba*, *Salvinia minima*, tasa de crecimiento relativo, nitrógeno, fósforo.

INTRODUCCIÓN

Según Gopal y Goel (1993) la competencia en el medio acuático ocurre fundamentalmente entre especies con forma de crecimiento semejante que ocupan la misma posición en la columna de agua. *Lemna gibba* L., perteneciente al grupo de especies llamadas comúnmente lentejitas de agua, y *Salvinia minima* Baker, llamada comúnmente helechito de agua, son macrófitas flotantes que crecen formando carpetas en lagunas y arroyos de aguas quietas y se las encuentra frecuentemente juntas en los ecosistemas pampeanos. En algunas oca-

siones la elevada densidad que alcanzan puede producir la disminución en la difusión de oxígeno y en el pasaje de luz hacia la columna de agua. Ambas especies se reproducen vegetativamente y se caracterizan por tener una amplia distribución geográfica, rápido crecimiento y por ser sensibles a los cambios medioambientales (Olgún *et. al.*, 2005). *L. gibba* posee frondes suborbiculares, gibosas en la cara inferior, de 0,2-0,6cm de diámetro, generalmente reunidas de a tres, con una sola raíz. Se distribuye en zonas cálidas de todo el mundo y se emplea para purificar aguas servidas y absorber metales pesados (Lahitte y

Hurrell, 2004). *S. minima* es una especie flotante con hojas de 0,4-2cm que se encuentran uniformemente cubiertas por pelos que favorecen la flotación. Posee rizomas que se ramifican en forma horizontal justo debajo de la superficie del agua. Su rango de distribución abarca desde el Sur de México hasta Argentina y ha sido introducida en Estados Unidos y España (<http://salvinia.er.usgs.gov/html/identification1.html>).

La construcción de humedales artificiales para el tratamiento de efluentes domésticos e industriales se ha ido desarrollando rápidamente a lo largo de las últimas décadas y, actualmente, representa una alternativa de tratamiento aceptada y cada vez más común (Song *et al.*, 2006). Los efluentes domésticos y municipales, así como los provenientes de actividades agropecuarias e industriales, se caracterizan por tener una elevada carga de nutrientes. Li *et al.* (2008) han tratado, en humedales artificiales, aguas de un lago eutroficado con concentraciones del orden de los 3 mg/L de nitrógeno inorgánico y de 0,15 mg/L de fósforo total. Asimismo, Ciria *et al.* (2005) estudiaron el rol de *Typha latifolia* en el tratamiento de efluentes con un rango de nitrógeno inorgánico de 52,1-65 mg/L y 23-29 mg/L de fósforo. En nuestro país, Maine *et al.* (2009) han estudiado las variaciones en la dominancia y la remoción de metales pesados y nutrientes en un humedal artificial al que transplantaron *Eichhornia crassipes* y *Typha domingensis*. Se ha estudiado también la capacidad de remover metales pesados y nutrientes por varias especies de la familia Lemnaceae y del género *Salvinia* (Al Nozaily *et al.*, 2000; Hadad *et al.*, 2007; Maine *et al.*, 2004; Olguín *et al.*, 2005).

La disponibilidad de nutrientes afecta la estructura de la comunidad en ambientes acuáticos naturales (Tilman, 1984). Por lo tanto, la competencia entre especies se encuentra posiblemente influenciada por tal condición del medio, pudiendo modifi-

carse la interacción entre especies frente a distintas disponibilidades de nutrientes. Van *et al.* (1999) encontraron que *Hydrilla verticillata* era más competitiva que *Vallisneria americana* en condiciones de alta carga de nutrientes pero lo contrario ocurría en condiciones menos fértiles. Según Lambers *et al.* (1998), en experimentos a corto plazo especialmente en ambientes con recursos no limitantes, los rasgos que llevan a un rápido crecimiento contribuyen al éxito competitivo. Clatworthy y Harper (1962) realizaron experimentos de 6 días con distintas especies de los géneros *Lemna* y *Salvinia* y concluyeron que el éxito de una especie en cultivo mixto no podía predecirse a partir de los resultados obtenidos en cultivos puros. Es probable que varios factores adicionales influyan en la interacción competitiva como ser la filogenia (Webb *et al.*, 2006), competencia intraespecífica (Weiner, 1990;), disponibilidad del recurso (Grime, 1973) y sus interacciones (Bertness and Callaway, 1994).

Con vistas a evaluar la posibilidad de utilizar las especies *S. minima* y *L. gibba* en humedales artificiales de tratamiento de efluentes con elevadas cargas de nutrientes, el presente estudio se orientó a determinar las tasas de crecimiento relativas en cultivos puros y mixtos considerando, a su vez, la habilidad en la captación de nutrientes de cada una de las especies en distintos medios de cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

L. gibba y *S. minima* fueron colectadas de estanques donde crecen en forma de monocultivos al aire libre. Se las trasladó al invernáculo donde se las mantuvo en recipientes con agua corriente para permitir su aclimatación. Durante 7 días se realizó un ensayo en invernáculo con tres medios nutritivos: agua corriente, medio nutritivo A (solución nutritiva Lemna, APHA – AWWA – WPCF, 1992) y medio nutritivo B (solución nutritiva

Hutner 1/10, modificada según Vermaat y Hanif, 1998). En cada medio nutritivo se analizó por quintuplicado el crecimiento de cada especie en monocultivo y en cultivo mixto (Tabla 1).

Se utilizaron bandejas plásticas de 66,5 cm² de superficie y 3 cm de profundidad en las que se colocaron 160 ml de medio nutritivo. Se seleccionaron individuos de aspecto saludable y uniforme. Se los lavó cuidadosamente con agua corriente y luego con agua desionizada y se dispusieron: 85-86 frondes de *L. gibba* y 63-64 frondes de *S. minima* en cada tratamiento de monocultivo y 35-36 y 38-39 frondes de *L. gibba* y *S. minima*, respectivamente, en los tratamientos de cultivo mixto. En todos los casos se buscó cubrir las 2/3 partes de la superficie. El fotoperíodo fue de 15:9hs (luz/oscuridad). Al finalizar el ensayo, se cosecharon las plantas y se colocaron en estufa a 60° C hasta peso constante para obtener los pesos secos (m_f). Los pesos secos iniciales (m_i) de ambas especies se estimaron a partir del peso seco determinado en plantas provenientes del mismo cultivo y con el mismo número de frondes que los utilizados

en los tratamientos anteriormente descriptos.

En los medios nutritivos se determinaron las siguientes variables: pH (ORION pHmetro 250A), temperatura, concentraciones iniciales y finales de fósforo reactivo soluble (PRS) con molibdato ascórbico, nitrato ($N-NO_3^-$) por reducción con sulfato de hidrazina, nitrito ($N-NO_2^-$) por diazotación, según Strickland y Parsons (1972). Amonio ($N-NH_4^+$) fue determinado por el método de indofenol azul de acuerdo a Mackereth et al. (1989). La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue calculada como la suma de amonio, nitrato y nitrito. Se calcularon las tasas medias de consumo de N y P según la siguiente ecuación:

$$\text{Tasa media de consumo} = (C_i - C_f) / \Delta t \cdot m_f,$$

donde C_f y C_i son las cargas (μg) finales e iniciales de N y P determinadas en cada bandeja, Δt es el tiempo (días) de duración del ensayo y m_f es el peso seco final (gr) de cada especie en cada tratamiento.

Tabla 1. Diseño experimental.

Medio nutritivo	Tipo de Cultivo	Especie
Agua corriente	Monocultivo	<i>S. minima</i>
	Monocultivo	<i>L. gibba</i>
	Mixto	<i>S. minima</i> + <i>L. gibba</i>
Lemna	Monocultivo	<i>S. minima</i>
	Monocultivo	<i>L. gibba</i>
	Mixto	<i>S. minima</i> + <i>L. gibba</i>
Hutner 1/10	Monocultivo	<i>S. minima</i>
	Monocultivo	<i>L. gibba</i>
	Mixto	<i>S. minima</i> + <i>L. gibba</i>

Se estimó la tasa de crecimiento relativa RGR (mg/mg.día) según la ecuación propuesta por Hunt (1978):

$$RGR = (\ln m_f - \ln m_i) / \Delta t$$

donde m_f y m_i corresponden al peso seco final e inicial respectivamente, y Δt representa el tiempo transcurrido en el ensayo.

Se examinó la distribución normal (test de Lilliefors) y la homogeneidad de varianza (test de Levene) para las variables RGR y tasa de consumo de nutrientes. Los valores de RGR se compararon aplicando ANOVA de dos factores (medio nutritivo y tipo de cultivo). Las tasas de consumo de nutrientes para cada medio nutritivo se compararon mediante ANOVA entre especies. Se realizaron comparaciones con el test de Fisher cuando se hallaron diferencias significativas entre tratamientos (Zar, 1996). Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft Inc. 1984-2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rango de pH fue de 7-8,5 en los distintos tratamientos. En cuanto a la temperatura media de los medios de cultivo fue 13° C.

Los valores de biomásas iniciales para cada especie fueron de 0,1437g y 0,0515g en monocultivo y 0,0898g y 0,0241g en cultivo mixto para *S. minima* y *L. gibba*, respectivamente. El rango de RGR para *L. gibba* en monocultivo (Tabla 2), fue 91,42-124,15 día⁻¹. Estos valores se encontraron dentro del rango informado por Körner (2001) para cultivos de la especie en efluentes domésticos. Por otro lado, los valores de RGR para *S. minima* variaron entre 57,47-65,31 día⁻¹, estando este rango incluido en los valores señalados por la bibliografía para *Salvinia molesta* (Rani & Bhambie, 1983) y *Salvinia natans* (Miki *et al.*, 2006).

Tabla 2. Tasa de crecimiento relativa media (RGR) de las especies *S. minima* y *L. gibba* según el tipo de cultivo y medio nutritivo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre tipos de cultivos para cada medio nutritivo y cada especie.

Medio de Cultivo	Especie	RGR (día ⁻¹)	
		Monocultivo	Cultivo mixto
Agua corriente	<i>S. minima</i>	62,57 ± 8,66	64,41 ± 16,32
	<i>L. gibba</i>	91,42 ± 10,5	75,67 ± 6,8
Lemna	<i>S. minima</i>	57,47 ± 9,93	50,37 ± 12,2
	<i>L. gibba</i>	97,95 ± 9,3a	71,15 ± 2,24b
Hutner 1/10	<i>S. minima</i>	65,31 ± 7,96	56,34 ± 14,02
	<i>L. gibba</i>	124,15 ± 21,3a	99,6 ± 18,6b

Tabla 3. Estadístico F; nivel de significación (p) y grados de libertad (GL) del ANOVA de dos factores aplicado a RGR para *S. minima* y *L. gibba*.

	<i>S. minima</i>			<i>L. gibba</i>		
	Medio nutritivo	Tipo de Cultivo	Interacción	Medio nutritivo	Tipo de Cultivo	Interacción
	1,7227	1,1901	0,5888	14,752	21,431	0,487
GL	2	1	2	2	1	2
p	0,19994	0,2861	0,5628	<0,0001	<0,001	0,6204

Tabla 4. Concentración inicial y final de P y N en cada medio nutritivo para *S. minima* y *L. gibba* en monocultivo.

Medio nutritivo	Nutriente	Concentración inicial (µg/L)	Concentración final (µg/L)	
			<i>S. minima</i>	<i>L. gibba</i>
A	Fósforo	594	15,7 ± 11,5	212,3 ± 25,5
	Nitrógeno	39610	1440,9 ± 337,2	1162,6 ± 468,5
B	Fósforo	2023	1560,9 ± 178,9	1995,9 ± 57,3
	Nitrógeno	7860	3565,3 ± 611,9	3632,9 ± 674,2

En la Tabla 4 se muestran las concentraciones iniciales y finales de P y N en cada medio nutritivo para cada especie en monocultivo. El medio nutritivo A está caracterizado por ser muy rico en nitrógeno respecto al fósforo en una relación N:P = 67:1. El medio nutritivo B, en cambio, presenta una relación N:P = 4:1 notoriamente reducido en nitrógeno y rico en P respecto al medio propuesto por (APHA – AWWA – WPCF, 1992). En medio nutritivo A, *S. minima* removió casi totalmente el P (98%) y N (97%) presentes. *L. gibba*, por otro lado, removió el 65% del P y casi la totalidad (98%) del N. En medio nutritivo B, *S. minima* removió el 23% del P y el 55%

del N y *L. gibba* casi no consumió P (2%) y redujo el N al 54%. Las concentraciones finales de N y P alcanzadas en los tratamientos en los medios nutritivos A y B fueron superiores a las concentraciones medidas en el tratamiento con agua corriente, en el cual, a pesar de las bajos niveles de nutrientes se registró crecimiento. Por lo tanto, podemos asegurar que para el tiempo en el cual se desarrolló el ensayo no se llegó a un nivel de nutrientes tan bajo como para producir un cese del crecimiento. Además, en ningún tratamiento en monocultivo las frondes llegaron a superponerse, no existiendo efecto de sombreado ni interferencia por espacio.

Tabla 5. Tasa de consumo de P y N de las especies *S. minima* y *L. gibba* creciendo en monocultivo en cada medio nutritivo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) entre especies analizando cada medio nutritivo por separado.

Medio nutritivo	Nutriente	Tasas de consumo ($\mu\text{g}/\text{día.g}$)	
		<i>S. minima</i>	<i>L. gibba</i>
A	Fósforo	62,13 a	88,02 b
	Nitrógeno	4105,5 a	8859,8 b
B	Fósforo	46,7 a	6,68 b
	Nitrógeno	433,9 a	713,2 b

Con los valores de las concentraciones iniciales y finales de N y P (Tabla 4) y las biomásas finales de *S. minima* y *L. gibba* se calcularon las tasas de consumo (Tabla 5). En los monocultivos en medio nutritivo A, las tasas de consumo de P y N de *L. gibba* resultaron significativamente superiores a las de *S. minima*. En medio nutritivo B, *L. gibba* mostró una tasa de consumo de nitrógeno mayor y una tasa de consumo de P menor respecto a *S. minima*. Según Al Nozaily *et al.* (2000), la absorción de nutrientes resulta proporcional a las tasas de crecimiento. Sin embargo, los valores de RGR de *L. gibba* estimados para los tratamientos en medio nutritivo B fueron significativamente superiores ($p < 0.0001$) a los estimados en medio nutritivo A. Asimismo, *S. minima* mostró una tasa de consumo de N significativamente mayor en medio A y los RGR estimados para esta especie no resultaron significativamente diferentes entre medios.

Las altas tasas de consumo en medio A por parte de ambas especies, podría llegar a explicarse, en parte, por un consumo luxuriante que no se ve reflejado en un aumento en las tasas de crecimiento. El mayor crecimiento de *L. gibba* en medio B no parece estar relacionado con el consumo de N y/o P, es posible que otros de los macro o micronutrientes del medio (NH_4^+ , Cl^-) sean los responsables del mayor crecimiento. En el medio nutri-

tivo A, los nutrientes se agregaron como sales de cloruros y en el medio B, como sales de sulfatos.

La comparación entre RGR de los distintos tipos de cultivo (monocultivo y cultivo mixto) permite estudiar la posible competencia por interferencia entre especies. Grime (1977) sugiere que las especies con mayor tasa de crecimiento relativa son competidoras más efectivas. Sin embargo, Tilman (1988) sugirió que las especies capaces de acceder a recursos en niveles más bajos que el resto de las especies con las que se encuentran interactuando son las mejores competidoras. Por otro lado, según Lambers *et al.* (1998) los efectos de la competencia son igualmente observables en ambientes con altos y bajos niveles de recursos. La disminución del RGR de *L. gibba* creciendo en cultivo mixto con *S. minima* permite afirmar que la presencia de esta última afectó negativamente el crecimiento de *L. gibba*, en los medios nutritivos aplicados y en el rango de temperaturas del presente ensayo. Aunque las especies no llegaron a superponerse, el mayor tamaño de *S. minima* podría interferir en la recepción de luz por parte de *L. gibba*.

Dada la eficiente remoción de nutrientes por *S. minima* y *L. gibba*, ambas resultarían recomendables para el tratamiento de efluentes con exceso de nutrientes en humedales artificiales o naturales. Sin embargo, en un humedal vegetado por ambas especies, que

reciba una elevada carga de N y P se produciría, en el corto plazo, una disminución en el crecimiento de *L. gibba*, no viéndose afectado el crecimiento de *S. minima*.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido subsidiado por la Universidad de Buenos Aires, Proyecto UBACyT IO-28.

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Nozaily, F., Alaerts, G., Veenstra, S.** 2000. Performance of Duckweed-covered sewage lagoons-II. Nitrogen and Phosphorous balance and plant productivity. *Water Research* 34 (10), 2734-2741 pp.
- APHA - AWWA - WPCF.** 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos. S. A. Madrid, España.
- Bertness, M. D., Callaway, R.**, 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecological Evolution* 9, 191-193.
- Ciria, M. P., Solano M. L., Soriano P.** 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* 92(4), 535-544.
- Clatworthy, J. N. & Harper J. L.** 1962. The comparative biology of closely related species living in the same area. 5. Inter- and intraspecific interference within cultures of *Lemna* spp. and *Salvinia natans*. *Journal of Experimental Botany* 13, 307-324 pp.
- Gopal, B. & Goel U.** 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant-communities, *Botanical Review* 59, 155-210 pp.
- Grime, J. P.**, 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* 242, 344-347.
- Grime, J. P.** 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111, 1169-1195 pp.
- Hadad, H. R., Maine M. A., Natale G. S., Bonetto C.** 2007. The effect of nutrient addition on metal tolerance in *Salvinia herzogii*. *Ecological Engineering* 31, 122-131
- Hunt, R.** 1978. Plant growth analysis. *Studies in Biology* No 96. Edward Arnold Ltd., London, 67 pp.
- Körner, S., S. K. Das, S. Veenstra, Vermaat, J. E.** 2001. The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in waste water and its toxicity to *Lemna gibba*. *Aquatic Botany* 71, 71-81 pp.
- Lahitte, H. B. y Hurrell, J. A.** 2004 *Biota Rioplatense I. Plantas de la Costa.* Ed. L.O.L.A. Buenos Aires 200 pp.
- Lambers, H., Stuart Chapin III, F., Pons, T.** 1998. *Plant Physiological Ecology.* Springer-Verlag, New York 539 pp.
- Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y., Jiang, G.** 2008. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology* 99, 1656-1663.
- Mackereth, F., Heron, J., Talling, J.** 1989. *Water Analysis: some revised methods for limnologists.* (Kendal: Titus Wilson and Son Ltd.)
- Maine, M. A., Suñé, N. L., Lager, S.** 2004. Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. *Water Research* 38, 1494-1501.
- Maine, M. A., Suñé, N. L., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C.** 2009. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. *Journal of Environmental Management* 90, 355-363.

- Miki, A., Hiroaki, I., Kazuyuki, I., Kenji, U.** 2006. Effects of five rice herbicides on the growth of two threatened aquatic ferns. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63 (3), 463-468 pp.
- Olguín, E., Sánchez-Galván, G., Pérez-Peréz, T., Pérez-Orozco, A.** 2005. Surface adsorption, intracellular accumulation and compartmentalization of Pb (II) in batch-operated lagoons with *Salvinia minima* as affected by environmental conditions, EDTA and nutrients. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 32, 577-586.
- Rani, V. U. & Bhambie, S.** 1983. A study of the growth of *Salvinia molesta* in relation to light and temperature. *Aquatic Botany* 17, 119-124 pp.
- Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun X., Wang, W., Xu, M.**, 2006. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecological Engineering* 26, 272-282
- Strickland, J. & Parsons T.** 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Bull. No 167. (Ottawa: Fisheries Research Board).
- Tilman, G. D.**, 1984. Plant dominance along an experimental nutrient gradient. *Ecology* 65, 1445-1453.
- Tilman, G. D.** 1988. Dynamics and structure of plant communities. In: *Monographs in Population Biology* 26, Princeton University, Press, NJ 360 pp.
- Van, T.K., Wheeler, G. S., Center, T.D.**, 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany* 62, 225-233.
- Vermaat J. E. & Hanif M. K.** 1998. Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla filliculoides* on different types of wastewater. *Water Research* 32, 2569-2576 pp.
- Webb, C. O., Gilbert, G. S., Donoghue, M. J.**, 2006. Phylogenetic diversity dependent seedling mortality, size structure, and disease in a Bornean rain forest. *Ecology* 87, S123-S131.
- Weiner, J.**, 1990. Asymmetric competition in plant populations. *Trends in Ecology Evolution* 5, 360-364.
- Zar, J. H.** 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. 661 pp.

CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DE UNA LAGUNA TURBIA ORGÁNICA DE LA PROVINCIA DE LA PAMPA Y VARIACIÓN ESTACIONAL DEL ZOOPLANCTON

S. ECHANIZ, A. VIGNATTI & G. CABRERA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa.
Avda. Uruguay 151. (6300) Santa Rosa, La Pampa.
sechaniz@cpenet.com.ar

ABSTRACT. In La Pampa province, shallow lakes (water bodies of low depth, generally polymictic and with high trophic level) are abundant and broadly distributed. Although previous contributions on these shallow lakes are about their ecology and zooplankton, only recently studies have shed light about nutrient concentrations, chlorophyll *a* and their influence on the zooplankton biomass. It has also been determined that phosphorus and nitrogen concentrations are higher than other shallow lakes of similar characteristics from other regions. The objectives of this contribution are to perform a limnological characterization of an extensive shallow seepage lake with medium salinity and high trophic level of the east-central region of La Pampa province, strongly influenced by human activity. We also present information on the taxonomic composition and abundance and biomass variations of the zooplankton. We took monthly samples from December 2005 to December 2006. In the past, this lake was a temporary lake, but recently it receives water from sewage treatment plants of Santa Rosa city and its pluvial drainages. This lake has now an important tourist and recreational value related to its condition of permanent lake and the presence of silversides (*Odontesthes bonariensis*). The zooplankton specific richness (15 *taxa*) was lower than other organic turbid shallow lakes of La Pampa, but closer to the observed in other high salinity shallow lakes. Another common feature with shallow saline lakes of La Pampa was the prevalence, among the microcrustaceans, of the halophilic calanoid *Boeckella pooensis*. Cladocerans, on the other hand, were rarely registered; they had very low abundances and they were small-sized, since they could not prosper related to the predatory pressure by the planktivorous fish that inhabit this lake.

Key words: shallow lakes, zooplankton biomass, *Boeckella pooensis*.

Palabras clave: lagos someros, biomasa zooplanctónica, *Boeckella pooensis*.

INTRODUCCIÓN

Los lagos someros (lagunas) son cuerpos de agua que generalmente no exceden los tres metros de profundidad y sin estratificación, debido a la mezcla del agua por efecto del viento (Scheffer, 1998; Quirós *et al.*, 2002a; Grosman, 2008). Es frecuente que tengan elevadas concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), lo que provoca que sean ambientes eutróficos o hipereutróficos (Díaz y Colasur-

do, 2008), con una fauna zooplanctónica que se caracteriza por una composición taxonómica, un espectro de tallas y por consiguiente una biomasa dependientes, en gran medida, de la fauna íctica presente (Scheffer, 1998; Renella y Quirós, 2002).

En Argentina, se han efectuado varias contribuciones acerca de diversos aspectos de la ecología de lagos someros, entre las que pueden mencionarse las de Quirós *et al.* (2002a, b, c), Boveri y Quirós (2002), Claps *et al.*

(2004), Ardohain *et al.*, (2005); Renella y Quirós, (2002 y 2006); Torremorell *et al.*, (2007). Estos autores realizaron estudios que describen la estructura y funcionamiento de cuerpos de agua someros en la provincia de Buenos Aires, sobre todo en la cuenca del río Salado, donde están influidos por el régimen de este río (Gabellone *et al.*, 2001) y por el intenso uso de la tierra realizado en la cuenca. En otros casos, se han estudiado aspectos ecológicos de otros cuerpos de agua de la misma provincia, algunos orientados a la producción íctica (Grosman *et al.*, 2005; Licoff y Grosman, 2008; Mariñelarena y Gómez, 2008; Grosman, 2008). En cambio, en la provincia de La Pampa, donde los lagos someros son abundantes y de relativa importancia, dada su productividad, diversidad e interés recreativo y turístico, si bien existen aportes sobre su ecología y el zooplancton (Echaniz y Vignatti, 1996, 2001, 2002; Echaniz *et al.*, 2005, 2006; Pilati, 1997, 1999; Vignatti y Echaniz, 1999, Vignatti *et al.*, 2007), en la mayoría de los casos sólo se relacionaron las principales variables físico-químicas, como la temperatura, el pH o la salinidad, con la abundancia y composición taxonómica de la comunidad zooplanctónica. Sólo recientemente se han realizado estudios que contemplan las concentraciones de nutrientes o de clorofila *a* presentes en el agua y su influencia sobre la biomasa del zooplancton (Echaniz *et al.*, 2008), habiéndose determinado también que las concentraciones de fósforo y nitrógeno son muy elevadas, mayores a las de ambientes de similares características de otras localizaciones.

Los objetivos de esta contribución son aportar información sobre las principales variables limnológicas, el estado trófico y la composición taxonómica del zooplancton además de establecer relaciones entre la densidad y biomasa de los organismos con la concentración de clorofila *a* y la disponibilidad de nutrientes en un ciclo anual en un lago somero de sali-

nidad media y elevado nivel trófico de la provincia de La Pampa, fuertemente influido por actividad humana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos mensuales en tres sectores de la laguna, durante el período comprendido entre diciembre de 2005 y diciembre de 2006.

Se determinaron los principales parámetros morfométricos: largo y ancho máximo, longitud de la línea de costa (Dangavs, 1995) mediante el empleo de un posicionador geográfico Garmin ETrex Legend y fotografías satelitales y la profundidad máxima de la laguna mediante sondeos. En cada estación de muestreo se midieron la temperatura del agua, la concentración de oxígeno disuelto (oxímetro Lutron OD 5510) y la transparencia del agua (disco de Secchi de 22 cm de diámetro). Se tomaron muestras de agua para la estimación del pH (pehachímetro Corning PS 15), de la conductividad (conductímetro Oakton TDSTestr 20) y de la salinidad mediante el método de residuo sólido. La concentración de clorofila *a* se estimó por extracción con acetona acuosa y espectrofotometría (espectrofotómetro Metrolab 1700) (APHA, 1992; Arar, 1997), la de nitrógeno total mediante el método de Kjeldahl y la de fósforo total mediante la digestión de la muestra con persulfato de potasio en medio ácido y espectrofotometría (APHA, 1992). Además se determinó el contenido de sólidos suspendidos totales (seston), orgánicos e inorgánicos, mediante el filtrado de un volumen de agua, a través de filtros Microclar FFG047WPH, secados a 103 – 105 °C hasta peso constante y posteriormente calcinados a 550 °C (EPA 1993; APHA, 1999).

En cada estación de muestreo se tomaron dos muestras cuantitativas de zooplancton mediante una trampa de Schindler-Patalas de 10 litros de capacidad, provista de una red de 0,04 mm de abertura de malla y una

muestra cualitativa, con una red de 22 cm de diámetro de boca y 0,04 mm de abertura de malla. Las muestras se anestesiaron con CO₂ previo a la fijación, para evitar deformaciones de los ejemplares, ya que ciertas medidas son necesarias para el cálculo de la biomasa.

Los recuentos de macro- y microzooplancton se realizaron bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional, en cámaras de Bogorov y Sedgwick-Rafter, respectivamente. Para determinar la biomasa del zooplancton se tomaron las medidas convencionales de un mínimo de 30 ejemplares de cada especie presente mediante el empleo de un microscopio óptico, con un ocular micrométrico y se emplearon fórmulas que relacionan la longitud total con el peso seco de los ejemplares (José de Paggi y Paggi, 1995; Ruttner-Kolisko, 1977; Dumont *et al.*, 1975; Rosen, 1981; McCauley, 1984; Culver *et al.*, 1985).

Se efectuaron correlaciones simples entre parámetros ambientales y variables bióticas.

RESULTADOS

Área de estudio

La laguna del Bajo de Giuliani (Fig. 1) es un extenso lago somero

(profundidad máxima: 2,8 m), situada a 10 km al sur de la ciudad de Santa Rosa, en la región centro - este de la provincia. Está ubicada en uno de los valles transversales de la región central de la misma y es atravesada, cerca de su extremo oeste, por la ruta nacional 35, por lo que fue necesaria la construcción de un elevado terraplén. Tiene una superficie de 1.171,3 ha, un largo máximo de 7.600 m y un ancho máximo de 2.543 m. Si bien la mayor parte de su perímetro está rodeado por campos dedicados a la actividad agropecuaria, en un sector de su margen norte se encuentra un predio con plantaciones artificiales de pinos y en el sur se encuentra una urbanización residencial en expansión.

Es un ambiente arreico que recibe el agua de dos plantas de tratamiento de los desechos cloacales de la ciudad y de los desagües pluviales, y cuyas pérdidas se dan por evaporación o infiltración. El fitoplancton está dominado por cianofitas (Álvarez *et al.*, 2004) y carece de macrófitas acuáticas. En esta laguna se desarrolla una fauna íctica con dominancia de *Odontesthes bonariensis*, lo que actualmente le confiere un importante valor turístico.

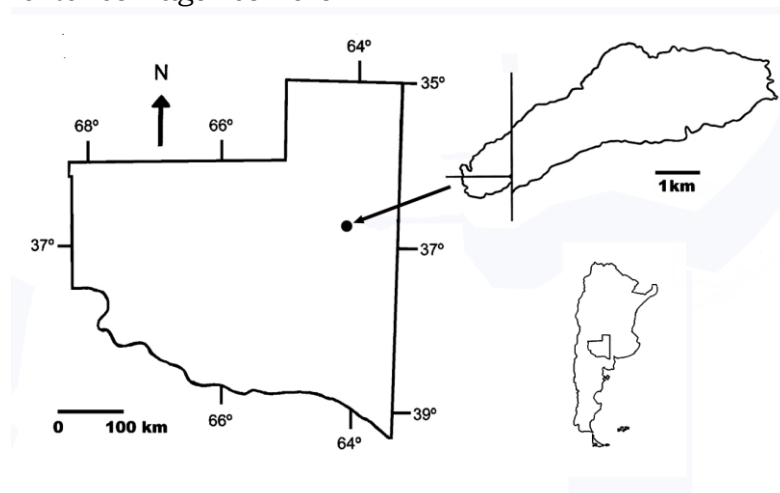


Figura 1: Ubicación geográfica y croquis de la laguna Bajo de Giuliani.

Parámetros ambientales

La salinidad y el pH del agua (Fig. 2) fueron relativamente constantes durante el período de estudio. El valor medio de la salinidad fue de 9,82 g.l⁻¹ (\pm 0,36) y del pH de 9,01 (\pm 0,21). La transparencia del agua fue escasa y mostró poca estacionalidad, con una media anual de 0,18 m (\pm 0,03) (Fig. 3). Los coeficientes de correlación calculados entre la transparencia del agua y la concentración de clorofila *a* ($r = -0,52$; $p < 0,05$; $n = 12$) y los sólidos suspendidos orgánicos ($r = -0,63$; $p < 0,05$; $n = 12$) fueron relativamente elevados.

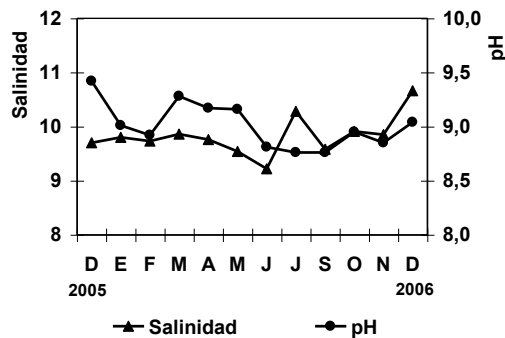


Figura 2: Variación mensual de la salinidad (g.l⁻¹) y el pH del agua durante el período analizado en la laguna Bajo de Giuliani.

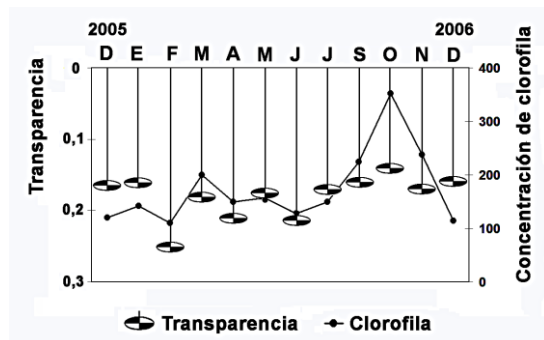


Figura 3: Variación de la transparencia del agua (m) y la concentración de clorofila *a* (mg.m⁻³) durante el período analizado en la laguna Bajo de Giuliani.

La concentración de oxígeno disuelto, medida sub-superficialmente (Fig. 4), osciló entre 7,3 mg.l⁻¹ en septiembre y 13,6 mg.l⁻¹ en noviembre con una media anual de 10,7 mg.l⁻¹.

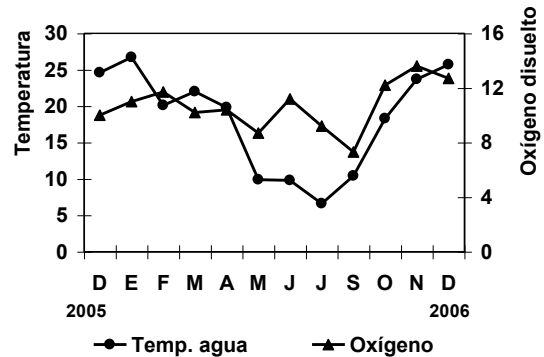


Figura 4: Variación de la temperatura del agua y concentración de oxígeno disuelto durante el período analizado en la laguna Bajo de Giuliani.

Las concentraciones de nutrientes fueron muy elevadas (Fig. 5). En el caso del fósforo total, varió desde 6,25 mg.l⁻¹ en febrero hasta 15 mg.l⁻¹ en noviembre, con un valor medio de 10,3 mg.l⁻¹. En el caso del nitrógeno total el rango fue desde 7,5 mg.l⁻¹ en febrero hasta 28,1 mg.l⁻¹ en diciembre de 2005, con una media de 18,4 mg.l⁻¹. El cálculo de la relación TN:TP mostró valores entre 1 (noviembre) y 3,5 (diciembre de 2005) (Fig. 5).

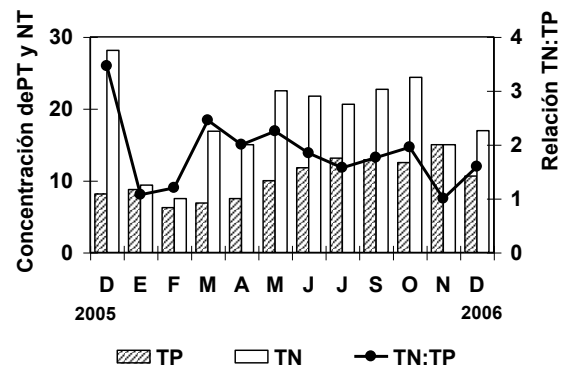


Figura 5: Variación de la concentración de nutrientes (mg.l⁻¹) y la relación TN:TP, durante el período estudiado en la laguna Bajo de Giuliani.

La concentración de clorofila *a* fue elevada (Fig. 3), ya que su valor medio fue 173,74 mg.m⁻³. También fue un parámetro variable, ya que osciló entre 110,36 mg.m⁻³ en febrero y 352,44 mg.m⁻³ en octubre, aunque los coeficientes de correlación calculados con la temperatura del agua ($r = -0,06$; $p < 0,05$), concentraciones de fósforo total (0,49; $p < 0,05$) y nitrógeno total (0,29; $p < 0,05$) no fueron significativos.

El contenido de sólidos suspendidos totales fue un parámetro que mostró variaciones, ya que osciló entre un mínimo de 45,4 mg.l⁻¹ en junio y un máximo de 146 mg.l⁻¹ en septiembre. En todas las ocasiones de muestreo la mayor proporción estuvo dada por los sólidos suspendidos de origen orgánico, que a lo largo del año representaron el 76% del total (Fig. 6).

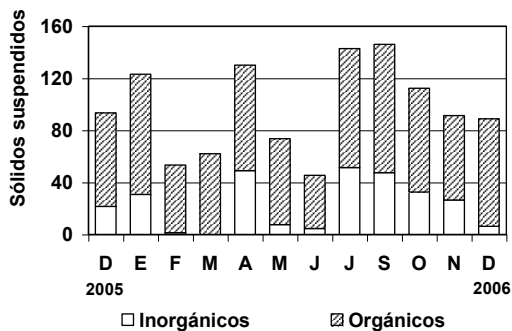


Figura 6: Variación mensual de la cantidad de sólidos suspendidos (mg.l⁻¹), durante el período analizado en la laguna Bajo de Giuliani.

Zooplancton

La riqueza registrada a lo largo del período de estudio fue de 15 *taxa*: tres cladóceros, tres copépodos y nueve rotíferos (Tabla 1). Los cladóceros se registraron esporádicamente, ya que tanto *Daphnia spinulata* como *Bosmina huaronensis* se encontraron en una sola ocasión, en octubre y marzo, respectivamente, y *Moina micrura* en dos ocasiones, en enero y noviembre. En todos los casos, las abundancias fue-

ron muy bajas, 3 y 0,67 ind.l⁻¹ en el caso de *D. spinulata* y *B. huaronensis*, respectivamente y 4,3 y 0,7 ind.l⁻¹ en el caso de *M. micrura*. Sus tallas medias fueron reducidas (*D. spinulata*: 0,74 mm; *B. huaronensis*: 0,34 mm y *M. micrura*: 0,69 mm).

En el caso de los copépodos, las tres especies registradas fueron de presencia constante (Tabla 1). Además, constituyeron el grupo más abundante entre los microcrustáceos, especialmente el ciclopoideo *Metacyclops mendocinus* (media anual: 172,89 ind.l⁻¹; desvío estándar: 169,8), seguido por el calanoideo *Boeckella poopoensis* (media anual: 133,31 ind.l⁻¹; desvío estándar: 229,4). Estas especies presentaron picos de densidad en diferentes épocas, ya que en el caso de *M. mendocinus* fue más abundante durante el otoño y alcanzó los 556 ind.l⁻¹ en marzo, en cambio *B. poopoensis* registró un máximo primaveral que superó los 770 ind.l⁻¹ en septiembre (Fig. 7).

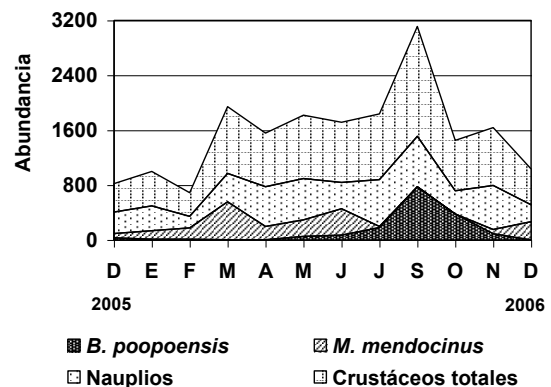


Figura 7: Variación mensual de la abundancia de microcrustáceos (ind.l⁻¹) durante el período analizado en la laguna Bajo de Giuliani.

Se verificó una relación negativa significativa entre la abundancia de microcrustáceos y la temperatura del agua ($r = -0,64$; $p < 0,05$), ya que la máxima densidad se registró tanto en otoño (marzo), con 972 ind.l⁻¹ como en primavera (septiembre), cuando se contabilizaron 1601 ind.l⁻¹.

Entre los rotíferos predominó el género *Brachionus*, con cinco especies. *Brachionus ibericus* y *B. dimidiatus* tuvieron presencia más constante, ya que se registraron durante 10 y 7 meses (Tabla 1) y las más abundantes (Fig. 8), dado que a lo largo del período estudiado representaron el 29,8 y 39 % del total, respectivamente.

Se obtuvo una correlación positiva significativa entre la abundancia de los rotíferos y la temperatura ($r = 0,69$; $p < 0,05$), dado que la abundancia máxima total del grupo se registró en los meses de mayor temperatura alcanzando 33.993 ind.l⁻¹ en enero.

Con respecto a la biomasa de la comunidad zooplanctónica, varió entre un mínimo de 1.217,3 µg PS.l⁻¹, verificado en diciembre de 2005 y un máximo de 9.893,3 µg PS.l⁻¹ en septiembre (Fig. 9). Los cladóceros aportaron porcentajes muy reducidos, cercanos al 0,5 % en enero y octubre. En cambio, los rotíferos y copépodos alternaron en la dominancia. Durante

los meses más cálidos, entre diciembre de 2005 y febrero de 2006, los rotíferos fueron los más importantes contribuyendo con valores entre 53,3 y 74,8 % a la biomasa total de la comunidad. Esta situación se repitió en diciembre de 2006 cuando representaron el 63,7 % del total (Fig. 10). En todas las ocasiones, la especie con mayor biomasa, dada su mayor talla, fue *B. ibericus*, que superó los 1.529 µg PS.l⁻¹ en diciembre de 2006.

Los copépodos fueron los que mayor biomasa aportaron durante el resto del período estudiado, superando el 96 % entre mayo y noviembre (Fig. 10). La especie que realizó la mayor contribución debido a su tamaño fue *B. poopoensis*, que superó los 9.280 µg PS.l⁻¹ en septiembre. *Metacyclops mendocinus*, si bien fue el copépodo más abundante durante algunos meses de otoño, tuvo una biomasa que nunca superó 1.000 µg PS.l⁻¹, debido a su menor talla.

Tabla 1: Especies registradas en el zooplancton de la laguna del Bajo de Giuliani y frecuencia relativa (porcentaje de aparición en los muestreos realizados).

	Frecuencia relativa (%)
Cladóceros	
<i>Daphnia spinulata</i> Birabén, 1917	8.3
<i>Bosmina huaronensis</i> Delachaux, 1918	8.3
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	16.7
Copépodos	
<i>Boeckella poopoensis</i> Marsh, 1906	100
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)	100
<i>Cletocamptus deitersi</i> (Richard, 1897)	100
Rotíferos	
<i>Brachionus ibericus</i> Ciro-Pérez, Gómez y Serra, 2001	83.3
<i>B. dimidiatus</i> Bryce, 1931	58.3
<i>B. angularis</i> Gosse, 1851	50
<i>B. pterodinoides</i> (Rousselet, 1913)	41.7
<i>B. havannaensis</i> Rousselet, 1913	8.3
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	33.3
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	8.3
<i>Lepadella</i> sp.	8.3
<i>Bdelloideo</i> sp.	25

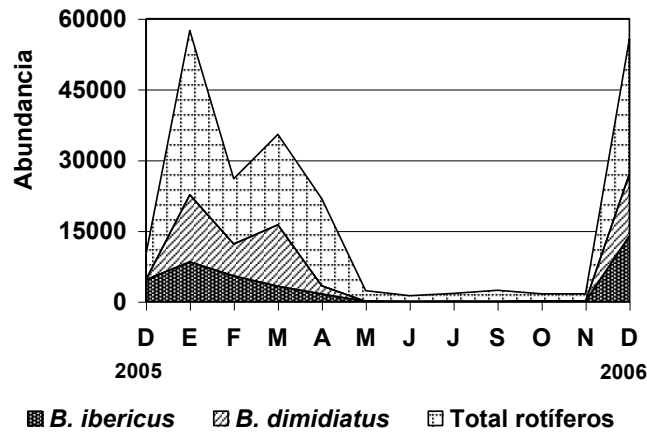


Figura 8: Variación mensual de la abundancia de rotíferos (ind.l⁻¹) durante el período estudiado en la laguna Bajo de Giuliani.

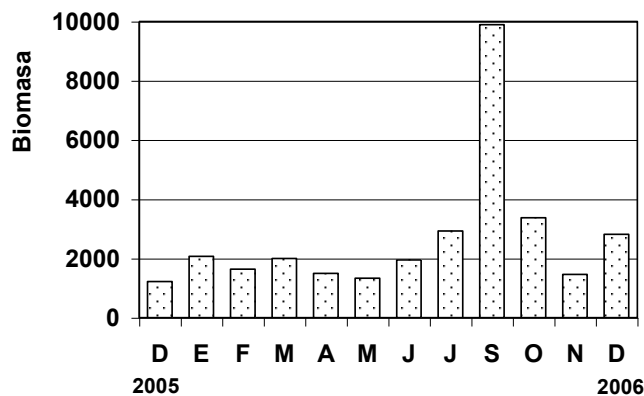


Figura 9: Variación mensual de la biomasa zooplanctónica (µg.l⁻¹) durante el período analizado en la laguna Bajo de Giuliani.

DISCUSIÓN

El Bajo de Giuliani, ubicado en una región en la que la evapotranspiración supera las precipitaciones (Roberto *et al.*, 1994), fue un cuerpo temporal típico de los valles transversales de la provincia de La Pampa, de salinidad elevada y muy variable, como los que se encuentran ubicados más al sur (Echaniz *et al.*, 2005 y 2006; Vignatti *et al.*, 2007) hasta el año 2000. Desde ese momento, se ha transformado en permanente ya que no cuenta con arroyos efluentes y recibe el constante aporte de agua como resultado del

tratamiento de los desechos cloacales en las dos plantas de la ciudad y de los desagües pluviales. Es un lago somero hiposalino (Hammer, 1986) ya que su salinidad media es de 9,82 g.l⁻¹. Este valor es intermedio con respecto a otros cuerpos de agua estudiados en la provincia de La Pampa, ya que lagunas con aportes pluviales como Don Tomás, aldeaña a Santa Rosa y La Arocena, cercana a General Pico, tienen salinidades muy reducidas, inferiores a 1 g.l⁻¹ (Echaniz *et al.*, 2008 y datos no publicados) mientras que lagunas situadas en campos sin dichos aportes, en la misma época de

este estudio, mostraron salinidades superiores a 20 g.l⁻¹. Otro rasgo particular de esta laguna fue la estabilidad de este parámetro, fluctuando apenas 1,4 g.l⁻¹ en todo el periodo analizado respecto a variaciones entre 13 y 24 g.l⁻¹ en el mismo periodo en lagunas del norte de La Pampa, ubicadas en campos dedicados a la explotación agropecuaria (Echaniz *et al.*, datos no publicados). Esta estabilidad se debe a las continuas entradas de agua, que provocan que su volumen se mantenga relativamente constante ya que mientras que las lagunas mencionadas mostraron marcados procesos de evaporación durante 2006, con reducciones de la profundidad entre 0,37 a 0,91 m, el Bajo de Giuliani apenas disminuyó su nivel hidrométrico en 0,11 m. Si bien este rasgo diferencia a esta laguna de la mayoría de los lagos someros de La Pampa, que son temporarios o semipermanentes, la aproxima a las lagunas típicas pampeanas en el sentido regional del término, ubicadas sobre todo en la provincia de Buenos Aires, caracterizadas por su permanencia (Torremorell *et al.*, 2007).

Es un ambiente de reducida transparencia, ocasionada por una elevada concentración fitoplanctónica, evidenciada por los elevados coeficientes de correlación calculados entre la transparencia del agua y la concentración de clorofila *a* y los sólidos suspendidos orgánicos, ya que a pesar de que la extensión de la laguna favorecería la resuspensión de sedimentos por el viento, los sólidos suspendidos de origen inorgánico siempre fueron la fracción menos abundante, representando el 24 % del total.

La concentración de nutrientes registrada en esta laguna es muy elevada, situación favorecida probablemente por las constantes entradas del agua proveniente de las plantas de tratamiento, con importantes cargas de fósforo y nitrógeno y que únicamente se producen salidas de agua por evaporación ya que se trata de un ambiente arreico. Las concentraciones

de fósforo total y de nitrógeno total son varias veces superiores a las indicadas por Quirós *et al.* (2002a y c) como límite superior hallado en lagunas turbias de la provincia de Buenos Aires. En el caso del fósforo, el máximo valor encontrado por los mencionados autores es 1,25 mg.l⁻¹ y el promedio anual verificado en el Bajo de Giuliani es casi 10 veces superior, ya que superó los 10 mg.l⁻¹. En el caso del nitrógeno la situación es diferente, dado que Quirós *et al.* (2002 a) determinaron concentraciones máximas de 28,75 mg.l⁻¹ y en el Bajo de Giuliani, si bien se registraron valores superiores durante algunos meses, con un máximo de 28,1 mg.l⁻¹, la media estimada es de 18,4 mg.l⁻¹.

La relación TN:TP calculada mensualmente fue siempre baja, con un valor medio para el periodo estudiado de 1,8, lo que sugiere una marcada limitación por nitrógeno para el crecimiento algal, situación similar a la registrada en otras lagunas turbias orgánicas de La Pampa, como Don Tomás, en la que se calculó un valor medio de 1,2 (Echaniz *et al.*, 2008) y La Arocena, en la que se calculó una relación de 2,4. La limitación por nitrógeno que indica la relación TN:TP haría suponer mayores concentraciones de clorofila *a* en los meses en los que se registran mayores concentraciones de nitrógeno total, pero la correlación calculada entre ambos parámetros no fue significativa ($r = 0,29$; $p < 0,05$). Aunque la concentración de clorofila *a* fue elevada y presentó un pico durante la primavera, no se evidencia estacionalidad en el desarrollo del fitoplancton, tal lo mostrado por el bajo valor del coeficiente de correlación con la temperatura del agua.

La laguna puede categorizarse como hipereutrófica considerando los promedios de las tres variables empleadas para la determinación del estado trófico, es decir, transparencia del agua (0,18 m), concentración de fósforo total (10,29 mg.l⁻¹) y concentración de clorofila *a* (173 mg.m⁻³).

La riqueza específica del zooplankton en el ciclo estudiado (15 *taxa*), fue relativamente reducida al compararla con la de otras lagunas turbias orgánicas de La Pampa. En la laguna Don Tomás se registraron 20 especies en el mismo período (Echaniz *et al.*, 2008) y durante 2002, en la laguna Quetré Huitrú se contabilizaron 37 especies (Vignatti *et al.*, 2007), aunque ambas son ambientes de escasa salinidad, inferior a 1 g.l⁻¹. La riqueza del Bajo de Giuliani es más cercana a la registrada en lagos someros de salinidades elevadas, como las lagunas Los Mantiales y El Destino, que durante el período enero 2001 – diciembre de 2002 presentaron riquezas de 21 y 17 especies, con salinidades medias de 8,4 y 12,6 g.l⁻¹, respectivamente (Echaniz *et al.*, 2005).

Además del número de *taxa* presentes, otro rasgo en común con las lagunas de salinidades elevadas es el predominio entre los microcrustáceos, del copépodo halófilo *B. poopoensis*, que fue el más abundante y el que aportó siempre la mayor biomasa.

Los cladóceros registrados, de presencia puntual y con baja densidad se caracterizan por sus dimensiones reducidas, ya que *Bosmina huaronensis* y *Moina micrura* alcanzaron una longitud de 0,74 mm y 1,64 mm, respectivamente en la cercana laguna Don Tomás (Echaniz *et al.*, 2008) y *D. spinulata* entre 2,5 y 3,5 mm en otros ambientes de la provincia (Echaniz y Vignatti, 1996). La causa podría ser la salinidad relativamente elevada del Bajo de Giuliani, que impediría su desarrollo, ya que *B. huaronensis* siempre fue registrada en lagunas de la provincia que no superaron 1,5 g.l⁻¹, *M. micrura* en ambientes de salinidad menor a 4,4 g.l⁻¹ y en el caso de *Daphnia spinulata*, la salinidad máxima a la que se la registró fue de 6,6 g.l⁻¹ (Echaniz y Vignatti, 1996).

Por otra parte, los cladóceros registrados en La Pampa que podrían habitar cuerpos de agua con salinidad equivalente a la del Bajo de Giuliani,

como *Daphnia menucoensis* o *Moina eugeniae* son de talla grande y habitan lagunas que carecen de fauna íctica, logrando con su pastoreo que la transparencia del agua sea elevada (Echaniz y Vignatti, 1996; Echaniz *et al.*, 2005 y 2006; Vignatti y Echaniz, 2007). La presencia de una población de pejerreyes en el Bajo de Giuliani con la consecuente presión de depredación (Moss *et al.*, 1996; Scheffer, 1998, Renella y Quirós, 2002) o el predominio de cianobacterias (Álvarez *et al.*, 2004) con la producción de toxinas o interferencias mecánicas (DeMott *et al.*, 2001 y Wilson *et al.*, 2006) impedirían el desarrollo de los cladóceros.

De manera similar a lo verificado en otras lagunas de la provincia, se registró un patrón de dominancia alternada entre la abundancia de los microcrustáceos y la de los rotíferos, siendo más abundantes éstos últimos en los meses de temperaturas más elevadas, lo que coincide con lo verificado por Ardohain *et al.*, (2005) en las lagunas Lacombe y Monte, de la provincia de Buenos Aires.

La biomasa total de la comunidad estuvo dominada por los copépodos en coincidencia con lo verificado en la laguna de San Miguel del Monte (Claps *et al.*, 2004), pero, su distribución fue netamente unimodal. La biomasa del macrozooplankton del Bajo de Giuliani es mucho más elevada que la registrada por Quirós *et al.* (2002a) en lagunas turbias orgánicas de la provincia de Buenos Aires, ya que el valor medio registrado es superior al medio observado por los mencionados autores para un conjunto de 23 lagos someros turbios. El pico primaveral de 9.368,1 µg PS.l⁻¹ registrado en Bajo de Giuliani es tres veces mayor que los máximos registrados en la provincia de Buenos Aires. La biomasa aportada por los rotíferos es más elevada con respecto a otras lagunas de la provincia, ya que alcanzó el 22% del total, cuando en otras lagunas fluctuó entre apenas el 3 – 6 % en el caso de ambientes de salinidad

elevada (Echaniz y Vignatti, datos no publicados) o el 8% en la turbia orgánica subsalina Don Tomás (Echaniz *et al.*, 2008).

Teniendo en cuenta el elevado estado trófico del Bajo de Giuliani, su alta concentración de clorofila *a* y la ausencia de filtradores eficientes, en especial cladóceros del género *Daphnia*, que no podrían prosperar debido a la presión de depredación ejercida por los peces en esta laguna (Renella y Quirós, 2002), no es esperable que ciertas características de la misma cambien, tales como la transparencia del agua.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa, por el aporte financiero. A los Dres. Susana Boeris, Gladys Scoles y José Camiña por su asesoramiento en las determinaciones químicas y facilitar el acceso al equipamiento, al Dr. Alberto Pilati por su colaboración con la traducción del resumen, al Sr. Bernardo Scheuber, propietario del complejo La Cuesta del Sur, por facilitar el acceso a la laguna y a un revisor anónimo que con su trabajo mejoró esta contribución.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, S., G. Bazán y E. Parodi.** 2004. Ficoflora del reservorio final de aguas residuales de Santa Rosa (La Pampa, Argentina). I. Cyanophyta y Chlorophyta (Tetraselmidales, Volvocales y Chlorococcales). Bol. Soc. Argent. Bot. 39 (1-2): 277-293.
- APHA.** 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- APHA.** 1999. 2540 Solids. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. <http://www.umass.edu/tei/mwwp/acrobat/sm2540Dsuspendedsolid.s.PDF>
- Arar, E. J.** 1997. In vitro determination of chlorophylls *a*, *b*, *c* + *c* and pheopigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry. Method 446.0. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/glnpo/lmmb/methods/methd446.0.pdf>
- Ardohain, D., H. Benítez, M. Claps y N. Gabellone.** 2005. Estructura y dinámica de rotíferos planctónicos den dos lagunas pampásicas: similitudes y diferencias. Biología Acuática, (22): 7-18.
- Boveri, M. B. y R. Quirós.** 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 28:1-5.
- Claps, M. C., N. Gabellone y H. Benítez.** 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. Annales de Limnologie -International Journal of Limnology, 40(3): 201-210.
- Culver, D. A., M. Boucherle, D. J. Bean y J. W. Fletcher.** 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions. Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences, 42(8):1380-1390.
- Dangavs, N.** 1995. Morfometría de cuerpos lénticos. En: Lopretto E. y G. Tell (eds.) Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata: 27-44.
- DeMott, W., R. Gulati y E. Van Donk.** 2001. *Daphnia* food limitation in three Dutch lakes: Evidence

- for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnology and Oceanography*, 46(8): 2054 – 2060.
- Díaz, O. y V. Colasurdo.** 2008. El agua revela sus secretos. Química de las lagunas pampeanas. En: Grosman, F. (Comp.). Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Ed. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires, Tandil: 47-65.
- Dumont, H. J., I. Van Der Velde y S. Dumont.** 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19:75-97.
- Echaniz, S. A. y A. M. Vignatti.** 1996. Cladóceros limnéticos de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista Facultad de Agronomía UNLPam*, 9 (1): 65-80.
- Echaniz, S. A. y A. M. Vignatti.** 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos y química del agua de la laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Revista Facultad de Agronomía UNLPam*, 12 (2): 23-35.
- Echaniz, S. A. y A. M. Vignatti.** 2002. Variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos (Crustacea: Branchiopoda) de una laguna de elevada salinidad (La Pampa, Argentina). *Neotrópica*, 48: 11-17.
- Echaniz, S., A. Vignatti, J. C. Paggi y S. José de Paggi.** 2005. Riqueza y composición del zooplancton de lagunas saladas de Argentina. *Revista FABICIB*, 9: 25 – 39.
- Echaniz, S. A., A. M. Vignatti, S. José de Paggi, J. C. Paggi y A. Pilati.** 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes. *International Review of Hydrobiology*, 91 (1): 86-100.
- Echaniz, S., A. Vignatti y P. Bunino.** 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8(4): 63-71.
- EPA (Environmental Protection Agency).** 1993. ESS Method 340.2: Total Suspended Solids, Mass Balance (Dried at 103 – 105 °C) Volatile Suspended Solids (Ignited at 550 °C).
- Gabellone, N., L. C. 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 and Reservoirs: Research and Management*, 6: 133-142.
- Grosman, F., P. Sanzano y G. Rudzik.** 2005. Diagnóstico limnológico pesquero de 6 lagunas del partido de Puán. Propuesta de pautas de gestión del recurso. *Biología Acuática*, (22): 177-188.
- Grosman, F. (Comp.).** 2008. Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Ed. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires, 174 pp.
- Hammer, U. T.** 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. *Monographiae Biologicae* 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- José de Paggi, S. y J. C. Paggi.** 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: Lopretto, E. y G. Tell (eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo 1. Ed. Sur, La Plata: 315- 323.
- Licoff, P. y F. Grosman.** 2008. Aspectos ecológicos de las lagunas pampeanas y su posible influencia sobre las pesquerías del pejerrey: el caso de la laguna El Coraje. *Biología Acuática*, 24: 27-32.
- McCauley, E.** 1984. The estimation of the abundance of biomass of zooplankton in samples. En Downing, J.A. y F. Rigler (eds.) A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. 2° ed. Blackwell, Oxford: 228-265.
- Mariñelarena, A. y S. Gómez.** 2008. Eutrofización de las lagunas pampeanas. Efectos secundarios sobre

- los peces. *Biología Acuática*, 24:43-48.
- Moss, B., J. Madgwick y G. Phillips.** 1996. A guide to the restoration of nutrient- enriched shallow lakes. Environmental Agency, Broads Authority, Norwich, Norfolk, 179 pp.
- Pilati, A.** 1997. Copépodos calanoideos de la provincia de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 9 (2): 57-67.
- Pilati, A.** 1999. Copépodos ciclopoideos en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam*, 10 (1): 29-44.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. Rosso y A. Sosnovsky.** 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, (12): 175-185.
- Quirós, R., Rosso, J. J., A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri.** 2002b. Sobre el estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). 2° Reunión Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. Fac. de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.
- Quirós, R., J. J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnosky y M. Boveri.** 2002c. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia*, 27(11):584-591.
- Renella, A. y R. Quirós.** 2002. Relations between planktivorous fish and zooplankton in two very shallow lakes of the Pampa plain. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 1-5.
- Renella, A. y R. Quirós.** 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556: 181-191.
- Roberto, Z., G. Casagrande y E. Viglizzo.** 1994. Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. Centro Reg. La Pampa - San Luis, INTA. Publ. N° 12. 25 pp.
- Rosen, R. A.** 1981. Length - dry weight relationships of some freshwater zooplankton. *Journal of Freshwater Ecology*, 1:225-229.
- Ruttner-Kolisko, A.** 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie*, (8):71-76.
- Scheffer, M.** 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, 357 pp.
- Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray y H. Zagarese.** 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologica*, 37: 100-108.
- Vignatti, A. M. y S. A. Echaniz.** 1999. Presencia de *Daphnia (Ctenodaphnia) menucoensis* Paggi, 1996 en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista Facultad de Agronomía. UNLPam*, 10 (1): 21-27.
- Vignatti, A. M., S. A. Echaniz y M. C. Martín.** 2007. El zooplancton de lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (La Pampa, Argentina). *Gayana*, 71 (1): 38-48.
- Wilson, A., O. Sarnelle y A. Tillmanns.** 2006. Effects of cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: Meta-analyses of laboratory experiments. *Limnology and Oceanography*, 51 (4): 1915-1924.

CAMBIOS EN LA VELOCIDAD DE NADO COMO INDICADOR DEL EFECTO TÓXICO DEL CADMIO EN *Astyanax fasciatus* y *Australoheros facetum*

B. L. EISSA^{1, 2}, N. A. OSSANA^{1, 3}, A. SALIBIÁN^{1, 2},
L. FERRARI^{1, 2} & R. H. PEREZ²

¹ PRODEA-INEDES, Univ. Nac. de Luján, CC 221, 6700-Luján.
prodea@mail.unlu.edu.ar

² CIC Prov. Buenos Aires, 1900-La Plata, Argentina.

³ CONICET

ABSTRACT. Numerous studies have shown that the swimming performance parameters of fish may be useful indicators of their environmental stress. The swimming speed was evaluated in two Pampean species and its alteration as a result of their exposure to sublethal Cadmium concentrations. The swimming speed was calculated from a daily registry of the distance and the time of displacement of fish by means of special software. Juveniles specimens of *Astyanax fasciatus* and *Australoheros facetum* were used in the assays; fish were acclimated during 7 days in aerated fresh-water (FW), at constant temperature ($20 \pm 1^\circ\text{C}$) and photoperiod (12D:12N). The experimental design contemplated three successive periods: Control (4 days in FW), Exposure (4 days in FW + 0.3 and 0.5 mg Cd L⁻¹) and Recovery (7 days in FW); simultaneously the speed of individuals maintained in FW during 15 days (CoP) was determined. The swimming speed in both species increased in the Exposure period. After transfer to clean media (Recovery period), the altered values in *A. facetum*, exhibited a slight tendency to recovery (but without reaching the basal values registered in the Control period). In *A. fasciatus* a clear cut recovery response was registered in fish exposed to 0.3 mg. L⁻¹ while in animals exposed to the highest concentration of Cd no recovery was registered. These differences were interpreted as evidences of dissimilar uptake and depuration rates of the toxic.

Key words: swimming speed, sublethal Cadmium, stress, *Astyanax fasciatus*, *Australoheros facetum*.

Palabras clave: velocidad de nado, Cadmio subletal, estrés, *Astyanax fasciatus*, *Australoheros facetum*.

INTRODUCCIÓN

El Cd²⁺ se encuentra entre los metales pesados hallados comúnmente en ecosistemas acuáticos perturbados por acción antrópica, habiendo adquirido gran importancia toxicológica (Kasuba y Rozgaj, 2000) y ecotoxicológica (Salibián, 2004; US EPA, 2007; WHO, 1992). Su toxicidad para los organismos acuáticos es muy varia-

ble aún entre especies filogenéticamente cercanas (US EPA, 1985, 2001); su susceptibilidad está relacionada con la especiación, en particular con la concentración del metal libre siendo numerosos los factores determinantes de la biodisponibilidad y bioconcentración (Erickson y col., 2008; Köck y Hofer, 1998; van der Oost y col., 2003).

Un efecto frecuentemente observado en los vertebrados expuestos al Cd es la hipocalcemia, la cual puede ser acompañada por hipermagnesemia. En los peces, ese efecto se atribuye a la inhibición de la captación branquial de Ca^{+2} (Wright y Welbourn, 1994) lo que se manifiesta en deformidades del esqueleto, aun con bajos niveles del tóxico en el medio. Además, el Cd afecta diversos sistemas enzimáticos relacionados con la neurotransmisión, transporte iónico transepitelial, metabolismo intermedio y la actividad de las oxidasas de función mixta (Almeida y col., 2001). En el hígado de peces intoxicados, induce la síntesis de metalotioneínas que son proteínas involucradas en su homeostasis y desintoxicación (Fernandes y col., 2008); también se han observado alteraciones en su actividad natatoria y en sus preferencias y distribuciones espaciales (Eissa y col., 2006 a, b).

En los teleósteos en particular el comportamiento es un bioindicador de exposición en estudios ecotoxicológicos de estrés subletal, ya que constituye un modelo ecológicamente relevante, cuyas respuestas son cuantificables y observables precozmente, a veces aún antes de la de biomarcadores bioquímicos (Scott y Sloman, 2004). Los bioensayos de toxicidad realizados con peces cuyos puntos finales son parámetros etológicos permiten determinar si un estresor ambiental provoca un cambio adverso que excede el rango normal de variabilidad tolerada (u homeostasis) que puede afectar algún aspecto fisiológico crítico (supervivencia, crecimiento, reproducción, etc.) (Gilmour y col., 2005).

La *performance* del comportamiento natatorio normal de los peces resulta de una secuencia de eventos fisiológicos específicos, los cuales son activados por estímulos externos que actúan en un par de neuronas ubicadas en el bulbo raquídeo denominadas *Neuronas Gigantes de Mauthner* (sólo presentes en peces), que son responsables de la coordinación de los movi-

mientos natatorios y del reflejo de huida (Hill y col., 2004). Es probable que la interrupción de esas secuencias por acción del Cd explique algunas de las alteraciones etológicas mencionadas (Grue y col., 2002).

Entre las diferentes *performances* de nado pueden ser descritas cuantitativamente, se halla la *velocidad de nado* crítica (Kolok y col., 1998; Nelson y col., 2002; Plaut, 2001;). El objetivo de este trabajo fue evaluar en condiciones de laboratorio, el efecto de dos concentraciones subletales de Cd sobre ese parámetro en dos teleósteos autóctonos, ampliamente distribuidos en la Pampa Húmeda.

MATERIALES Y METODOS

a) *Organismos test:*

Los bioensayos se llevaron a cabo con ejemplares juveniles de *Astyanax fasciatus* (1.0-1.1 g; longitud total 3.2-3.4 cm) (N = 22) y *Australoheros facetum* (1.3-1.6 g; 3.4-3.6 cm) (N = 31). Los peces fueron recolectados de ambientes libres de contaminación antropogénica y fueron mantenidos en laboratorio no menos de 30 días, a temperatura y fotoperíodo constantes, con flujo abierto continuo de agua potable aireada y alimentación *ad libitum*.

b) *Equipo experimental:*

Se utilizó un equipo basado en el descrito por Shirer y col (1968) (Eissa y col., 2005); el mismo estuvo constituido por un conjunto de acuarios de vidrio de 20 (ancho) x 40 (largo) x 30 (alto) cm, en cuyo exterior se fijaron 40 sensores infrarrojos, que emiten señales con una frecuencia de 1 seg^{-1} y permiten el registro de la ubicación espacial de los peces mediante coordenadas. La información se almacenó en una computadora dotada de un sistema de adquisición de datos y recolectada en un *software* desarrollado especialmente (Jonas 10.1).

c) *Diseño experimental:*

Las condiciones ambientales fueron constantes en todos los ensayos: fotoperíodo de 12D:12N, temperatura en los acuarios de $21 \pm 2^\circ \text{C}$ y aireación permanente. El volumen de los medios contenidos en los acuarios fue de 20-24 L. El flujo fue continuo (*flow through*) a una velocidad de 20-25 ml. min^{-1} , regulado mediante una bomba peristáltica multicanal Cole Palmer y controlado diariamente.

Los peces seleccionados del "stock" se pesaron y fueron colocados individualmente en cada acuario; se les administró alimento para peces "Tetra Animin", de la siguiente composición (g/100g): Hidratos de carbono: 30,0; Proteínas: 42,7; Lípidos: 10,5; Cenizas: 10,5; Humedad: 6,3.

Cada experimento se inició con un período de *Aclimatación* [7 días en agua potable (AP) y alimentación *ad libitum*]. Luego siguió una fase de tres períodos sucesivos: 1) *Control* [C]: 4 días en AP; 2) *Exposición* [E]: 4 días en solución de Cl_2Cd (0.3 y 0.5 mg Cd L^{-1} como Cl-) en AP; 3) *Recuperación* [R]: 7 días en AP. De esta forma cada animal

fue control de sí mismo. En todos los casos se corrió en paralelo un segundo Control (*Control Permanente* [CoP]) "externo" en el cual un espécimen permaneció en forma continua durante 15 días (tiempo equivalente a C + E + R) en AP. Durante los ensayos el alimento ofrecido a los peces fue equivalente al 2% de su peso corporal inicial.

En la Figura 1 se representa esquemáticamente el protocolo descrito.

En los períodos C, E y R (en sus paralelos en la serie CoP) se realizaron registros focales diarios de 4 horas (de 10 a 14); esta modalidad se adoptó para obviar el efecto de las variaciones circadianas de la velocidad (Cazenave y col., 2008; Weber y Spieler, 1994).

El cálculo de la velocidad se efectuó a partir del registro diario de la distancia y el tiempo de desplazamiento de los animales mediante el *software* mencionado. El mismo brinda la posición del animal y la hora, con lo cual se puede conocer entre qué puntos se desplazó y el tiempo que requirió para ello.

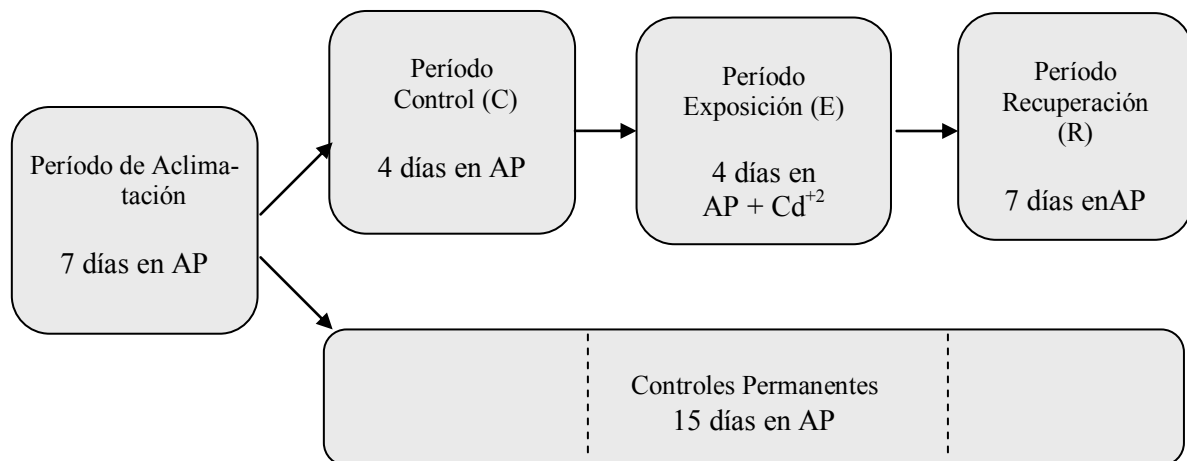


Figura 1: Diagrama del diseño experimental utilizado.

Se calcularon:

- 1) la *distancia media de recorrido* (cm), como promedio de las distancias parciales, según la fórmula:

$$dn - m = \sqrt{(Xn - Xm)^2 + (Yn - Ym)^2}$$

- y 2) la *velocidad media de natación* (cm.s⁻¹) aplicando la fórmula siguiente:

$$V = \frac{dn - m}{dt}$$

donde: *n*, punto de partida; *m*, punto de llegada; *X*, posición horizontal (abscisas); *Y*, posición vertical (ordenada); *t*, tiempo.

d) Métodos químico-analíticos:

Diariamente se tomaron muestras de los medios de cada acuario; en ellas se determinaron oxígeno disuelto (OD), dureza total, pH, temperatura y concentración de Cadmio; en este último caso las muestras se acidificaron con HNO₃ (pH ≤ 2). El OD se midió mediante la técnica de Winkler, la dureza total con un *kit* de reactivos Merck (108039), el pH en un equipo digital Orion 701 A y la concentración de Cd²⁺ total por espectrometría de absorción atómica.

e) Análisis estadísticos:

Para evaluar las diferencias entre los resultados correspondientes a los períodos experimentales se utilizó ANOVA de un factor para muestras pareadas. El supuesto de normalidad se probó con el *test* de Kolmogorov-Smirnov y el de homogeneidad de varianzas con el de Bartlett (Zar, 1996). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat para Windows.

RESULTADOS

a) Parámetros fisicoquímicos:

Los valores que se indican son medias ± ESM, para el total de las determinaciones efectuadas (indicado entre paréntesis) con excepción del Cd, que corresponde a los valores efectivos registrados durante el período de exposición. Los resultados fueron: pH 8,53 ± 0,02 (n = 107); dureza total (mM CO₃Ca.L⁻¹) 0,76 ± 0,01 (n = 63); OD (mg.L⁻¹) 7,74 ± 0,12 (n = 76); Cadmio efectivo (mg.L⁻¹) durante Exposición 0,28 ± 0,01 (116) y 0,48 ± 0,01 (n = 55). En los períodos Control y Recuperación se registró <0,02 mg Cd. L⁻¹ (n = 119).

b) Velocidad media de nado:

En la Tabla 1 se muestran los valores de velocidad media de *Australoheros facetum*. No se registraron variaciones significativas en la *velocidad media* durante todo el tiempo de ensayo en el grupo CoP ni en el expuesto a 0.3 mg .L⁻¹. En cambio, hubieron aumentos estadísticamente significativos respecto de los Controles en los peces Expuestos a 0,5 mg.L⁻¹. En los períodos de Recuperación se apreció una tendencia incipiente al retorno a los valores Control.

En la Tabla 2 se presentan los valores determinados en *Astyanax fasciatus*. No se observaron cambios significativos en el grupo CoP; el análisis estadístico mostró aumentos importantes y significativos entre Controles y Expuestos a las dos concentraciones del metal. En el período de Recuperación la velocidad retornó a los valores basales en las mojarra expuestas a 0.3 mg. L⁻¹, mientras que en las de 0,5 mg. L⁻¹ hubo una reducción sólo parcial de la velocidad registrada en el período Exposición.

Tabla 1. Velocidad media de nado (cm. s^{-1}) durante el registro de 4 horas de *Australoheros facetum*. Valores promedio \pm ESM; entre paréntesis, número de peces. El asterisco indica diferencias significativas entre períodos experimentales.

[mg Cd ²⁺ .L ⁻¹]	Período experimental		
	Control	Exposición	Recuperación
0.0 (CoP)	6,5 \pm 1,21 (N=9)	5,0 \pm 0,55 (N=9)	4,39 \pm 0,81 (N=9)
0.3	4,1 \pm 0,30 (N=15)	5,9 \pm 0,30 (N=15)	5,7 \pm 0,10 (N=15)
0.5	3,9 \pm 0,04 (N=7)	7,9 \pm 0,01 (N=7)*	6,5 \pm 0,02 (N=7)

Tabla 2. Velocidad media (cm/s) durante el registro de 4 horas de *Astyanax fasciatus*. Valores promedio \pm ESM; entre paréntesis, número de peces. Los asteriscos indican diferencias significativas entre períodos experimentales.

[mg Cd ²⁺ .L ⁻¹]	Período experimental		
	Control	Exposición	Recuperación
0.0 (CoP)	7,4 \pm 0,41 (N=6)	7,0 \pm 1,07 (N=6)	7,2 \pm 1,16 (N=6)
0.3	7,6 \pm 0,12 (N=9)	12,0 \pm 0,10 (N=9)*	7,2 \pm 0,14 (N=9)
0.5	8,0 \pm 0,16 (N=7)	13,1 \pm 0,16 (N=7)*	12,1 \pm 0,21 (N=7)*

DISCUSIÓN

Australoheros facetum (chanchita) es una especie sudamericana que presenta hábitos más bien sedentarios. *Astyanax fasciatus* es la mojarra más común en toda el área platense; se la encuentra en aguas mansas de arroyos y ríos, y en ambientes cerrados (López y col., 2005). Ello ofrece la posibilidad de extender los estudios comparativos a los efectos del metal en especies nativas de hábitos disímiles. Las dos especies se adaptan fácilmente a las condiciones de cautiverio propias de los ensayos de laboratorio.

Los estudios referentes a la locomoción de especies de la ictiofauna de nuestro país no son muchos; entre ellos merecen citarse los trabajos de Trenti y col. (1999) que determinaron en *Corydoras paleatus*, *Jenynsia lineata* y *Cnesterodon decemmaculatus* la capacidad de natación, sobre la base del tiempo de fatiga o de arrastre, concluyendo que *J. lineata* es la más veloz. Gómez y col (2003) encontraron

para *A. facetum* una relación positiva y significativa entre la longitud estándar o el peso corporal y el tiempo de arrastre. Los autores concluyeron que *A. facetum* es un especialista para maniobrar en ambientes estructuralmente complejos con cierta capacidad de aceleración. Más recientemente, Gómez y González Naya (2005) hallaron para esa especie una velocidad máxima de natación que, para ejemplares de tamaño comparable a los nuestros, osciló alrededor de 15.5 cm.s^{-1} . Los valores determinados con el método que desarrollamos nosotros son comparables con aquellos, pero fueron menores.

En nuestro caso los registros de la velocidad de los peces CoP (Tablas 1 y 2) mostraron en las dos especies estudiadas una notable estabilidad temporal, aunque con valores diferentes para cada una, siendo en promedio la de *A. fasciatus* aproximadamente 35 % mayor que la de *A. facetum*. En ambas especies se observó un aumento de la velocidad de natación en el período de Exposición al Cd que osciló entre

44-103 % (*A. facetum*) y 58-64 % (*A. fasciatus*); los aumentos fueron mayores en los peces expuestos a 0.5 mg Cd. L⁻¹.

En las mojaras las velocidades alteradas por el metal mostraron en el período de Recuperación una reversibilidad casi total hasta alcanzar los valores basales del período Control; en cambio en las chanchitas no se observó esa respuesta a pesar de que la permanencia en medio limpio (AP) se extendió por el doble de tiempo de Exposición al Cd, posiblemente debido a un mayor grado de estrés.

Estas diferencias en la velocidad de los animales cuando se los expone al Cadmio muestra un comportamiento cuya interpretación global es compleja y resultante de una respuesta integrada al estrés. Una de las causas de la reacción diferencial entre ambas especies podría vincularse con la morfología hidrodinámica y otra podría estar asociada a diferencias en las cinéticas de los mecanismos de captación y depuración del metal. Cazenave y col (2008) encontraron que los cambios observados en la natación de *Jenynsia multidentata* expuesta a microcistina, podrían ser evidencia de neurotoxicidad y de una redistribución energética. También podemos citar el trabajo de Grillitsch y col. (1999) que asociaron los cambios en la velocidad de nado de *Brachydanio rerio* expuestos a Cadmio a efectos directos (neurotoxicidad) e indirectos (disrupción de la respiración branquial y de la regulación osmótica) del metal. A este respecto es interesante mencionar resultados recientes que pusieron en evidencia que la exposición durante 96 h a medios conteniendo 0.3 mg Cd. L⁻¹ provoca de las mismas especies severas alteraciones estructurales en el epitelio branquial (Ferrari y col., 2009).

Se sabe que la actividad de organismos acuáticos ectotérmicos puede estar afectada por una serie de factores abióticos (temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, dureza, pH) (Vogl y col., 1999). Teniendo en cuenta que en

nuestros ensayos las variables ambientales fueron controladas y estables en todos los períodos, los cambios observados en la velocidad de nado pueden ser interpretados como respuestas compensatorias de los peces al estrés atribuible a las concentraciones subletales de Cd.

Por último, se confirma que las especies nativas utilizadas pueden ser consideradas aptas para su utilización en bioensayos de toxicidad con puntos finales conductuales, pudiendo ser incorporados a la batería de tests de evaluación de calidad ecotoxicológica de cuerpos de agua continentales.

AGRADECIMIENTOS

A la CIC-Prov. de Bs. As., a la Universidad Nacional de Luján y a Paula González.

BIBLIOGRAFÍA

- Almeida, J. A., Novelli, E. L. B., Dal Pai Silva, M., Alves Junior, R.** (2001) Environmental cadmium exposure and metabolic responses of the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. Environ Pollut 114: 169-175
- Cazenave, J., Nores, M. L., Miceli, M., Díaz, M. P., Wunderlin, D. A., Bistoni, M. A.** (2008) Changes in the swimming activity and glutathione S-transferase activity of *Jenynsia multidentata* fed with microcystin-RR. Wat Res 42: 1299-1307.
- Eissa, B. L., Salibián, A., Ferrari, L., Borgnia, M.** (2005). Estudios sobre los efectos etológicos del Cadmio. En: *Anales de la Fundación Alberto J. Roemmers*, Volumen XVI, pp. 435-443.
- Eissa, B. L., Ferrari, L., Ossana, N. A., Salibián, A.** (2006a) Biomarcadores etológicos no invasivos de estrés ambiental: estudio comparativo en dos teleósteos de ecosistemas de la región pampeana argen-

- tina. *Revista de Toxicología (España)* 23: 11-16.
- Eissa, B. L., Salibián, A., Ferrari L.** (2006b) Behavioral alterations in juvenile *Cyprinus carpio* exposed to sublethal waterborne cadmium. *Bull Environ Contam Toxicol* 77: 931-937.
- Erickson, R. J., Nichols, J. W., Cook, P. M., Ankley, G. T.** (2008) Bioavailability of Chemical Contaminants in Aquatic Systems. En: Di Giulio RT, Hinton DE (eds), *The Toxicology of Fishes*. CRC Press, Boca Raton Fl. Pp.9-54.
- Fernandes, D., Bebianno, M. J., Porte, C.** (2008) Hepatic levels of metal and metallothioneins in two commercial fish species of the Northern Iberian shelf. *Sci Total Environ* 391: 159-167.
- Ferrari, L., Eissa, B. L., Ossana, N. A., Salibián, A.** (2009) Effects of sublethal waterborne Cadmium on gills in three teleostean species: scanning electron microscope study. *Int J Environ Health* 3: 410-426.
- Gilmour, K. M., Wilson, R. W., Sloman, K. A.** (2005). The integration of behaviour into Comparative Physiology. *Physiol Biochem Zool* 78: 669-678.
- Gómez, S., González Naya, J., Giusto, A.** (2003) Velocidad de natación de un especialista en maniobra, *Cichlasoma facetum* (Jenyns) (Pisces, Cichlidae) en condiciones experimentales. *Rev Mus Arg Cienc Nat* 5: 87-92.
- Gómez, S. E., González Naya, J.** (2005) Nuevos datos experimentales sobre la velocidad de natación de *Cichlasoma facetum* (Pisces, Cichlidae). *Rev Asoc Colomb Ictiol* 8: 19-23.
- Grillitsch, B., Vogl, C., Wytek, R.** (1999) Qualification of spontaneous indirected locomotor behaviour of fish for sublethal toxicity testing. Part II. Variability of measurement parameters under toxicant-induced stress. *Environ Toxicol Chem* 18: 2743-2750.
- Grue, C. E., Gardner, S. C., Gilbert, P. L.** (2002). On the significance of pollutant-induced alterations in the behaviour of fish and wildlife. In: Dell'Omo G (ed), *Behavioural Ecotoxicology*. Wiley, UK. Pp. 1-90.
- Hill, R. W., Wyse, G. A., Anderson, M.** (2004) *Fisiología Animal*. Ed. Médica Panamericana. Madrid.
- Kasuba, V., Rozgaj, J.** (2000). Biological effects of Cadmium. *Period. Biol.* 102: 365-371.
- Köck, G., Hofer, R.** (1998) Origin of Cadmium and Lead in clear softwater lakes of high-altitude and high-latitude, and their bioavailability and toxicity to fish. In: Braunbeck T, Hinton DE, Streit B (Eds), *Fish Ecotoxicology*. Birkhäuser Verlag, Basel. Pp 225-257.
- Kolok, A. S., Plaisance, E. P., Abdelghani, A.** (1998) Individual variation in the swimming performance of fishes: an overlooked source of variation in toxicity studies. *Environ Toxicol Chem* 17: 282-285.
- López, H. L., Menni, R. C., Cuello, M. V., Ponte Gómez, J.** (2005) Bibliografía de los peces de agua dulce de la Argentina. Suplemento 2003-2004. ProBiota – Serie Técnica y Didáctica N°7.
- Nelson, J. A., Gotwalt, P. S., Reidy, S. P., Webber, D. M.** (2002) Beyond Ucrit: matching swimming performance test to the physiological ecology of the animal, including a new fish "drag strip". *Comp Biochem Physiol* 133A: 289-302.
- Plaut, I.** (2001) Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comp Biochem Physiol* 131A: 41-50.
- Salibián, A.** (2004) El Cadmio en el medio acuático. En: Malacalza L (Ed), *Ecología y Ambiente*. Instituto de Ecología de Luján. Pp. 135-139.
- Scott, G. S., Sloman, K. A.** (2004). The effects of environmental pollutants on complex fish behavior: integrating behavioral and physiologi-

- cal indicators of toxicity. *Aquat Toxicol* 38: 369-392.
- Shirer, H., Cairns, J., Waller, W.** (1968). A simple apparatus for measuring activity patterns of fishes. *Water Res Bull* 4:27-43.
- Trenti, P. S., Gómez, S. E., Ferriz, R. A.** (1999) Capacidad de natación en tres peces pampásicos. *APRONA* 13: 2-9.
- US EPA** (1985) Ambient water quality criteria for Cadmium. National Technical Information Service, Virginia. EPA 440/5-84-032.
- US EPA** (2001) Update of ambient water quality criteria for Cadmium. US EPA Office of Water, Washington, DC. EPA 8222-R-01-001.
- US EPA** (2007) Framework for Metals Risk Assessment. Office of the Science Advisor. Risk Assessment Forum. EPA 120/R-07/001.
- van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N. P. E.** (2003). Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental assessment: a review. *Environ Toxicol Pharmacol* 13: 57-149.
- Vogl, C., Grillitsch, B., Wytek, R., Hunrich Spieser, O., Scholz, W.** (1999) Qualification of spontaneous undirected locomotor behavior of fish for sublethal toxicity testing. Part I. Variability of measurement parameters under general test conditions. *Environ Toxicol Chem* 18, 2736-2742.
- Weber, D. N., Spieler, R. E.** (1994) Behavioral mechanisms of metal toxicity in fishes. En: Malins DC, Ostrander GK (eds), *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical and Cellular perspectives*. Lewis, Boca Raton FL. Pp. 427-467.
- WHO** (1992). *Environmental Health Criteria 135: Cadmium - Environmental aspects*, Geneva.
- Wright, D. A., Welbourn, P. M.** (1994) Cadmium in the aquatic environment: a review of ecological, physiological, and toxicological effects on biota. *Environ. Rev* 2: 187-214
- Zar, J.H.** (1996). *Biostatistical Analysis*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.

ESTUDIO HISTOLÓGICO DE HUEVOS OVÁRICOS PARTENOGENÉTICOS DE *Moina eugeniae*, OLIVIER 1954

F. G. ELÍAS¹, P. M. CERVELLINI¹, E. GARIBOTTI²
& C. PICCOLO²

¹ Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, (8000) - Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires.

² Instituto Argentino de Oceanografía (CONICET), Centro Regional de Investigaciones Básicas y Aplicadas de Bahía Blanca, cc804, Camino de la Carrindanga, Km 7,5, (8000) - Bahía Blanca, Argentina.
e-mail: ferelias@criba.edu.ar

ABSTRACT. *Moina eugeniae* is one of the most abundant zooplankton species found in ponds and lakes in Buenos Aires Province. Its importance is due to the common use of cladocerans as food fish. The aim of the present study was to investigate the reproductive structures through histological techniques. Samples were taken with a plankton net (150 µm) from the Calderón lake (Buenos Aires) during Spring 2006. The specimens were anesthetized with CO₂ "in situ" and fixed with formaldehyde 4%. Parthenogenetic females in different reproductive stages were selected to perform with them routine histological techniques. No males were identified during our study. The ovaries are pair, sacular and disposed dorsally in the body. The oocytes are polyedric with three different stages of maturation: previtellogenic (dense nuclear cromatine), vitellogenic (abundant yolk in cytoplasm and large granules of cromatine in the nucleus) and mature (abundant lipidic drops in cytoplasm). Many of the morphological features observed are similar to those of *Daphnia* genus. Further investigation is needed to elucidate the reproductive cycle of this species.

Key words: *Moina eugeniae*, oocytes, histology, vitellogenesis.

Palabras clave: *Moina eugeniae*, ovocitos, histología, vitelogénesis.

INTRODUCCIÓN

Moina eugeniae es una especie común en los lagos y lagunas costeras de la provincia de Buenos Aires (Argentina) y se la ha encontrado también en espejos de agua de la provincia de La Pampa. Se registran escasos antecedentes sobre estudios de la morfología de esta especie y de la familia Moinidae en general, tal como lo demuestran las revisiones de Goulden (1968) y Smirnov (1971). La especie en estudio es partenogenética, alternando con generaciones sexuales, según las condiciones ambientales (Gilbert, 1983; Ruppert y Barnes, 1996).

Los cladóceros son un eslabón fundamental de la cadena trófica de la mayoría de los cuerpos de agua de la provincia de Buenos Aires. La importancia del género *Moina* se debe a que recientemente se la ha seleccionado como especie alternativa para alimento de peces en cultivo y en acuarismo, debido a su alto valor nutritivo. Tradicionalmente en acuicultura se emplean especies pertenecientes al género *Daphnia* (Rottmann *et al.*, 2003; Prieto *et al.*, 2006).

La heterogonía es un tipo de ciclo de vida en el cual alteran la reproducción sexual y la partenogénesis. Esta forma no sólo es propia del grupo Cladocera (Crustacea), sino que se halla

en otros tan diversos como Rotatoria (Aschelmintha), Malacothrui (Plathelmintha) y Aphidae (Insecta). La generación partenogenética responde a condiciones ambientales estables y puede mantenerse así durante varias generaciones mientras se mantenga la estabilidad ambiental. En cambio, la generación sexual aparece instantáneamente ante un cambio en la temperatura, nutrientes u otro factor externo ambiental, asegurando la adaptación de la especie mediante la variabilidad genética.

Los ovarios de los crustáceos se localizan dorsal o dorsolateralmente al intestino (Brusca y Brusca, 2005) y usualmente son órganos pares. En los Branchiopoda se observan dos tipos de ovarios: uno compuesto por varias ovarias con ovocitos en crecimiento junto con células nodrizas, que protruyen del epitelio germinativo hacia el hemocele (Notostraca y Conchostraca), y otro tipo no ramificado que se observa en Anostraca y Cladocera.

El objetivo del presente trabajo consistió en estudiar la estructura del ovario de *Moina eugeniae* como contribución al conocimiento de su biología reproductiva y su posible aplicación en prácticas de acuicultura.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la primavera del 2006 se muestreó la laguna Calderón localizada al sudoeste de la Provincia de Buenos Aires, muy próxima al estuario de Bahía Blanca (38°43'27.9"S–62°2'26.1"O). Las muestras se tomaron con red de plancton de 150 µm y se fijaron "in situ" en formaldehído al 4%; previamente, para evitar la contracción de los tejidos los ejemplares se anestesiaron con CO₂ (la concentración utilizada de este gas es la usual para aguas gasificadas). El estudio se realizó con ejemplares provenientes de poblaciones silvestres, seleccionando 25 hembras partenogenéticas de una talla que osciló de 0,83 mm a 0,98 mm. En el laboratorio, los ejemplares se sometieron a

deshidratación con alcoholes de gradación creciente y se incluyeron en parafina. Los cortes, de 3 µm, se colorearon con hematoxilina-eosina. Las microfotografías fueron tomadas con cámara Olympus C7070, adaptada a un microscopio Olympus BX51.

RESULTADOS

La figura 1 muestra un corte histológico de un ejemplar completo de *Moina eugeniae* donde se pueden diferenciar la región cefálica y el tronco. Dorsalmente al mismo se evidencia la cámara incubatriz. La figura también muestra la ubicación del intestino y disposición de los ovarios. Estos últimos son pares, tubulares, alargados, separados uno del otro respecto del intestino, dispuestos dorsolateralmente (Fig.2). El aumento de tamaño de los ovocitos hace que sean fácilmente distinguibles las gónadas en los especímenes que han alcanzado la madurez sexual.

La pared del ovario está formada por un epitelio simple plano con algunas fibras de tejido conectivo (Fig.3 a, c). Los ovocitos poliédricos en distintos estadios de madurez, se disponen en grupos en forma simultánea dentro del ovario. De acuerdo con sus características citológicas, se reconocieron tres estadios de maduración de las gametas femeninas: un primer estadio, previtelogénico, con células muy pequeñas (10 µm) y un núcleo con cromatina densa, sin vitelo o casi carente de él; en un segundo estadio, vitelogénico (Fig. 3a), el ovocito presenta mayor tamaño (22,5 µm), núcleo más grande en el que se evidencian gránulos de cromatina. En el citoplasma se visualiza mayor presencia de vitelo. En un tercer estadio, maduro, el ovocito es de mayor tamaño (50 µm), con un núcleo prominente, con presencia de un nucléolo notorio; el citoplasma contiene vesículas lipídicas (Fig. 3b, c). No se observaron células foliculares acompañantes, ni dentro del ovario ni en la cámara incubatriz. Tampoco se observó membrana

vitelina; y, en los cortes realizados, no se evidenciaron oviductos. El número de huevos en los ejemplares analizados varió entre 4 y 5 (Fig.4 a). Los mismos desarrollaron en embriones con forma similar a la del adulto (Fig. 4b).

DISCUSIÓN

En la mayoría de los crustáceos los ovarios son pares, de estructura alargada, dispuestos a lo largo del intestino con disposición dorsal. Cuando alcanzan la madurez, en los grupos más evolucionados, los ovarios tienen un arreglo tubular, con lóbulos conteniendo óvulos maduros (Erkan, 1997; Pennak, 1978). Histológicamente se ha observado la presencia de ovarios pares en esta especie. Como carácter diferencial respecto de crustáceos más evolucionados (Decapoda), en *M. eugeniae*, las gónadas son tubulares simples sin ramificaciones.

La pared del ovario de *M. eugeniae* está formada por un epitelio simple plano con fibras acompañantes que darían elasticidad al órgano cuando las gametas crecen en su interior. Es probable que tanto dichas fibras como el epitelio delicado acompañante, faciliten el transporte de vitelo desde el hemocel hacia el interior de los ovocitos (Erkan, 1998). No se observaron células foliculares acompañantes de los ovocitos lo que reforzaría la idea del transporte transmembranal de la pared del ovario. Erkan (1998) trabajando con microscopía electrónica en ovarios del isópodo *Asellus aquaticus* señala que las células de la pared del ovario dieron PAS (+) junto con los gránulos integrantes de los ovocitos maduros. Esto sugiere el pasaje de sustancias a través del tejido ovárico mural.

Diferentes autores, entre ellos Erkan (1998), han observado que acompañando la pared del ovario existen fibras musculares; mientras que Tennet e Ito (1971) notaron su ausencia. Esta afirmación es coincidente

con lo observado en los cortes histológicos de *M. eugeniae*.

En la mayoría de los taxones del subphylum Crustacea cada oviducto está localizado dorsalmente a excepción de los Eumalacostracos. Pennak (1978) señala que el extremo posterior del oviducto es tan delicado que no puede ser distinguido excepto que un huevo pase por él. En los cortes histológicos realizados no se evidenció la presencia de oviductos aunque se estima su existencia como estructura conductora de los huevos hacia la cámara incubatriz.

Los huevos sufren una división simple en su maduración dentro del ovario y un número determinado de ellos es liberado vía oviducto hacia la cámara incubatriz. En cuanto a la forma de estos huevos, Kaestner (1968) señala para el grupo Cladocera, forma oval y abundante vitelo. La histología de *M. eugeniae* revela la forma poliédrica en estas células.

Según las especies de cladóceros y teniendo en cuenta las condiciones ambientales, el número de huevos por camada varía considerablemente (Pennak 1978). Por lo general, hay entre 2 y 40 huevos por cámara, siendo lo usual entre 10 a 20. En *M. eugeniae* se encontraron ejemplares con 4 a 5 por cámara incubatriz.

La tipificación de los ovocitos registrada en este estudio puede ser comparada con la efectuada por Pastorinho y colaboradores (2003) en el trabajo de ovocitos del copépodo *Acartia tonsa*. Los autores también clasifican en tres los estadios pero denominan al primero como inmaduro mientras que en el presente estudio, se denomina previtelogénico. En ambos casos, el tipo celular responde a células de menor tamaño respecto del máximo que puedan alcanzar. En los estadios segundo y tercero, tanto la denominación como la tipificación de las células son coincidentes. El estadio II incluye a ovocitos vitelogénicos con acumulación progresiva de vitelo y el estadio III, pertenece a gametas

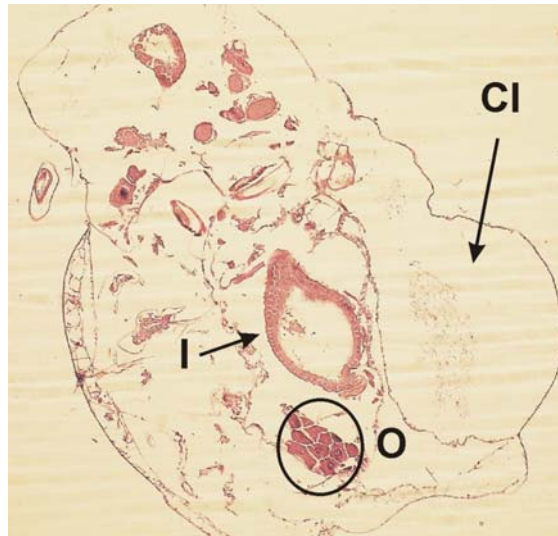


Figura 1. Fotomicrografía de *Moina eugeniae*. Corte longitudinal. Intestino (I), ovario (O) y cámara incubatriz (CI). H y E. x10.



Figura 2. Fotomicrografía de *Moina eugeniae*. Corte longitudinal de los ovarios pares. Ovocitos previtelogénicos (P) y vitelogénicos (V). H y E. x40.

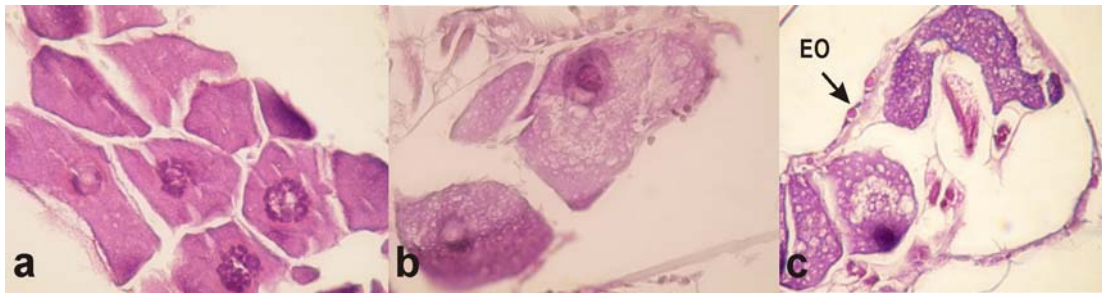


Figura 3. Estadios de maduración de ovocitos de *Moina eugeniae*. **a:** Ovocitos previtelogénicos y vitelogénicos. H y E x 40. **b:** Ovocitos maduros. H y E x100. **c:** Epitelio ovárico simple plano (EO) y ovocitos maduros. H y E x 100.

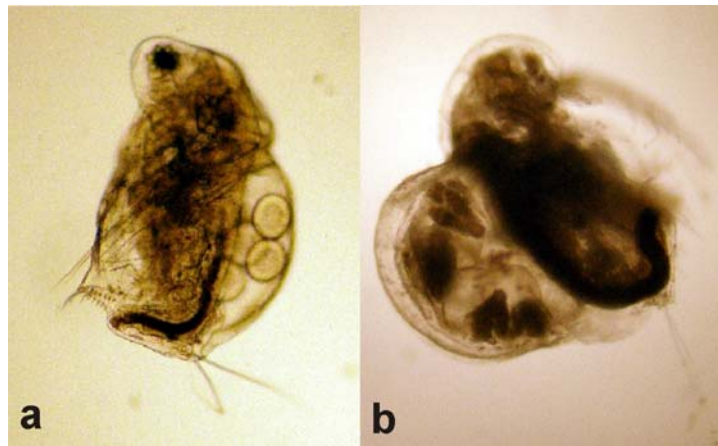


Figura 4. Fotomicrografía de hembra partenogenética de *M. eugeniae* con huevos (a) y con embriones (b). x10.

totalmente maduras con citoplasma cubierto por vitelo y gotas lipídicas.

No se observaron células foliculares acompañantes de los ovocitos ni membrana vitelina. Se acepta que este arreglo es común en las especies con reproducción partenogenética. Dicha membrana tiene por función el reconocimiento del espermatozoide de la correspondiente especie; la ausencia de machos en los sucesivos muestreos explicaría la ausencia de membrana vitelina.

Los estudios existentes sobre la biología de *Moina* en condiciones de laboratorio son escasos (Benider *et al.*, 2002) y más aún en los grupos silvestres, por lo que resulta importante determinar características morfológicas e historia de vida, para desarrollar metodologías de propagación controlada que permitan emplear a esta especie como fuente de alimento vivo en acuicultura.

BIBLIOGRAFÍA

- Benider, A., A. Tifnouti, y R. Pourriot.** 2002. Growth of *Moina macrocopa* (Strauss, 1820) (Crustacea, Cladocera): influence of trophic conditions, population density and temperature. *Hydrobiologia*, 468: 1-11.
- Brusca, R. C. y G. J. Brusca.** 2005. Invertebrados. Ed. McGrawHill - Interamericana. España, 1032 pp.
- Erkan, B. M.** 1998. Ultrastructural study on the ovarian wall and the oviduct of the *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda). *Turkish Journal of Zoology*, 22: 351-362.
- Gilbert, J. J.** 1983. Sexual dimorphism in zooplankton (Copepoda, Cladocera and Rotifera). *Annual Review of Ecology and Systematics*, 14: 1-33.
- Goulden, C. E.** 1968. The systematics and evolution of the Moinidae. *Transactions of the American Philosophical Society*, Philadelphia, 58:1-101.
- Kaestner, A.** 1968. *Invertebrate Zoology*. Vol. III. Wiley-Interscience, New York, 523 pp.
- Pastorinho, R., L. Vieira, P. Ré, M. Pereira, P. Bacelar-Nicolau, F. Morgado, J. C. Marques y U. Azeiteiro.** 2003. Distribution, production, histology and histochemistry in *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoidea) as means for life history determination in a temperate estuary (Mondego estuary, Portugal). *Acta Oecologica*, Vol. 24, Supplement 1, pp. 259-273.
- Pennak R. W.** 1978. *Cladoceros En: Fresh-water Invertebrates of the United States*. The Ronald Press Company New York, 350-387 pp.
- Prieto, M., L. De la Cruz y M. Morales.** 2006. Cultivo experimental del cladócero *Moina sp.* alimentado con *Ankistrodesmus sp.* y *Saccharomyces cereviceae*. *Revista MVZ Córdoba*, 11 (1): 705-714.
- Rottmann, R. W., J. S. Graves, C. Watson y R. P. E. Yanong.** 2003. *Culture Techniques of Moina: The ideal Daphnia for feeding to Fresh-water Fish Fry*. University of Florida. IFAS Extension, Circular 1054.
- Ruppert, E. E. y R. D. Barnes.** 1996. *Zoología de los Invertebrados*. Ed. McGraw Hill Interamericana. Méjico, 1135 pp.
- Smirnov, N. N.** 1971. Chydoridae of the world fauna. *Fauna SSSR*. (n.s.), *Rakoobraznye*, 1(2):1-531. (nauka, Lenigrad) (En ruso).
- Tennet, D. H. y T. A. Ito.** 1971. Study of the oogenesis of *Mepsilla globen* (Linnee). *Journal of Morphology*, 54:347-404.

MORFOLOGÍA DE *Lapillus* DE SILURIFORMES PARANO-PLATENSES

D. V. FUCHS¹ & A. V. VOLPEDO^{1, 2, 3}

1 Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160, Ciudad Universitaria, C1428EGA Buenos Aires, Argentina.

2 Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA), Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires. Av. Chorroarín 280 (C1427CWO)-CABA.

3 CONICET.

danifuchs@bg.fcen.uba.ar

ABSTRACT. The otoliths of fishes are complex polycrystalline, composed mainly by calcium carbonate. The *lapillus* is usually the most conspicuous otolith in Siluriform fishes. Studies of siluriforms' otoliths are scarce at world level. In this paper are studied the *lapilli* of *Ageneiosus inermis*, *Auchenipterus nuchalis*, *Callichthys callichthys*, *Corydoras paleatus*, *Pterodoras granulosus*, *Rhinodoras dorbignyi*, *Pimelodella gracilis*, *Pimelodella laticeps*, *Rhamdia quelen*, *Hypostomus commersoni*, *Loricariichthys anus*, *Paraloricaria vetula*, *Iheringichthys labrosus*, *Luciopimelodus pati*, *Parapimelodus valenciennis*, *Pimelodus albicans*, *Pimelodus argenteus*, *Pimelodus maculatus* and *Sorubim lima*. Fish standard length was registered in millimeters. The otoliths were extracted, described and photographed, and a dichotomical key was made. The results showed that *lapilli* otoliths of the studied species have a great morphological variability; this could be associated to the diversity and ecological plasticity of the siluriforms group. The morphological features that can be used to differentiate the *lapilli* of the studied species are: otolith shape, *sulcus* features, *cisure*, internal face depression and *lapillus* edges. The values of index EL (AOL/LOL)x100 were different in each family of siluriforms. The species of *Loricariidae* present the highest values of EL (>80%), the species of *Doradidae* present the lowest values (53-55%) and the other species present intermediate values.

Key words: otoliths, *lapillus*, siluriformes, Parano-Platenses fishes.

Palabras clave: otolitos, *lapillus*, siluriformes, peces Parano-Platenses.

INTRODUCCIÓN

Los otolitos de los teleósteos son complejos cuerpos policristalinos, compuestos principalmente por carbonato de calcio, que se encuentran inmersos dentro de una matriz orgánica (Carlström, 1963; Gauldie, 1993; Campana, 1999). Están ubicados en el oído interno de los peces óseos y están asociados con la función auditiva y del equilibrio (Popper y Lu, 2000).

Los otolitos son utilizados como herramientas en estudios que abarcan diversos aspectos como: paleoecología (Nolf, 1995), paleobiogeografía (Elder

et al., 1996), filogenia (Assis, 2003; 2005), edad y crecimiento (Francis y Campana, 2004), determinación de stocks pesqueros (Campana, 2005; Volpedo y Fernández Cirelli, 2006; Volpedo *et al.*, 2007), monitoreo ambiental (Burke *et al.*, 1993), migraciones verticales y horizontales de peces (Campana *et al.*, 2007), ecología trófica (Nonogaki *et al.*, 2007) y ecomorfología (Torres *et al.*, 2000; Tuset *et al.*, 2003; Volpedo y Echeverría, 2003; Volpedo *et al.*, 2008).

De los tres pares de otolitos, generalmente para los estudios antes mencionados, se utiliza la *sagitta* porque

posee un mayor tamaño que los demás otolitos. Sin embargo, en el caso del orden de los Siluriformes el *lapillus* suele ser el otolito más conspicuo; el siguiente en tamaño sería el *asteriscus* y por último la *sagitta* (Frost, 1925).

Los estudios sobre la morfología de los otolitos de Siluriformes son escasos. Estos trabajos han sido iniciados en peces de América del Norte por Adams (1940) y Tilak (1963). En años recientes Assis (2003; 2005) estudió la morfología del *asteriscus* y del *lapillus* de diversas especies de teleósteos de la costa portuguesa y su asociación con la filogenia. En la Argentina, son limitados los trabajos sobre los otolitos de los Siluriformes, restringiéndose a los estudios realizados por Mollo (1981) en Siluriformes de la Laguna de Chascomús (Buenos Aires) y a los realizados por Martínez y Monasterio de Gonzo (1991) en los ríos Bermejo y Juramento (Salta).

Los objetivos de este trabajo son caracterizar morfológicamente los *lapilli* de los Siluriformes Parano-Platenses y elaborar una clave dicotómica para su identificación, estableciendo los patrones morfológicos de la cara interna, externa y vista lateral de los *lapilli*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudian 462 ejemplares, representantes de 6 familias de Siluriformes, procedentes de la provincia zoogeográfica Parano-Platense, que es la que presenta la mayor biodiversidad íctica (Menni, 2004; López y Miquelarena, 2005). Las especies estudiadas y su procedencia se presentan en la Tabla 1. Los ejemplares provienen de la pesca deportiva y comercial que se desarrolla en el área Parano-Platense.

De cada individuo se registra la longitud estándar (LS) en mm, se les extraen los otolitos *lapilli*, se los describe y fotografía. Se elabora una clave dicotómica para identificar las especies estudiadas en base a la morfología de sus *lapilli*, en ella se

utiliza la nomenclatura propuesta por Fuchs (2008). Además se registran los siguientes caracteres morfométricos: el ancho máximo (AOL) y la longitud máxima del *lapillus* (LOL) en mm con microscopio estereoscópico con un error menor a 0,01mm. Se aplica el índice morfométrico EL: $(AOL/LOL) \times 100 \%$, que evidencia la tendencia en la forma del *lapillus*, Fuchs (2008).

RESULTADOS

Los *lapilli* de las especies estudiadas presentan una gran variabilidad morfológica. Es por ello que no se puede establecer su patrón morfológico en el nivel taxonómico de orden, sino a nivel específico.

Los representantes de la familia *Auchenipteridae* presentan *lapillus* de forma cuadrangular u oblonga. No presentan excisura, y la presencia de escotadura es variable. El *sulcus* es variable. No presentan depresión en la cara interna. Los bordes son irregulares, la cara interna puede ser ligeramente convexa o plana y la externa es plana.

En los callictidos estudiados los *lapilli* presentan forma oblonga. No presentan excisura pero sí escotadura. El *sulcus* es de tipo extendido. Los bordes del *lapillus* son variables.

En el caso de la familia *Doradidae* los *lapilli* presentan forma elongada. Cuentan con excisura, pudiendo tener o no escotadura, el *sulcus* es variable y puede existir una depresión en la cara interna. Los bordes son irregulares, la cara interna es convexa y la externa cóncava u ondulada.

Los *lapilli* de la familia *Heptapteridae*, presentan en general forma cuadrangular (excepto los de *P. laticeps* que poseen forma subcircular), además tienen variabilidad en la presencia de excisura y escotadura y en el tipo de bordes. La cara interna es ligeramente convexa y la externa puede ser convexa u ondulada. El *sulcus* es de tipo abierto.

Tabla 1. Especies estudiadas, tallas y procedencia. LS: longitud estándar (mm); se presentan los valores mínimos y máximos de LS; n: número de ejemplares.

Espece	n	LS	Procedencia
<i>Auchenipteridae</i>			
<i>Ageneiosus inermis</i>	6	130-440	Río de La Plata, Punta Lara.
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	1	108	Río Paraná.
<i>Callichthyidae</i>			
<i>Callichthys callichthys</i>	2	60-110	Laguna de Chascomús.
<i>Corydoras paleatus</i>	17	29-63	Laguna de Chascomús, Laguna de Lobos.
<i>Doradidae</i>			
<i>Pterodoras granulosus</i>	9	294-370	Río de La Plata, Río Uruguay.
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	2	143-160	Río Uruguay.
<i>Heptapteridae</i>			
<i>Pimelodella gracilis</i>	13	86-130	Río Uruguay.
<i>Pimelodella laticeps</i>	53	23-107	Laguna de Chascomús.
<i>Rhamdia quelen</i>	43	94-320	Río Salado, Laguna de Chascomús, Laguna de Lobos, Laguna de Monte.
<i>Loricariidae</i>			
<i>Hypostomus commersoni</i>	12	195-330	Punta Lara, Laguna de Chascomús, Río Uruguay.
<i>Loricariichthys anus</i>	41	89-445	Río de La Plata, Laguna de Chascomús, Laguna de Lobos.
<i>Paraloricaria vetula</i>	7	320-422	Río de La Plata, Playa municipal (Santa Fe).
<i>Pimelodidae</i>			
<i>Iheringichthys labrosus</i>	9	76-240	Río de La Plata, Río Sarmiento, Río Paraná.
<i>Luciopimelodus pati</i>	28	105-970	Río de La Plata, Río Sarmiento, Río Paraná, Río Uruguay, Boca cerrada (Santa Fe).
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	127	51-240	Río de La Plata, Río Sarmiento, Río Salado, Laguna de Chascomús.
<i>Pimelodus albicans</i>	49	38-345	Río de La Plata, Río Sarmiento, Río Salado, Río Paraná, Punta Lara.
<i>Pimelodus argenteus</i>	4	105-150	Río de La Plata, Río Sarmiento.
<i>Pimelodus maculatus</i>	21	44-235	Río de La Plata, Río Luján, Punta Lara.
<i>Sorubim lima</i>	18	24-142	Río Paraná, Punta Lara.

Tabla 2. Rango de valores de los caracteres morfométricos (AOL y LOL) e índice EL de los otolitos lapilli para las diferentes especies estudiadas. LOL: largo máximo del otolito lapillus; AOL: ancho máximo del otolito lapillus; LS: longitud estándar del pez; EL: (AOL/LOL)x100; X: valor medio; DE: desvío estándar. * No se presenta el valor del DE por tratarse de un solo ejemplar.

Familia Especie	LS (mm)	LOL (mm) X ± DE	AOL (mm) X ± DE	EL X ± DE
<i>Auchenipteridae</i>				
<i>A. inermis</i>	130-440	2,17 ± 0,76	1,5 ± 0,57	69 ± 4
<i>A. nuchalis</i> *	108	2,30	1,50	65
<i>Callichthyidae</i>				
<i>C. callichthys</i>	60-110	1,55 ± 0,49	1,05 ± 0,35	68 ± 1
<i>C. paleatus</i>	29-63	1,12 ± 0,19	0,71 ± 0,14	64 ± 5
<i>Doradidae</i>				
<i>P. granulatus</i>	294-370	4,13 ± 0,41	2,27 ± 0,25	55 ± 4
<i>R. dorbignyi</i>	143-160	2 ± 0	1,05 ± 0,07	53 ± 4
<i>Heptapteridae</i>				
<i>P. gracilis</i>	86-130	2,50 ± 0,32	1,68 ± 0,21	67 ± 6
<i>P. laticeps</i>	23-107	2,05 ± 0,7	1,51 ± 0,55	73 ± 6
<i>R. quelen</i>	94-320	3,55 ± 1,06	2,21 ± 0,62	62 ± 3
<i>Loricariidae</i>				
<i>H. commersoni</i>	195-330	1,99 ± 0,38	1,58 ± 0,24	80 ± 4
<i>L. anus</i>	89-445	1,83 ± 0,65	1,49 ± 0,47	83 ± 8
<i>P. vetula</i>	320-422	2,17 ± 0,32	1,89 ± 0,31	87 ± 7
<i>Pimelodidae</i>				
<i>I. labrosus</i>	76-240	2,22 ± 0,67	1,49 ± 0,3	69 ± 7
<i>L. pati</i>	105-970	2,99 ± 1,03	2,36 ± 0,89	79 ± 7
<i>P. valenciennis</i>	51-240	2,41 ± 0,63	1,52 ± 0,38	64 ± 6
<i>P. albicans</i>	38-345	2,39 ± 1,02	1,6 ± 0,64	69 ± 7
<i>P. argenteus</i>	105-150	1,90 ± 0,40	1,43 ± 0,32	75 ± 3
<i>P. maculatus</i>	44-235	1,83 ± 0,78	1,36 ± 0,52	76 ± 6
<i>S. lima</i>	24-142	1,78 ± 0,44	1,15 ± 0,24	65 ± 4

En la familia *Loricariidae*, los *lapilli* poseen forma subcircular o globosa, o sea que en estas especies el eje de deposición del carbonato de calcio en el *lapillus* es dorso-ventral, a diferencia del resto de los Siluriformes estudiados. Los *lapilli* de los loricáridos no presentan excisura ni escotadura, pueden presentar o no una depresión en la cara interna. Su tipo de *sulcus* es variable. Los bordes y ambas caras son variables.

Para la familia *Pimelodidae*, los *lapilli* presentaron gran variabilidad en todos los caracteres morfológicos estudiados tanto en el aspecto general del otolito como en la topografía de la cara interna. Esta variabilidad se ma-

nifestó en la forma del otolito (oblongo o cuadrangular), en la presencia de escotadura, excisura y depresión en la cara interna, en el *sulcus* y en los bordes.

Las características morfológicas que permiten diferenciar entre sí a los *lapilli* de las especies estudiadas en este trabajo son: la forma del otolito, el tipo del *sulcus*, la escotadura, la excisura, la depresión ubicada en la cara interna y los bordes.

En la Tabla 2, se observa que si bien los otolitos de *P. granulatus*, *R. quelen* y *L. pati* presentaron los valores más altos en el ancho y largo del otolito *lapilli* estos valores están asociados a que los peces de estas especies presentaron las tallas más gran-

des. Lo mismo se observa en el caso de *C. callichthys* y *C. paleatus*, aunque en este caso se trata de los valores más bajos, siendo estos los ejemplares de tallas más pequeñas.

Los valores del índice EL (AOL/LOL) x100 se presentan en la Tabla 2. Las especies pertenecientes a la familia *Loricariidae* presentan los valores de EL mayores (>80%), mientras que los

de la familia *Doradidae* presentan los menores valores (53-55%); el resto de las especies presentan valores intermedios.

Clave de identificación de Siluriformes a través de la morfología de los lapilli

- 1.- Forma globosa o subcircular.....2
- 1´- Forma cuadrangular, elongada u oblonga.....5
- 2.- Forma globosa, *sulcus* abierto y breve. No presenta excisura ni escotadura. La meseta es prominente. Tiene una depresión en la cara interna que abarca las tres cuartas partes posteriores del borde dorsal.....*P. vetula* (Figura 1a)
- 2´- Forma subcircular.....3
- 3.- *Sulcus* abierto. Sin excisura, con escotadura.....*P. laticeps* (Figura 1b)
- 3´- *Sulcus* extendido.....4
- 4.- Bordes ventral y dorsal irregulares. En vista laterodorsal la cara interna es plana y la externa es ondulada. El extremo posterior posee estrias.....*H. commersoni* (Figura 1c)
- 4´- Borde ventral irregular, borde dorsal regular. En vista laterodorsal la cara interna es convexa y la externa es plana.....*L. anus* (Figura 1d)
- 5.- Forma cuadrangular.....6
- 5´- Forma elongada u oblonga.....10
- 6.- Con *sulcus* abierto.....7
- 6´- Con *sulcus* extendido.....8
- 7.- Con excisura y escotadura, con meseta no extendida.....*R. quelea* (Figura 2a)
- 7´- Sin excisura ni escotadura, con meseta extendida hasta donde convergen el borde dorsal y el extremo posterior.....*P. gracilis* (Figura 2b)
- 8.- Con escotadura y excisura. Con depresión profunda en la cara interna, de forma redondeada, ubicada posterior a la meseta y próxima al borde ventral.....*P. albicans* (Figura 2c)
- 8´- Con escotadura, sin excisura. Depresión en la cara interna, si está presente, es somera.....9
- 9.- Con depresión somera en la cara interna, posterior a la meseta y cercana al borde ventral. Con bordes regulares.....*P. argenteus* (Figura 2d)
- 9´- Sin depresiones en la cara interna. Con bordes irregulares.....*A. inermis* (Figura 2e)
- 10.- Forma elongada.....11
- 10´- Forma oblonga.....12
- 11.- Con *sulcus* abierto. Con excisura. Con depresión en la cara interna, ubicada paralela al borde dorsal, ocupando desde la mitad del otolito hasta el extremo posterior. Presenta una meseta muy marcada
.....*P. granulatus* (Figura 4a)
- 11´- Con *sulcus* extendido. Con excisura y escotadura.....
.....*R. dorbignyi* (Figura 4b)
- 12.- Con escotadura y excisura.....13

- 12´- Sólo una de las dos características (con escotadura, sin excisura ó con excisura, sin escotadura) ó ambas ausentes.....16
- 13.- Con *sulcus* abierto. Con depresión somera en la cara interna, ubicada en el sitio donde contactan el borde ventral con el extremo posterior.....
.....*P. valenciennis* (Figura 3a)
- 13´- Con *sulcus* extendido.....14
- 14.- Con depresión en la cara interna ubicada posterior a la meseta y próxima al borde ventral. Con bordes regulares
.....*P. maculatus* (Figura 3b)
- 14´- Sin depresión en la cara interna15
- 15.-Con bordes irregulares.....*I. labrosus* (Figura 3c)
- 15´- Con bordes regulares.....*L. pati* (Figura 3d)
- 16.- Con excisura, sin escotadura.....17
- 16´- Sin excisura.....18
- 17.- Con bordes regulares. En vista laterodorsal la cara interna es plana y la cara externa es convexa.....*C. callichthys* (Figura 3e)
- 17´- Con bordes irregulares. En vista laterodorsal la cara interna es levemente cóncava y la cara externa es plana.....*C. paleatus* (Figura 3f)
- 18.- Con escotadura. Con una muesca en el extremo posterior, cercana al borde dorsal.....*S. lima* (Figura 3g)
- 18´- Sin escotadura. Sin muescas en el extremo posterior.....
.....*A. nuchalis* (Figura 3h)

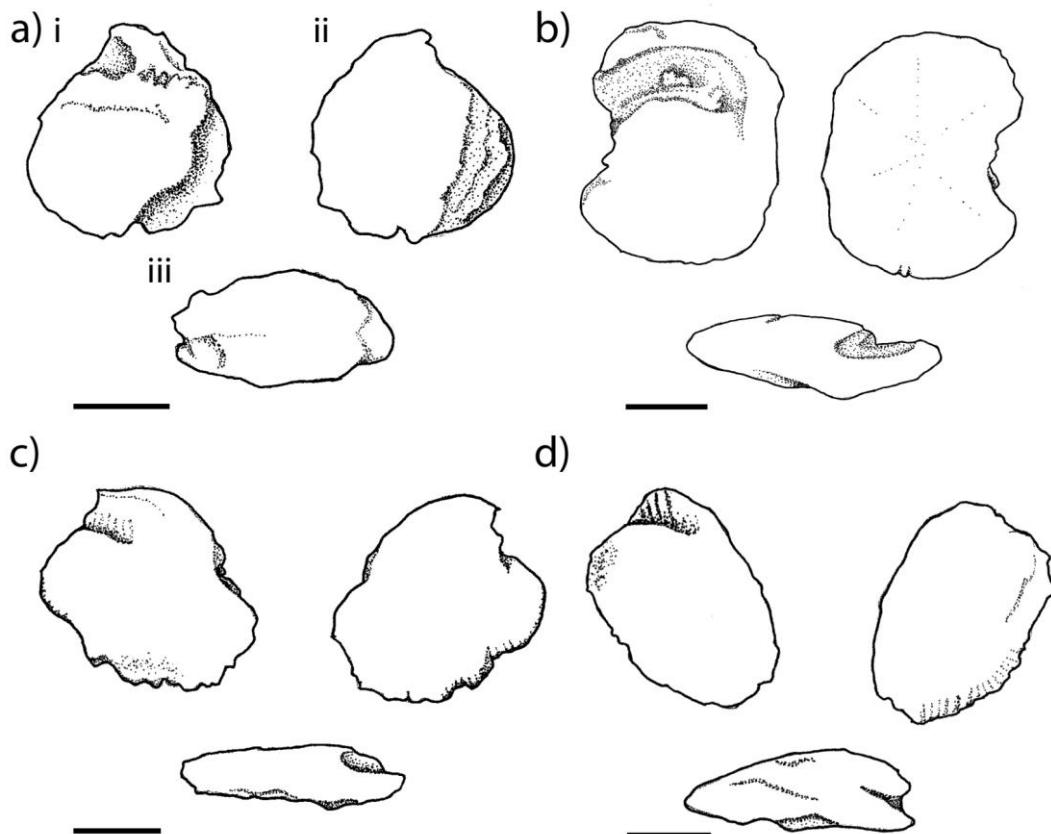


Figura 1. Esquema de lapilli de formas subcircular y globosa. a) *P. vetula*, b) *P. laticeps*, c) *H. commersoni* y d) *L. anus*. i-cara interna, ii-cara externa, iii-cara laterodorsal. Escala 1mm.

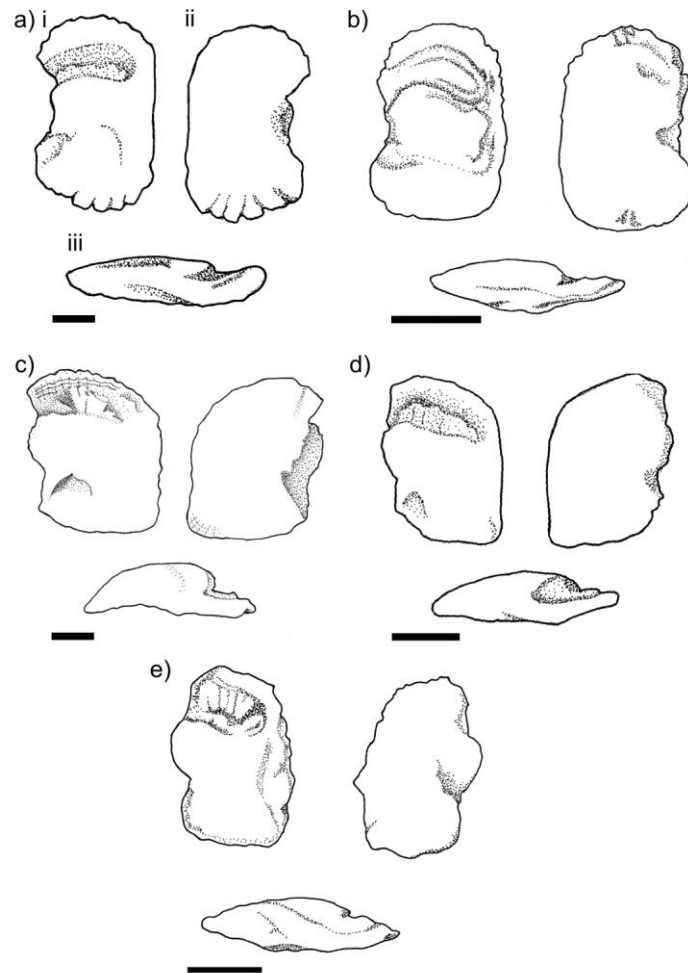


Figura 2. Esquema de lapilli de forma cuadrangular. a) *R. quelen*, b) *P. gracilis*, c) *P. albicans*, d) *P. argenteus* y e) *A. inermis*. i-cara interna, ii-cara externa, iii-cara laterodorsal. Escala 1mm.

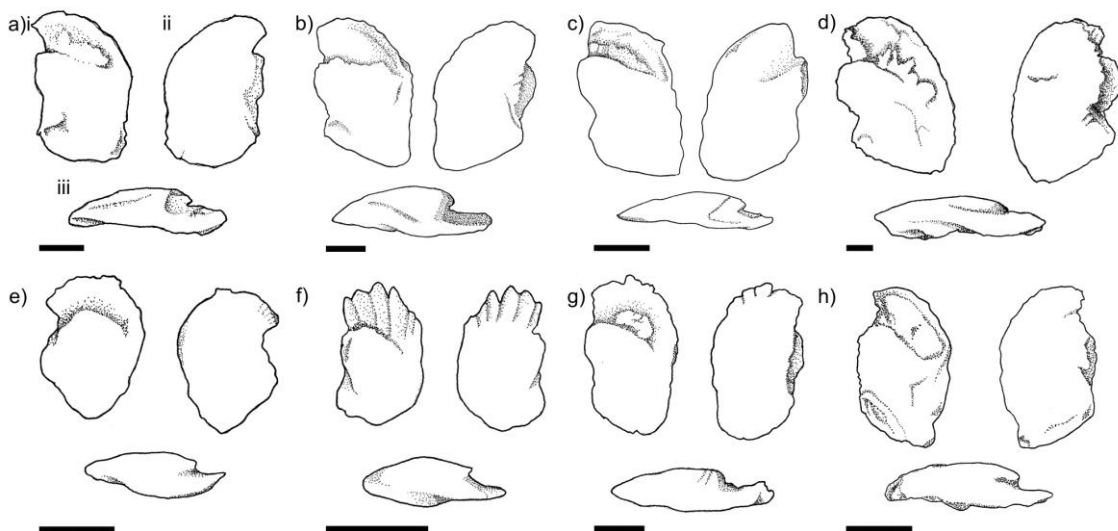


Figura 3. Esquema de lapilli de forma oblonga. a) *P. valenciennis*, b) *P. maculatus*, c) *I. labrosus*, d) *L. pati*, e) *C. callichthys*, f) *C. paleatus*, g) *S. lima*, y h) *A. nuchalis*. i-cara interna, ii-cara externa, iii-cara laterodorsal. Escala 1mm.

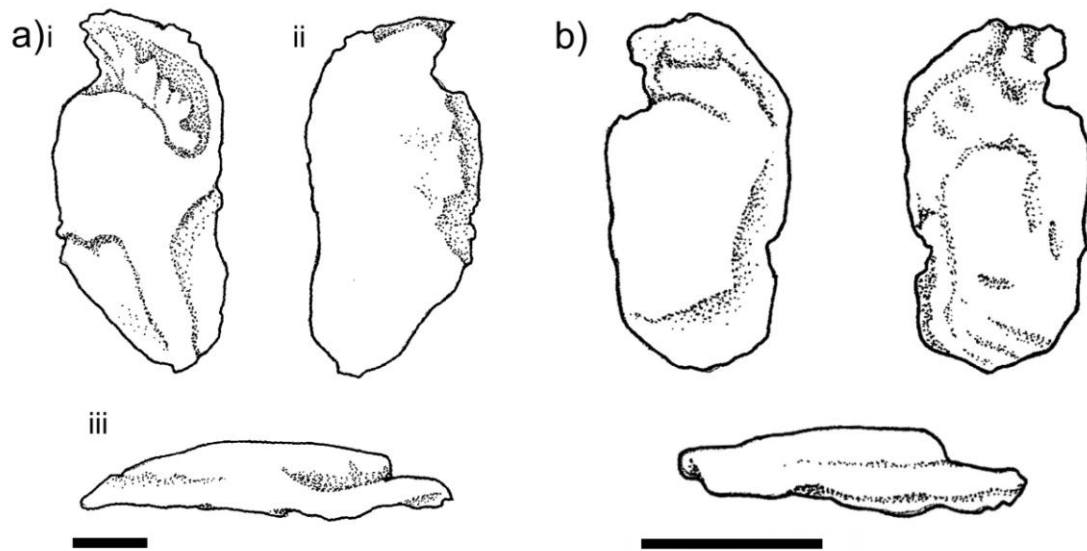


Figura 4. Esquema de lapilli de forma elongada. a) *P. granulatus* y b) *R. dorbignyi*. i-cara interna, ii-cara externa, iii-cara laterodorsal. Escala 1mm.

DISCUSIÓN

El otolito *lapillus* de las especies estudiadas presenta una gran variabilidad morfológica, lo que coincide con lo encontrado por Martínez y Monasterio de Gonzo (1991) y Mollo (1981) al estudiar los otolitos de otros Siluriformes (de la provincia de Salta y la Laguna de Chascomús respectivamente). Esto podría estar asociado a la diversidad del grupo y a la plasticidad ecológica del mismo (De Pinna, 1998; Menni, 2004). Es por ello que no se puede establecer un patrón morfológico de los *lapilli* en el nivel taxonómico de orden, sino a nivel específico.

Los otolitos pueden presentar cinco formas predominantes: forma oblonga, elongada, cuadrangular, subcircular y globosa (Fuchs, 2008). La forma oblonga es la más frecuente, la poseen el 42% de las especies estudiadas, por lo que podemos decir que el carbonato de calcio se deposita preponderantemente en el eje antero-posterior de los otolitos *lapilli*, como lo indican Martínez y Monasterio de Gonzo (1991). Sin embargo en algunas especies, como

las de la familia *Loricariidae*, el predominio de deposición del carbonato de calcio presente en la endolinfa del oído interno, se presenta en el eje dorso-ventral. En esta familia el índice EL presenta valores mayores al 80%, siendo sus otolitos de forma subcircular o globosa. Los *lapilli* de los Siluriformes presentan dos tipos de *sulcus* el abierto y el extendido. El *sulcus* extendido es el más frecuente en los *lapilli* del grupo (67%). Los porcentajes de presencia de escotadura, excisura y depresión en la cara interna del *lapillus* son variables.

El otolito *lapillus* de los Siluriformes presenta una gran variabilidad morfológica, que reflejaría la diversidad del grupo tanto en su filogenia como en los ambientes que frecuentan. Esta variabilidad también se refleja en su morfometría donde Volpedo y Fuchs (2009) hallaron diferencias significativas entre los *lapilli* de diferentes ecotipos de siluriformes. La forma del *lapillus* así como las características de la topografía de la cara interna son caracteres diagnósticos, por lo que estas estructuras pueden ser utiliza-

das en estudios de ecología trófica. En este trabajo se ha descrito por primera vez la morfología del *lapillus* de *A. inermis*, *A. nuchalis*, *R. dorbignyi*, *H. commersoni*, *P. vetula*, *P. gracilis*, *I. labrosus* y *L. pati*.

Los otolitos son una herramienta de gran importancia en la conservación de la biodiversidad de ictiófagos ya que permiten identificar a las "presas claves" en su dieta y elaborar las tramas tróficas de una región; por lo que este tipo de trabajos debieran intensificarse a fin de contar con elementos para la conservación de ictiófagos en la región Parano-Platense.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Buenos Aires (UBACyT X 504), a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPCyT) y al CONICET por el apoyo financiero.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams, L. A.** 1940. Some characteristic otoliths of American Ostariophysi. *Journal of Morphology*, 66 (3): 497-527.
- Assis, C. A.** 2003. The lagenar otoliths of teleosts: their morphology and its application in species identification, phylogeny and systematics. *Journal of Fish Biology*, 62: 1268-1295.
- Assis, C. A.** 2005. The utricular otoliths, *lapilli*, of teleosts: their morphology and relevance for species identification and systematics studies. *Scientia Marina*, 69(2): 259-273.
- Burke, J. S., D. S. Peters y G. Y. Hanson.** 1993. Morphological indices and otolith microstructure of Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, as indicators of habitat quality along an estuarine pollution gradient. *Environmental Biology of Fishes*, 36: 25-33.
- Campana, S. E.** 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series*, 188: 263-297.
- Campana, S. E.** 2005. Otolith elemental composition as a natural marker of fish stocks. *En: Cadrin, S. X., K. D. Friedland and J. R. Waldman (Eds), Stock Identification Methods*, Academic Press, N.Y.: 227-245.
- Campana, S. E., A. Valentín, J. M. Sevigny y D. Power.** 2007. Tracking seasonal migrations of redbfish (*Sebastes* spp.) in and around the Gulf of St. Lawrence using otolith elemental fingerprints. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64: 6-18.
- Carlström, P.** 1963. A crystallographic study of vertebrate otolith. *The Biological Bulletin (Woods Hole)*, 125: 441-463.
- De Pinna, M. C. C.** 1998. Phylogenetic relationship of Neotropical Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi): History overview and synthesis of hypotheses. *En: L. R. Malabarba, R. R. Reis, R. P. Vari, Z. M. Lucena y C. A. S. Lucena (Eds), Phylogeny and Classification of Neotropical fishes*, Porto Alegre, Edipucrs: 279-330.
- Elder, K. L., G. A. Jones y G. Bolz.** 1996. Distribution of otoliths in superficial sediment of the US. Atlantic continental shelf and slope and potential for reconstructing Holocene fish stocks. *Paleoceanography*, 11(3): 359-367.
- Francis, R. I. C. C. y S. E. Campana.** 2004. Inferring age from otolith measurements: a review and a new approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 1269-1284.
- Frost, G. A.** 1925. A comparative morphology of the otoliths of the Neopterygian fishes (Ostariophysi). *The Annals of the Magazine of Natural History*, 16: 433-446.
- Fuchs, D. V.** 2008. Patrones Ecomorfológicos del otolito en Siluriformes Parano-Platenses. Tesis de Licenciatura, Universidad de

- Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.
- Gauldie, R. W.** 1993. Polymorphic crystalline structure of fish otoliths. *Journal of Morphology*, 218: 1-28.
- López, H. L. y A. M. Miquelarena.** 2005. Biogeografía de los peces continentales de la Argentina. *En*: J. Llorente Bousquets y J. J. Morrone (Eds.), Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines, Primeras Jornadas biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y entomología sistemática (RIBES XII.I-CYTED), México, D. F., 1° Edición: 509-550.
- Martínez, V. y G. Monasterio de Gonzo.** 1991. Clave de identificación de algunos peces siluriformes en base al estudio de sus otolitos. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 22(2): 253-263.
- Menni, R. C.** 2004. Peces y ambientes en la Argentina continental. *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, Buenos Aires, Argentina, 5: 1-316.
- Mollo, S. M.** 1981. Otolitos de peces de la laguna de Chascomús (provincia de Buenos Aires). Análisis y consideraciones para su identificación en estudios tróficos. *Limnobiología*, 2(4): 253-263.
- Nolf, D.** 1995. Studies on fossil otoliths: The state of the art. *En*: D. H. Secor, J. M. Dean y S. E. Campana (Eds.), Recent Developments in Fish Otolith Research, University of South Carolina Press: 513-544.
- Nonogaki, H., J. A. Nelson y W. P. Patterson.** 2007. Dietary histories of herbivorous lorocariid catfishes: evidence from $\delta^{13}C$ values of otoliths. *Environmental Biology of Fishes*, 78: 13-1.
- Popper, A. N. y Z. Lu.** 2000. Structure-function relationship in fish otolith organs. *Fisheries Research*, 46: 15-25.
- Tilak, R.** 1963. Studies on the comparative morphology of the otoliths of Indian siluroids. *Zoologischer Anzeiger*, 173: 181-201.
- Torres, G. J., A. Lombarte y B. Morales-Nin.** 2000. Variability of the *sulcus acusticus* in the sagittal otolith of the genus *Merluccius* (Merlucciidae). *Fisheries Research*, 46: 5-13.
- Tuset, V. M., Lombarte, A., A. González, J. F. Pertusa y M. J. Lorente.** 2003. Comparative morphology of the sagittal otolith in *Serranus* spp. *Journal of Fish Biology*, 63(6): 1491-1504.
- Volpedo, A. V. y D. D. Echeverría.** 2003. Ecomorphological patterns of the *sagitta* in fish associated with bottom marine shelf in the Mar Argentino. *Fisheries Research*, 60: 551-560.
- Volpedo A. V. y A. Fernández Cirelli.** 2006. Otolith chemical composition as a useful tool for sciaenids stock discrimination in Southwestern Atlantic. *Scientia Marina*, 70(2): 325-334.
- Volpedo, A. V., P. Miretzky y A. Fernández Cirelli.** 2007. Stocks pesqueros de *Cynoscion guatucupa* y *Micropogonias furnieri* de la costa atlántica de Sudamérica: comparación entre métodos de identificación. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 165: 115-130.
- Volpedo, A. V., A. D. Tombari y D. D. Echeverría.** 2008. Ecomorphological patterns of the *sagitta* of Antarctic fish. *Polar Biology*, 31(5): 635-640.
- Volpedo, A. V. y D. V. Fuchs.** 2009. Ecomorphological patterns of the *lapilli* of Paranoplatense Siluriforms (South America). *Fisheries Research* (*in press*)

EL ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS Y LA CALIDAD DEL AGUA: INDICADORES TAXONÓMICOS Y FUNCIONALES EN ARROYOS PAMPEANOS

M. E. GARCÍA^{1, 2}, A. RODRÍGUES CAPÍTULO²
& L. FERRARI^{3, 4}

*1 Programa de Ecología Acuática, Dpto. Ciencias Básicas,
Universidad Nacional de Luján.*

*2 ILPLA-Instituto de Limnología "Dr Raúl A. Ringuelet"
UNLP-CONICET La Plata.*

3 Comisión de Investigaciones Científicas (CIC-Pcia. Buenos Aires).

*4 Programa de Ecofisiología Aplicada, Dpto. Ciencias Básicas,
Universidad Nacional de Luján
mareugar@mail.retina.ar*

ABSTRACT. The use of benthic invertebrates is considered and recognized at present as one of the better methodological alternative to detect early modifications or contamination from diffuse origin. The objective of this work was to evaluate the biological quality of two regional pampean plain streams by means of taxonomic and functional indicators of the whole of invertebrates assemblages and to compare the utility of the different applied indicators. The selected streams belong to the Rio de La Plata basin, with different anthropogenic impact. Over a period of two years, the physico-chemical parameters and the benthic invertebrates and those present in the vegetation, of these lotic systems were assessed in samplings sites located upstream and downstream. Taxonomic and functional feeding groups, of the invertebrate assemblages were analyzed. The estimated taxonomic indicators reflected seasonal differences and the valuation of the quality of the sites were different and variable depending on the parameter and the taxonomical level used. Even so, the density of the most abundant family, the abundance of Ephemeroptera-Trichoptera (ET), the ET/total and ET/Oligochaeta relations resulted useful to establish differences between sites and streams. The collectors appeared as the dominant functional feeding group in all the sites. No significant differences were observed in the composition of the functional feeding groups of the invertebrate assemblages from headwaters to the mouth of both streams. Then these indicators would not be efficient to evaluate the environmental quality of these systems.

Key words: invertebrates, pampean streams, taxonomic and functional indicators, water quality.

Palabras clave: invertebrados, arroyos pampeanos, indicadores taxonómicos y funcionales, calidad de agua.

INTRODUCCIÓN

La alta diversidad taxonómica, de los tipos de alimentación y ciclos de vida, hacen de los invertebrados buenos indicadores dado que ofrecen un amplio espectro de respuestas a las

perturbaciones (Alonso y Camargo, 2005). Las principales ventajas de utilizar a los invertebrados en la bioindicación son: 1) reflejan la condición ecológica del sitio, 2) integran los efectos de los impactos de diferentes factores de perturbación, 3) acumulan en

el tiempo las consecuencias de las perturbaciones recibidas, 4) responden sensiblemente a los impactos difusos (Barbour *et al.*, 1999; Segnini, 2003).

La sensibilidad-tolerancia de los invertebrados a factores físico-químicos es utilizada para interpretar y estimar los valores de indicación (V_x =valoración ecológica) en los diferentes niveles taxonómicos (especies, géneros y/o familias) de los grupos (Carlisle *et al.*, 2007). Esta variedad de rangos de tolerancia a las perturbaciones significa que ante una alteración hay grupos “muy sensibles” (V_x alto) que pueden desaparecer o disminuir su abundancia y grupos “tolerantes” (V_x bajo) que aumentan sus densidades. Entre los grupos más sensibles a las alteraciones de los ecosistemas acuáticos están las larvas acuáticas de insectos tricópteros, efemerópteros, plecópteros y las larvas y adultos de algunos coleópteros (Domínguez *et al.*, 2001, Romero, 2001, Angrisano y Korob, 2001). El índice EPT (efemerópteros, plecópteros y tricópteros) es utilizado en varios países como indicador de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos y se asume que a mayor valor del mismo mejor es la calidad del sitio. Sin embargo éste índice no resultaría *a priori* un indicador apropiado para los arroyos pampeanos dado que la representación de estos grupos es escasa o nula en estos ambientes y que existen todavía falencias en el conocimiento taxonómico de las especies regionales y de sus tolerancias a los cambios ambientales.

Entre los grupos que muestran una gran resistencia a las perturbaciones y a la contaminación se encuentran algunas especies de oligoquetos, nematodos, dípteros y algunas familias de moluscos; estos grupos presentan en general alta tolerancia a compuestos tóxicos o corta duración de sus ciclos de vida, permitiendo soportar condiciones adversas (Domínguez y Fernández, 1998; Fernández *et al.*, 2006; Ocón *et al.*, 2004; Rodríguez

Capítulo *et al.*, 2001). Finalmente, un bajo valor relativo de la relación entre grupos con buena y mala valoración ecológica relativa como por ejemplo de efemerópteros-tricópteros/quironómidos y efemerópteros-tricópteros/oligoquetos reflejaría un ambiente de mala calidad.

Un complemento posible a los bioindicadores basados en la composición taxonómica y para mayor precisión de las estimaciones, es la utilización de grupos funcionales alimentarios (GFA) considerando que la proporción relativa de los diferentes grupos funcionales podría utilizarse como una aproximación de la calidad de un sitio (Palmer, *et al.*, 1996, Fernández *et al.*, 2006). Por ejemplo, el aumento de nutrientes provoca un aumento de los productores primarios, lo que genera un cambio en la estructura trófica y en la proporción relativa de los diferentes GFA. En este sentido, se ha comprobado que en ambientes eutrofizados aumenta considerablemente el número de raspadores (Alonso y Camargo, 2005).

El uso de invertebrados bentónicos es considerado y reconocido en la actualidad como una de las mejores alternativas metodológicas para detectar modificaciones tempranas y/o contaminación de origen difuso, razón por la que cada vez son más los países que adoptan los protocolos con invertebrados en los Programas de Gestión de los Recursos Hídricos (Dickens y Graham, 1998; Segnini, 2003; UTEAZTI 2003; Figueroa *et al.*, 2003). Para lograr implementarla en nuestro país se hace necesario aún, completar los estudios sistemáticos tendientes a identificar las especies nativas, sus requerimientos nutricionales y/o condiciones o rangos de nicho para precisar su valoración ecológica (dada por niveles de tolerancia-sensibilidad) y aprovechar su potencialidad como bioindicadoras. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad biológica de dos arroyos pampeanos mediante el uso y comparación de indicadores taxonómicos y de grupos funcionales

alimentarios del conjunto de invertebrados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

La denominada Franja Costera Sur del Río de La Plata y los ríos y arroyos afluentes en el área del gran Buenos Aires y hasta las ciudades de La Plata y Berisso, muestran distinto grado de contaminación por el impacto (directo o indirecto) proveniente de las áreas urbanas-rurales de la región (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997). Se seleccionaron dos cuerpos de agua de esta cuenca (los arroyos Juan Blanco y Buñirigo ubicados en el Partido de Magdalena, pertenecientes a la vertiente del Plata), ambos de pendiente muy escasa (menor al 1%), con nacientes en una zona de bañados y aguas intermitentes (ocasionalmente secos en verano) y receptores de descargas contaminantes de actividades regionales. El arroyo Juan Blanco tiene una extensión total aproximada de 25 km y atraviesa en su tramo medio e inferior una Reserva de biósfera UNESCO y en las cercanías se desarrollan actividades agrícolas ganaderas de tipo extensivas. El arroyo Buriñigo tiene una longitud total aproximada de 36 km (se divide en dos brazos de los cuales el cauce principal tiene 22 km) y en su cuenca media baja es receptor de descargas de una industria de alimentos y de una curtiembre. En cada uno de éstos arroyos se seleccionaron dos sitios de muestreo ubicados respectivamente en la parte superior e inferior de las cuencas. En el arroyo Juan Blanco, sitio 1 (JB1) a los 35° 14' 11" S y 57° 31' 16" W a 2 km de las nacientes y sitio 2 (JB2, a 18 km del anterior) a 35° 08' 32" S y 57° 26' 24" W (en intersección con la ruta 11) a 20 km de las nacientes y a 5 km de la desembocadura en el Río de la Plata; en el arroyo Buñirigo,

sobre el brazo principal del arroyo el sitio 1 (Bu1) ubicado a los 35° 09' 37" S y 57° 40' 24" W aproximadamente a 2 km de las nacientes y el sitio 2 (Bu2) a los 35° 03' 47" S y 57° 33' 12" W (en intersección con ruta 11) a 16 km de las nacientes a 1 km posterior a una industria de alimentos y a 50 metros de una curtiembre.

Muestras

Se realizaron un total de ocho muestreos (M) estacionales durante dos años desde septiembre de 1999 hasta julio de 2001 (M1=septiembre/99, M2=diciembre/99, M3=marzo/00, M4=junio/00, M5=septiembre/00, M6=diciembre/00, M7=abril/01, M8=julio/01) en los cuatro sitios en los cuales se registraron *in situ* parámetros físico-químicos de rutina (Tabla 1). Se extrajeron muestras bentónicas con draga de Ekman de 100 cm² de superficie modificada para trabajar en lugares someros, e invertebrados presentes en la vegetación mediante cuatro pasadas de colador (superficie de 153 cm²) entre las macrófitas sumergidas. El material biológico colectado fue fijado *in situ* (con formol al 5 %) fue transportado en frascos plásticos con agua y plantas del lugar. En el laboratorio, se procedió al lavado de sedimento con tamiz de 150 µm de abertura de malla, obtención de alicuotas representativas (25 o 50 %) en muestras abundantes con un fraccionador tipo Folson, tinción de organismos con eritrocina B y fijación con alcohol (80 %) para la posterior identificación y recuento bajo microscopio óptico. Se aplicaron técnicas microscópicas especiales para algunos invertebrados, utilizando claves taxonómicas generales y regionales para los diferentes grupos presentes (Merritt y Cummins, 1986; Lopretto y Tell, 1995; Fernández y Domínguez, 2001).

Tabla 1. Máximos y mínimos de los ocho muestreos estacionales para los parámetros físico- químicos registrados aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2).

parámetro/sitio	JB1	JB2	Bu1	Bu 2
OD mg/L	4.5-8.6	4.0-6.7	4.8-9.6	0.2-7.2
T °C	12.0-29.0	12.3-29.3	13.0-29.5	12.2-30.9
Cond uS/cm	160-327	216-1288	168-370	780-3410
pH	6.5-7.7	6.7-8.2	6.5-7.7	6.5-8.4
MO %ps	6.0-10.8	4.8-16.8	8.3-15.5	4.6-17.8
DBO mg/L	4.0-16.0	1.0-5.0	5.0-13.0	2.0-14.0
DQO mg/L	30-115	77-107	70-72	95-113
PRS mgP/L	0.04-0.12	0.06-0.56	0.04-0.05	0.05-0.12
NH4+ mgN/L	0.03-0.3	0.04-0.07	0.03-0.06	0.03-0.09
NO2- mgN/L	0.01-0.03	0.01-0.03	0.00-0.01	0.01-0.02
NO3- mgN/L	0.03-0.20	0.03-0.09	0.02-0.08	0.03-0.20

ANÁLISIS DE DATOS

Para cada sitio de estudio de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo se unificaron los datos de los especímenes colectados en cada sitio (bentos y presentes en la vegetación) y se expresaron como densidad (individuos/m²) del complejo zoobentónico para posterior análisis estadístico. A partir de los datos de densidad se calcularon para cada sitio algunos indicadores que se han clasificado en: 1) taxonómicos (de riqueza y abundancia) y 2) funcionales (grupos alimentarios).

Los indicadores taxonómicos aplicados fueron: número de individuos totales (abundancia = N total), número de taxa totales (S= riqueza taxonómica o n taxa total), número de familias totales (riqueza de familias o N fam total), densidad absoluta de la familia más abundante (ni Fam más abundante) y relativa (Fam+abundante/totales), número de efemerópteros y tricópteros (ET): densidad total de individuos (N° ET/m²) y relativa (N° ET/total), número de taxa y familias de efemerópteros y tricópteros (% ni ET/totales y % fam ET/totales), abundancia de oligoquetos: densidad

total de individuos (ni oligo/m²) y relativa (ni oligo/Ntotal), número de taxa oligoquetos (% taxa oligo /total), abundancia de quironómidos: densidad total de individuos y relativa (ni quiro/m² y ni quiro/total), relaciones ET/ quironómidos y ET/ oligoquetos. Los indicadores funcionales aplicados fueron:

% filtradores-colectores/totales,

% raspadores/totales y

% recolectores-colectores/ totales.

Las diferencias entre sitios y arroyos se analizaron mediante Análisis de Varianza (Kruskal Wallis). Los datos de abundancias (ind/m²) fueron estandarizados mediante la aplicación logarítmica: $\ln(n+1)$. Se utilizó software Infostat (2004).

RESULTADOS

La abundancia de invertebrados y la riqueza taxonómica en cada sitio de los arroyos presentaron variaciones estacionales esperables, con un aumento en primavera (M1, M5) y verano (M2, M6). En la mayoría de los muestreos y para ambos arroyos, los grupos vermiformes (oligoquetos naídidos y nematodes) de baja valoración ecológica (Vx=1) resultaron con mayor cantidad de individuos. La comparación

de la densidad (individuos/ m²) de la familia más abundante (nifam +abundante), marcó diferencias significativas entre arroyos y señaló al sitio JB1 diferente a los demás (Tabla 2). En JB1 las densidades (individuos/ m²) fueron muy superiores a los otros sitios, se registraron valores máximos de 40000 nematodos (M6) y entre 10000-15000 de oligoquetos naídos (M5), copépodos cyclopoideos (M8) y nematodos (M1). En JB2 las densidades máximas fueron registradas para los oligoquetos naídos (1000 individuos/ m² en M5) y menores a 5000 el resto de los muestreos también para naídos, anfipo-

dos (Hyaellidae, en M1 y M8) y cladóceros (Familias Dhapnidae y Chydoridae, en M2). En Bu1 los más abundantes fueron los cladóceros (Familias Dhapnidae y Chydoridae) en M1 con aproximadamente 15000 individuos/ m² y en el resto de los muestreos las densidades máximas no superaron los 10000 (naídos, oligoquetos, quironómidos y nematodos). En Bu2, las densidades máximas fueron de 300000 copépodos harpacticoideos (M2) y 15000 nematodos (M1); manteniendo valores menores a 50000 para el resto de los casos (Figura 1).

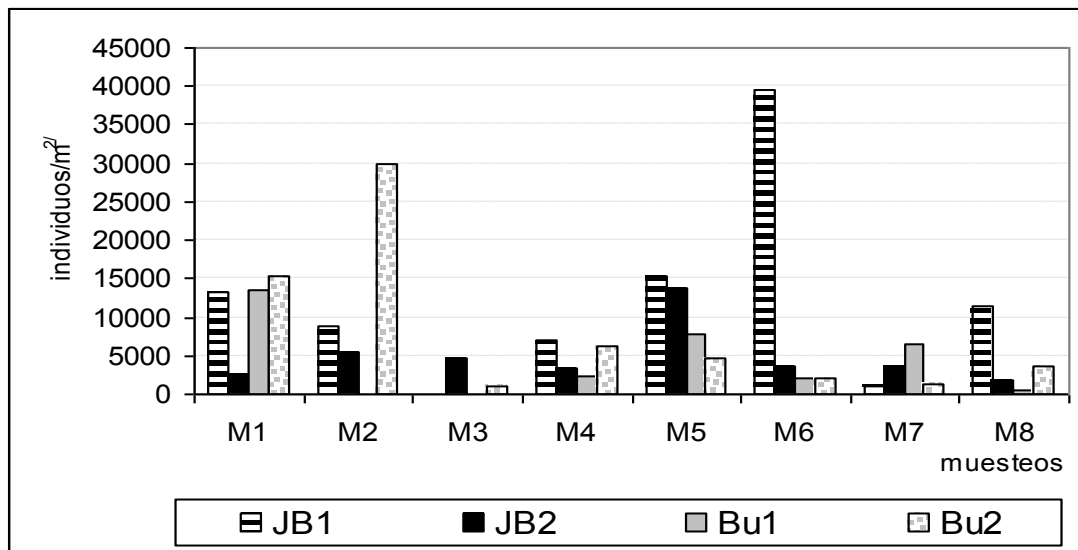


Figura 1. Variación de la abundancia (individuos/ m²) de las familias más abundantes (ni fam mas abundante) de invertebrados bentónicos aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2) registrada en los 8 muestreos (M) estacionales.

Tabla 2. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de las densidades (ind/m²) de las familias mas abundantes registradas en los sitios de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación entre sitios, B. comparación entre arroyos.

A	
Comparaciones entre sitios fam+abund	
H: 16.04	
sitios	Grupos homogéneos
Bu1	A
JB2	A
Bu2	A
JB1	B

B	
Comparación entre arroyos fam+abund	
H: 4.76	
arroyos	Grupos homogéneos
Bu	A
JB	B

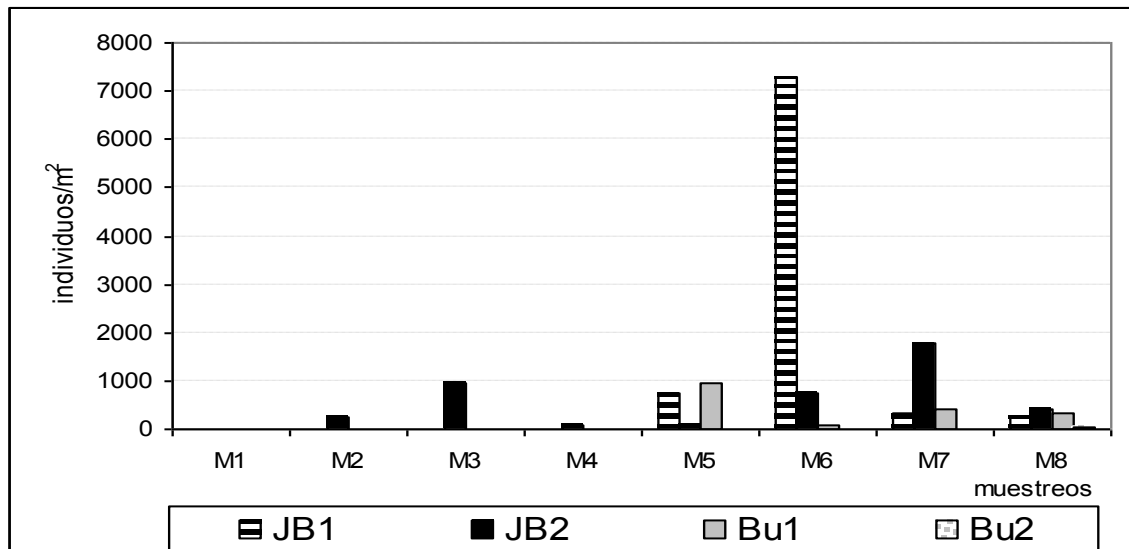


Figura 2. Variación de la abundancia (individuos/ m²) de efemerópteros y tricópteros (ni ET) aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2) registrada en los 8 muestreos (M) estacionales.

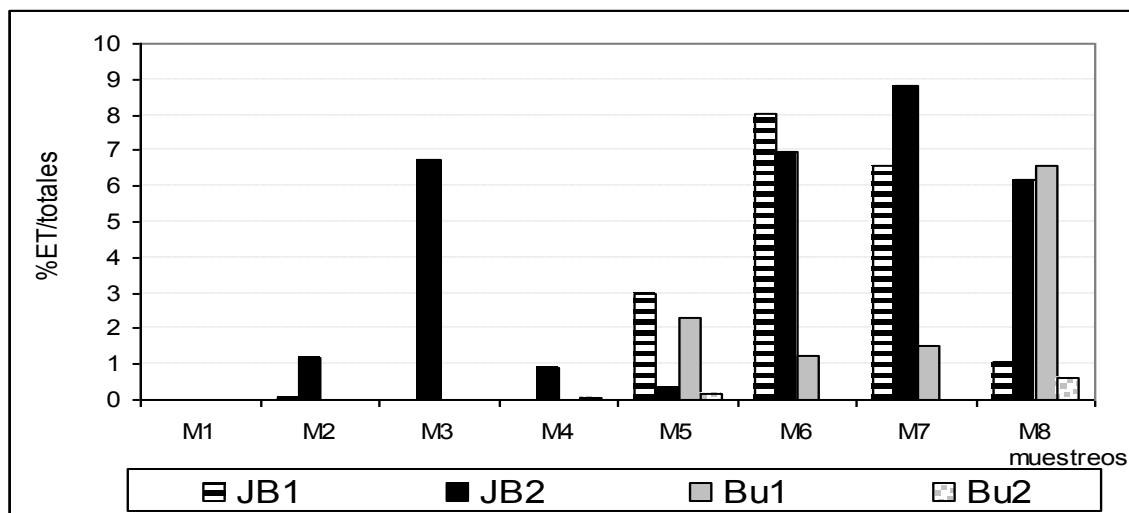


Figura 3. Proporción de efemerópteros y tricópteros (ni ET/ totales) aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2) registrada en los 8 muestreos (M) estacionales.

El análisis estadístico de los diferentes estimadores ET (Figuras 2 y 3), señaló que la abundancia de efemerópteros y tricópteros (n° ET) y su proporción sobre el total

(% n° ET/total) resultaron los parámetros que presentaron diferencias significativas entre arroyos diferenciando a JB2 de Bu2 (sitios de mejor y peor calidad relativa

respectivamente) pero no a éstos de los demás sitios (Tabla 3 y 4). Resultados similares fueron obtenidos de la comparación de la relación ET/oligoquetos (Figura 4) en la que Bu2 se diferenció de JB2 (Tabla 5). Estos resultados revelan la mejor calidad relativa del arroyo Juan Blanco con respecto al arroyo Buñirigo y en particular y en forma comparativa, el mayor deterioro del sitio Bu2.

Finalmente, la composición de los grupos funcionales alimentarios de las comunidades de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo, reveló el predominio de recolectores/colectores en todos los sitios (Figura 5). Por otra parte la proporción de recolectores, raspadores y filtradores no resultaron buenos indicadores de calidad de los sitios para los arroyos Juan Blanco y Buñirigo (Figura 6).

Tabla 3. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de las densidades (ind/m²) de efemerópteros y tricópteros (ET) entre sitios de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación de densidades absolutas de efemerópteros y tricópteros (n°ET) B. comparación de densidades relativas de efemerópteros y tricópteros (n°ET/totales).

A			B		
Comparaciones entre sitios		n° ET	Comparaciones entre sitios		n° ET/total
H:8.57			H:8.02		
sitios	Grupos homogéneos		sitios	Grupos homogéneos	
Bu2	A		Bu2	A	
JB1	A	B	JB1	A	B
Bu1	A	B	Bu1	A	B
JB2		B	JB2		B

Tabla 4. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de abundancia de efemerópteros y tricópteros entre los arroyos Juan Blanco (JB) y Buñirigo (Bu). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación de abundancia absolutas de efemerópteros y tricópteros (n°ET), B. comparación de densidades relativas de efemerópteros y tricópteros (n°ET/totales).

A			B		
Comparación entre arroyos		n° ET	Comparación entre arroyos		n° ET/total
H: 4.48			H: 4.03		
arroyos	Grupos homogéneos		arroyos	Grupos homogéneos	
Bu	A		Bu	A	
JB		B	JB		B

Tabla 5. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de la proporción de las abundancias de efemerópteros y tricópteros con respecto a la abundancias de oligoquetos (ET/ oligo) registradas en los sitios de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación entre sitios, B. comparación entre arroyos.

A		B	
Comparaciones entre sitios		Comparación entre arroyos	
H:		H:3,86	
sitios	Grupos homogéneos	arroyos	Grupos homogéneos
Bu2	A	Bu	A
Bu1	A	JB	B
JB1	A		
JB2			

DISCUSIÓN

La utilidad de estos grupos bioindicadores ha sido informada por varios autores (Howells *et al.*, 1983, Gupta y Michael, 1992, Rodrigues Capítulo, 1999, Verdonshot, 2001, Fernández *et al.*, 2002, Graça *et al.*, 2002, Domínguez-Granda *et al.*, 2005, Gratero *et al.*, 2006). Los sitios muy poluidos de ríos de la península ibérica se encontraron habitados solamente por oligoquetos y quironómidos rojos (Graça, 1994). En la evaluación de la influencia de efluentes industriales con altos contenidos de metales pesados en la comunidad macrozoobentónica del arroyo Cululú (norte de Argentina), se observó que la comunidad del ambiente no contaminado presentó mayores densidades y un ensamble diferente a los ambientes contaminados, las diferencias fueron evidentes en los quironómidos y los oligoquetos y en la presencia de efemerópteros solamente en el sitio de referencia (Zilli y Gagneten, 2005). En la cuenca del río Damas (Chile) con intensa actividad agrícola (78,2 % de la superficie), la estructura del ensamble de invertebrados evidenció un fuerte impacto; desde las cabeceras hacia aguas abajo en esta comunidad se registró una disminución de la ri-

queza y los grupos sensibles (EPT), y un aumento de las dominancias de oligoquetos hirudíneos y quironómidos (Figueroa *et al.*, 2000; 2003). Resultados similares han sido informados para arroyos pampeanos (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2003). En particular los oligoquetos tienen estrategias adaptativas que les permiten sobrevivir en condiciones adversas (Montalto y Marchese, 2005) y la composición específica puede ser de utilidad para diferenciar arroyos libres de contaminación y levemente contaminados (Schenkova *et al.*, 2001, Ladle, 1971, Kazanci y Girgin, 1998). En tributarios del Río de la Plata fueron identificados un total de 24 especies de naidídeos (*Dero* sp y *Pristina* sp como géneros dominantes), 5 especies de tubificidos y en un arroyos muy poluido (El Gato) solo fueron halladas dos especies del género *Limnodrilus* (Gluzman de Pascar, 1987).

En la valoración de calidad de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo los resultados obtenidos revelaron que la abundancia de los efemerópteros y tricópteros fueron buenos indicadores para establecer diferencias entre sitios con diferente grado de deterioro, aunque no todas las formas de expresar la abundancia (absolutas o relativas) de éstos grupos y/o las diferentes cate-

gorías taxonómicas utilizadas (todas las unidades sistemáticas o familias) se manifestaron como parámetros de utilidad para reflejar diferencias de calidad del agua entre sitios y arroyos.

La identificación de invertebrados en general se realiza al nivel taxonómico más detallado posible, pero muchas veces el reconocimiento de especies o géneros se hace dificultosa por falta de especialistas (Schmidt-Kloiber y Nijboer, 2004). Muchas veces, las diferentes especies de un género pueden tener distintos requerimientos y responder en forma diferencial a los factores de stress ambiental, por ello la información provista con la enumeración de familias resulta algo pobre o define escasamente la situación.

La valoración de la calidad de los sitios es muy diferente y variable dependiendo del parámetro y del nivel taxonómico utilizado (Schmidt-Kloiber y Nijboer, 2004), sin embargo se ha llegado a la conclusión que la identificación a nivel de familia puede ser suficiente para detectar en forma rápida diferencias entre sitios y monitorear la calidad del agua (Carlisle, 2007); probablemente puedan hallarse mayores diferencias entre sitios de referencia e impactados utilizando especies y/o un número reducido y preciso de géneros o familias (Compin y Cerenghino, 2003). Los resultados aquí presentados indican que la proporción relativa de la familia más abundante en cada sitio puede resultar de utilidad para establecer diferencias entre sitios.

De la totalidad de los parámetros taxonómicos considerados en este trabajo solamente la densidad de la familia más abundante, la abundancia de ET (n° ET principalmente), la relación ET/totales y ET / oligoquetos resultaron buenos estimadores para establecer diferencias de calidad entre sitios y arroyos y señalar a Bu2 como el sitio más deteriorado. Finalmente, para comprobar la utilidad de éstos indicadores taxonómicos en otros arroyos pampeanos se hace necesario realizar una mayor cantidad de muestreos y

comparaciones más extendidas en el área que incluyan otros ambientes con diferente grado de deterioro e incorporar otro tipo de indicadores como las características fisico-químicas y/o índices bióticos para poder diagnosticar el tipo particular de alteración y el estado ecológico del ecosistema acuático estudiado (Ocón, 2006).

Por otro lado, se han desarrollado índices basados en GFA pero han tenido poca difusión y su aplicación no resultaría ventajosa tal vez porque en el agrupamiento de los invertebrados por su funcionalidad alimentaria en el ecosistema no se contempla la valoración ecológica de las especies. En otros términos, dentro de un mismo grupo funcional alimentario como es el caso de los recolectores-colectores (el grupo funcional predominante en éstos arroyos) se encuentran agrupados taxa con muy diferente tolerancia – sensibilidad a los impactos. Los parámetros funcionales analizados en este trabajo (% filtradores-colectores/totales, % raspadores/totales y % recolectores-colectores/ totales), no resultaron buenos indicadores de la calidad de los sitios para los arroyos estudiados.

CONCLUSIONES

La valoración de la calidad de los sitios es muy diferente y variable dependiendo del parámetro y del nivel taxonómico utilizado.

Los parámetros taxonómicos que resultaron de mayor utilidad para establecer diferencias entre sitios y arroyos fueron: la densidad de la familia más abundante, la abundancia de ET, la relación ET/totales y ET/oligoquetos.

Los parámetros taxonómicos deberían analizarse conjuntamente con otro tipo de indicadores como las características fisico-químicas y los índices bióticos para poder diagnosticar el

tipo particular de alteración y el estado ecológico del ecosistema acuático.

Los parámetros funcionales tales como los GFA no resultaron buenos indicadores de la calidad de los sitios para los arroyos Juan Blanco y Buñirigo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Dpto. Cs. Básicas, Universidad Nacional de Luján (UNLu) y por el Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" Universidad Nacional de La Plata (UNLP).

BIBLIOGRAFÍA

- AA, AGOSBA, ILPLA, SHN. 1997.** Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. San Fernando- Magdalena. Período 1993-1995: 157 pp.
- Alonso, A. y Camargo, J. A. 2005.** Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, pag. 1-12.
- Angrisano, E. B. y Korob, P. G. 2001.** Trichoptera (Capítulo 2). En Fernández, H.R. y Domínguez, E. Eds. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. y Stribling, J. B. 1999.** Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. In *Monitoring and Assessing Water Quality*. Appendix B: (Part I) Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Carlisle, D. M., Meador, M. R., Moulton, H. y Ruhl, P. M. 2007.** Estimation and application of indicator values for common macroinvertebrate genera and families of United States. *Ecological indicators*, 7, 22-33.
- Compín, A. y Cereghino, R. 2003.** Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne streams system (France). *Ecological indicators*, vol. 3, 135-142.
- Domínguez, E., Hubbard, M. D., Pescador, M. L. y Molineri, C. 2001.** Ephemeroptera (Capítulo 1). En Fernández H.R. y Domínguez, E. (Eds). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Domínguez-Granda, L., Goethals, P. L. M., y De Pauw, N. 2005.** Aspectos del ambiente físico-químico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de la calidad de agua. *Revista tecnológica ESPOL*, vol. 18, 127- 134.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. 1998.** Calidad de los ríos de la Cuenca Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Inst. Miguel Lillo, Tucumán, Argentina N°12, 1-43.
- Dickens, C. W. S. y Graham, P. M. 1998.** Biomonitoring for effective management of wastewaters discharges and the health of the river environment. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1, 199-217.
- Fernández, H. R. y Domínguez, E. Eds. 2001.** Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Fernández, H. R., Romero, F., Vece, M.B., Manzo, V., Nieto, C. y Orce, M. 2002.** Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán - Argentina). *Limnética* 21, 1-13.

- Fernández, H. R., Domínguez, E., Romero, F. y Cuezco, G.** 2006. La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del noroeste argentino. *Serie Conservación de la Naturaleza, Inst. Miguel Lillo, Tucumán, Argentina*, N°16, 5-31.
- Figueroa, R., Araya, E., Parra, O. y Valdovinos, C.** 2000. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. En VI Jornadas del CONAPHI- Chile, 1-18.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O.** 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, vol. 76: 275 – 285.
- Gluzman de Pascar, C.** 1987. Aquatic oligochaeta in some tributaries of the rio de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Hydrobiologia*, vol. 144, 125-130.
- Graça, M.A.S.** 1994. Effects of water pollution on assemblages of aquatic fungi. *Limnetica*, 10: 41-43.
- Graça M. A.S., A. Rodríguez-Capítulo, C. Ocón y N. Gómez.** 2002, *In situ* tests for water quality assessment: a case study in Pampean rivers. *Water Research*. 36: 4033-4040.
- Gratero, H., Goncalves, L., Medina, B. y Perez, B.** 2006. Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Guacara (Carabobo, Venezuela). *Public. Dep. de Biología, FACYT, Univ. Carabobo, Venezuela*, 22 pp.
- Gupta, A. y Michael, G.** 1992. Diversity, distribution and seasonal abundance of ephemeroptera in streams of Meghalaya State, India. *Hydrobiologia*, Vol.228, 1573-5117.
- Howells, E.J.; Howells, M.E. y Alabaster, J.S.** 1983. A field investigation of water quality, fish and invertebrate in the Mawdach river system, wales. *Journal of Fish Biology*, Vol.22, 447-469.
- InfoStat** 2004. *InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- Kazanci, N. y Girgin, S.** 1998. Distribution of oligochaeta species as bio-indicators of organic pollution in Ankara stream and their use in biomonitoring. *J. of zoology*, 2, 83-87.
- Ladle, M.** 1971. The biology of oligochaeta from dorset chalk streams. *Freshwater Biological Ass. Riv., Wareham, Dorset, England.*, 22pp.
- Lopretto E.C. y Tell, G.,** Eds. 1995. *En Ecosistemas de aguas continentales*. (3 tomos) Ediciones Sur, La Plata, 1401 pp.
- Merrit, R.W. y Cummins, K.W.** 1986. An introduction to the aquatic insect of North America. Dubuque, Kendall- Hun, pp.
- Montalto, L. y Marchese, M.** 2005. Cyst formation in tubificidae (naidinae) and opisthocystidae (annelidae, oligochaeta) as an adaptative strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná river, Argentina. *Wetlands*, 488-494.
- Ocón, C. S.** 2006. Estudio del zoobentos en arroyos bonaerenses sometidos a distinto grado de disturbio: evaluación del papel indicador de los *Ephemeroptera*. Tesis Doctoral FCNyM- UNLP
- Ocón, C. y Rodríguez Capítulo, A.** 2004. Presence and abundance of ephemeroptera in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie*159: 473-487.
- Palmer, C.G., Maart, B., Palmer, A.R. y Okeefree, J.H.** 1996. An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo river, eastern cape province, south Africa. *Hydrobiologia*, vol.318, 153-164.
- Rodríguez Capítulo, A.** 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. En Simposios IV Cong. Arg. de Entomología. Mar

- del Plata. *Rev. Soc. Ent. Argentina*. 58, 208-217.
- Rodriguez Capítulo, A., Tangorra, M. y Ocón, C.** 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 2001 Kluwer Academic Publishers. Belgium. *Aquatic Ecology*, © *Kluwer Academic Publishers* 35, 109-119.
- Rodriguez Capítulo A., Ocón, C. y Tangorra, M.** 2003. Una visión bentónica de los arroyos y ríos pampeanos. *Biología Acuática*, N° 21, 1-18.
- Romero, V. F.** 2001. Plecóptera (Capítulo 3). En Fernández, H.R. y Domínguez, E. Eds. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Schenkova, J., Komarek, O. y Zahradkova, S.** 2001. The plausibility of using oligochaeta to evaluate running waters in the Czech Republic. *Fas. Sci. Nat. Univ. Masaryk*. Brun, Biology, Brno, Masaryk, 80, 210-2786-X.
- Schmidt-Kloiber, A. y Nijboer, R.C.** 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* 516: 269 – 283.
- Segnini, S.** 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16, 45 – 63.
- UTE-AZTI** 2003. Evolución de la calidad biológica: estado ambiental obtenido a partir de macroinvertebrados bentónicos. En *Red de Vigilancia de las Masas de Agua Superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Tomo 3: Unidad Hidrológica del Barbadun. 40 pp.
- Verdonschot, P.F.M.** 2001. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, Vol. 463, 249-262.
- Zilli, F. y Gagnetten, A. M.** 2005. Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo Cululú (Río salado del norte, Argentina). *Interciencia*, 13, 1-21.

PROPUESTAS DE ALTERNATIVAS DE GESTIÓN DE UNA LAGUNA SUBURBANA

F. GROSMAN^{1, 2}, P. SANZANO^{1, 2}, V. COLASURDO^{1, 3}
& O. DÍAZ^{1, 3}

1 Inst. Ecosistemas, UNCPBA.

2 Fac. de Cs. Veterinarias.

3 Fac. de Ingeniería. Pinto 399 (7000) Tandil.

fgrosman@faa.unicen.edu.ar

ABSTRACT. A 7 ha shallow water body is located in an urban park in the city of 9 de Julio, Province of Buenos Aires, Argentina. Pluvial water drainage maintains its hydro-metric level which is regulated by a spillway. Since 2004, fishing and swimming have been forbidden. In 2008, the government of the city requested the University (UNCPBA) to make a rapid diagnosis of the state of the shallow lake. The objective was to present management alternatives taking into account the structure and functioning of the shallow lake, through sampling as well as from existing information. The water is characterized by low ionic charge. The system is eutrophic. Phytoplankton is co-dominated by chlorophyte and euglenophyte algae. Macrophytes are irrelevant. Macrozooplankton exhibited very high densities. Five fish species were captured, all of which have zooplankton and detritus as primary resources. Sediments tend to accumulate, since nutrients and organic matter cause the saturation of the basin. The main proposals (including alternative, complementary, or sequential actions) are intended to reevaluate the public space through its use, introducing local identity and a sense of belonging. Some of the proposed activities are: to regulate the flow, widen the waterbed, sow macrophytes and redirect pluvial discharges; to vacate the place for the extraction of sediment; to allow the practice of recreational fishing; to introduce fishes of sporting interest; to gather leaves and keep clean the surrounding of the shallow lake and neighboring streets; to install a geyser; to monitor the microbial flora; to make analysis of lead and hydrocarbon contents; to establish foot-paths and points of reflection and observation of Nature.

Key words: suburban shallow lakes, environmental diagnosis, environmental management

Palabras clave: laguna somera suburbana, diagnóstico ambiental, gestión ambiental

INTRODUCCIÓN

Varias ciudades de la región pampeana poseen en su propio ejido ambientes lénticos de reducida superficie, tanto naturales como de origen antrópico. Con el crecimiento de la mancha urbana estos mal llamados "lagos" quedan incorporados como parte del paisaje ciudadano. Generalmente el manejo de estos humedales queda sujeto al ámbito administrativo local, quien no posee los recursos humanos o económicos para una correcta gestión, o la voluntad política

para lograrla; acorde a Colonnello y Salas-Dueñas (2004), hasta hace pocos años estos sitios no fueron considerados en los planes de ordenamiento territorial.

Problemas recurrentes o constantes de eutrofización, conflictos de uso del agua, malos olores, contaminación principalmente visual, descargas de pluviales y desechos de diferente origen atentan contra la calidad de este tipo particular de ecosistemas. El uso que brindan es variado, acorde a la percepción de la ciudadanía (Peluso y Usunoff, 1997) así como la ubicación

relativa del cuerpo de agua. Esto genera diversas formas de valorizarlo, tales como: interés sanitario, ecológico, estético o paisajístico, núcleo de actividades recreativas, parte del patrimonio cultural del lugar y fuente de proteínas al constituir un hábitat particular para numerosas especies de peces. Sumado a ello, también es factible considerarlo como objeto de estudio para la enseñanza y divulgación de conocimientos sobre la naturaleza, por parte de diversas asignaturas de diferentes niveles educativos. Es posible comprender desde una visión ecológica y ambiental la importancia que poseen los “lagos” urbanos, pero se requiere de una adecuada gestión tendiente a la conservación de dichos recursos.

La ciudad de 9 de Julio (35000 habitantes) se ubica en la zona central noroeste de la provincia de Buenos Aires, y posee un ambiente lagunar típico suburbano, situado en el Parque General San Martín; el mismo posee 7 has., una isla conectada a través de un puente, y en su perillago se hallan infraestructuras como fogones, senderos, bajada de embarcaciones, arboleda, iluminación, murallo-nes, etc. Su nivel de agua se regula a través de una compuerta de retención. La laguna recibe los desagües pluviales de la ciudad a través de diversos canales de ingreso.

El ambiente posee escasos estudios previos, situación que imposibilita su adecuada gestión y aprovechamiento (Nicola *et al.*, 2007). Los antecedentes limnológicos recolectados se limitan a informes de una consultora solicitados por el gobierno local a raíz de un evento de mortandad masiva de peces ocurrido en el verano de 2004. Desde esa fecha y a sugerencia de la empresa, el estado municipal prohíbe el baño y la pesca en el lugar y realiza tratamientos con diversos productos químicos.

En 2008 el municipio encomendó a la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, realizar un diagnóstico expeditivo de la laguna; el objetivo del trabajo aquí expues-

to es: a) inferir la estructura y funcionamiento del ambiente y b) proponer medidas alternativas de gestión diseñadas a partir de los resultados obtenidos y la información previa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una campaña de muestras ictio-limnológica en abril de 2008. Se establecieron 5 estaciones, 2 en aguas abiertas, 2 cercanas a la orilla y 1 en el canal principal de ingreso de pluviales.

Se utilizó el disco de Secchi (DS) para determinar la transparencia; se obtuvo *in-situ* el valor del pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD) y conductividad eléctrica (CE) mediante instrumentos específicos. Las muestras de agua fueron analizadas por métodos estándares (APHA, 1995); se evaluó la concentración de los siguientes iones, expresados en ppm: calcio (Ca^{2+}); magnesio (Mg^{2+}); sodio (Na^+); potasio (K^+); cloruro (Cl^-); nitrato (NO_3^-); sulfato (SO_4^{2-}); carbonato (CO_3^{2-}); bicarbonato (HCO_3^-); nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+). Asimismo se determinaron sólidos totales (ST), fijos (SF), disueltos (SD) y volátiles (SV) y la concentración de clorofila-*a* (Cl-*a*) expresada en mg/m^3 .

Se tomaron muestras a fin de determinar la demanda biológica de oxígeno (DBO) y fósforo total (PT), así como la cuantificación de mesófilos viables (RMV/1 cc), coliformes (NMP/100 cm^3), *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa*. Estos análisis se realizaron en el Instituto de Hidrología de Llanuras y Laboratorio de Calidad de Leche de la Facultad de Ciencias Veterinarias (UNCPBA), respectivamente. El sedimento fue enviado al Laboratorio de Suelos de la Facultad de Agronomía (UNCPBA) para la cuantificación de fósforo total (PT), materia orgánica (MO) y pH.

El estado trófico se obtuvo aplicando el índice TSI de Carlson (1977) que utiliza como variables la lectura DS, concentración de Cl-*a* y PT en agua;

este indicador distingue los ambientes en oligotrófico (menos de 40) mesotrófico (40 – 60) y eutrófico (mayor a 60) a partir del uso de ecuaciones estandarizadas (Aizaki *et al.*, 1981).

El fitoplancton fue muestreado utilizando una red. La determinación se realizó a nivel de grandes grupos algales, indicando su abundancia relativa. Se realizó un muestreo cuantitativo del macrozooplancton en 2 sitios para determinar la cantidad de individuos/m³. Para ello se filtraron con una red 20 L de agua mediante técnicas estándar (Paggi y Paggi, 1995), tomando de a 10 L, fijando las muestras con formol al 4%.

Las artes de pesca empleadas fueron: a) red de arrastre a la costa de 20 m de longitud, de selectividad conocida, tirada con sogas de 50 m. Este arte fue utilizado en 2 estaciones. b) una batería de redes de enmalle diseñadas especialmente para pesca experimental conformadas por paños de 15, 19, 21, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de distancia entre nudos, totalizando aproximadamente 70 m de longitud de relinga. Fue calado durante 8 horas, registrando la captura por unidad de esfuerzo (cpue) como indicadora de la numerosidad y biomasa ictícola. A fines comparativos, se estandarizó el esfuerzo a 20 h de tendido.

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 registrando la procedencia de cada estación de muestreo. Con estos datos se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H').

Con el objeto de establecer las relaciones tróficas de los principales componentes de la comunidad de peces se colectaron los tractos digestivos de las especies obtenidas en las capturas, los cuales fueron conservados en formol al 10%. En el laboratorio, los contenidos gastrointestinales fueron colocados en cápsulas de Petri y observados bajo lupa binocular y/o microscopio óptico.

Se evaluó el estado de repleción mediante observación visual de la turgencia del tracto y la cantidad del contenido evacuado, cuantificando según 4 grados: vacío, semivacío, semilleno y lleno.

Se determinaron los diferentes componentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos, lo cual permite asociar la presa a una comunidad. Se estableció la siguiente escala de abundancia relativa (A): muy abundante, abundante, común, escasa, muy escasa y ausente, cuantificando de 5 a 0 respectivamente para el posterior tratamiento estadístico (Grosman *et al.*, 1996). Se halló la frecuencia relativa de aparición (F) de cada ítem alimenticio como el porcentaje de tractos digestivos en que se halla un determinado componente; la diversidad de la dieta se obtuvo mediante el índice de diversidad (H), aplicado sobre la variable "abundancia relativa" (A). Con estos tres parámetros se estableció el Índice de Categorización de Ítems (ICI):

$$ICI = \sqrt{\frac{(F \times A)}{H}},$$

el cual diferencia en la dieta los componentes primarios (P), secundarios (S), terciarios (T) y ocasionales o accidentales (A) (Grosman, 1995).

Con la intención de conocer el posible grado de competencia entre diferentes dietas de las especies capturadas, se aplicó el índice de Morisita modificado por Horn (1966), el cual considera el solapamiento de los ítems alimenticios utilizados. El mismo varía de 0 (nula) a 1 (máxima superposición), considerándose valores superiores a 0,6 como solapados y consecuentemente las diferentes especies podrían competir entre sí (Atencio-García *et al.*, 2005).

RESULTADOS

El nivel de agua del sitio se hallaba a 3,5 cm por debajo de su cota máxima; la profundidad no superó los 120 cm. Excepto ejemplares de junco

(*Schoenoplectus californicus*), lirios (*Iris sp.*) y achira (*Thalia sp.*) aislados en la orilla, no se observaron macrófitas emergentes ni sumergidas. Hasta los 10 – 15 m de la línea de costa hacia el interior de la laguna, existía sedimento fino y abundante, hipóxico a anóxico, con olor a ácido sulfhídrico, que al ser removido con la red de arrastre, sugiere presencia de hidrocarburos.

El pH fue alcalino (7,35); T osciló entre 20,5 y 22°C, sin ningún tipo de estratificación; la temperatura ambiente fue de 25,7°C. La lectura de DS tuvo un rango de 26 a 29 cm.

La distribución del OD en la columna de agua fue en promedio de 10,2 ppm hasta 1 m de la superficie, disminuyendo hacia el fondo a 5,7 ppm. En sitios cercanos a la orilla presentó en profundidad valores de hipoxia (2,1 ppm) y anoxia.

La composición iónica mayoritaria resultó bicarbonatada sódica; se presentan los datos así como los recuentos bacteriológicos (Tabla 1); fue detectada *E. coli* pero no *P. aeruginosa*. En sedimento, la concentración de PT fue 27,5 ppm, el pH = 6,43 y la MO = 9,01 %.

La comunidad fitoplanctónica estuvo co-dominada por *Pediastrum sp.* y *Phacus sp.* El valor de Cl-a fue 15,7 mg/m³. La densidad de individuos del macrozooplancton fue 1077623 ind/m³.

El TSI fue = 74,61 lo que clasifica al sistema como eutrófico. Los indicadores individuales que determinan el valor final del TSI fueron PT = 87,91; Cl-a = 57,6 y DS = 78,5. En el caso de la clorofila, se ubica en el límite superior entre la categoría mesotrófico a eutrófico.

Tabla 1. Resultados del análisis químico y bacteriológico de la laguna de 9 de Julio. Todos los iones, PT, DBO, ST, SD, SF y SV en mg/L. CE en μ S/cm. Mesófilos en RMV/cc y coliformes en NMP/100 cm³.

Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
9,3	4,5	23	6
CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼
0	66,6	11	15,2
SD	ST	SF	SV
99	119	71	48
CE	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
173	1,2	3,3	0,09
Mesófilos	Coliformes	DBO	PT
750	1100	3,9	0,33
Mesófilos (canal)	Coliformes (canal)	DBO (canal)	PT (canal)
500	1100	9,5	0,182

Fueron capturadas 5 especies de peces y se observaron otras 2 (Tabla 2). La cpue en peso estandarizada a 20 horas de tendido del tren de enma-

lle fue de 7,982 kg, de los cuales 5,04 kg correspondieron a sabalito.

Del análisis de dietas (Tabla 3) surgió que para la mojarra *Astyanax fas-*

ciatus (n=2), sus principales ítems cladóceros y restos vegetales. Las chanchitas *Australoheros facetum* (n=5) predaron sobre cladóceros en forma primaria y detritos como ítem secundario y presentaron una elevada diversidad en su dieta. En el caso del dientudo *Oligosarcus jenynsi* (n=5), los componentes del macrozooplancton conformaron su dieta primaria (especialmente los cladóceros), tanto en ejemplares de menor porte como en aquellos de mayor talla. Las mojarritas *Cheirodon interruptus* (n = 5) y el sabalito *Cyphocharax voga* (n=5) basa-

alimenticios lo constituyeron los ron su alimentación en detritos y cladóceros, en el último caso con muy baja diversidad en su espectro trófico. Del estado de repleción surge que el ambiente no posee limitaciones en cuanto a oferta alimenticia para las especies consideradas.

Se presentan los valores del índice de Morisita, que determinó solapamiento de dietas entre varias especies, explicado por el uso común de los cladóceros (Tabla 4).

Tabla 2. Capturas obtenidas discriminadas por arte de pesca y estación. A = arrastre 1 y 2; E = enmalle. H = diversidad. * observada pero no capturada.

Especie /arte	A1	A2	E	Total
Mojarra (<i>Astyanax fasciatus</i>)	1		1	2
Dientudo (<i>Oligosarcus jenynsi</i>)			8	8
Mojarrita (<i>Cheirodon interruptus</i>)	19	4		23
Sabalito (<i>Cyphocharax voga</i>)			8	8
Chanchita (<i>Australoheros facetum</i>)	1		4	5
Bagre (<i>Rhamdia sapo</i>)*				
Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>)*				
Total	21	4	21	46
Diversidad (H)				1,922

Tabla 3. Ítems predados por las diferentes especies analizadas y estado de repleción (%). P=primarios; S=secundarios; T=terciarios. H=diversidad.

	<i>A. fasciatus</i>	<i>A. facetum</i>	<i>O. jenynsi</i>	<i>C. voga</i>	<i>Ch. interruptus</i>
cladóceros	P	P	P	P	P
copépodos		T	S		T
detritos	S	S		P	P
restos vegetales	P	T			
clorofitas	S				
escamas	T				
r. insectos	S	T			T
semillas	T				
conchostracos		T			
larvas tricóptero	T				
l. dípteros		T			
insectos terrestres			T		
diversidad (H)	1,86	2,58	1,28	0,83 100	1,39 60
lleno	50	80	20		
semilleno	50	20	40		40
semivacío			20		
vacío			20		

Tabla 4. Índice de solapamiento de dietas de Morisita para las diferentes especies de peces capturadas.

	<i>A. fasciatus</i>	<i>A. facetum</i>	<i>O. jenynsi</i>	<i>C. voga</i>	<i>Ch. interruptus</i>
<i>A. fasciatus</i>	1	1			
<i>A. facetum</i>	0,68	0,74	1		
<i>O. jenynsi</i>	0,53	0,69	0,28		
<i>C. voga</i>	0,47	0,88	0,82	1	
<i>Ch. interruptus</i>	0,62			0,72	1

DISCUSIÓN

Las obras de retención existentes posibilitan que el ambiente conserve su nivel de agua pese a la seca regional. Se presume un escenario diferente cuando se producen precipitaciones sobre todo de fuerte intensidad. Estos cambios estarían dados por el ingreso masivo de agua proveniente de la ciudad, cargada de hojas, potenciales contaminantes, sedimentos, materia orgánica, basura, etc. que afectan la composición química y el funcionamiento del sitio. El tiempo de retención del agua estaría vinculado a estas circunstancias.

La baja profundidad facilita la remoción de sedimento por el viento, enturbiando el agua. Ello explicaría el valor de lectura de disco de Secchi, y la baja concentración de clorofila-*a* al contrastar con otros ambientes pampásicos (Díaz y Colasurdo, 2008). La baja concentración de sales, evidenciado por los sólidos disueltos como por la conductividad eléctrica se asocia al origen del agua proveniente de precipitaciones locales. La ausencia de vegetación sumergida estaría dada por la turbidez del agua. El sedimento acumulado rico en nutrientes y materia orgánica estaría generado por el ingreso principalmente de hojas a la laguna. La presencia de presumibles hidrocarburos observada en el mismo, se atribuye al arrastre de los pluviales de la ciudad durante la situación mencionada. Es clave por lo tanto, para toda medida de remediación, trabajar sobre los sedimentos del lugar.

Esto involucra desde una acción drástica, como puede ser el secado de la laguna y extracción de material depositado, hasta propiciar condiciones de oxigenación que facilite el metabolismo microbiano.

En función de los diferentes usos del recurso, actividades recreativas con contacto directo o protección de la vida acuática, los niveles guía de calidad de agua seleccionados por la Secretaría de Recursos Hídricos Cuenca del Plata son superados levemente por los valores de DBO, oxígeno disuelto y bacteriológicos. La salvedad es que se debería contar con un set de datos mayor, principalmente microbiológicos. Se sospecha de un ingreso de conexiones cloacales clandestinas al lugar, avalado por la presencia de *E. coli*.

La presencia de euglenoides como *Phacus sp.* es indicio de posible contaminación orgánica (Palmer, 1980); en ambientes de baja profundidad, el viento produce remoción de sedimentos (Scheffer, 1998), en este caso ricos en nutrientes y materia orgánica. En lagunas pampeanas de reducida superficie como es el sitio bajo estudio, pero de zona rural, se ha relacionado eutrofización con el uso de la tierra (Sosnovsky y Quirós, 2006). El TSI manifestó un ambiente eutrófico, donde la abundancia del plancton es elevada, se debilitan los vínculos entre el fitoplancton y el zooplancton y aumenta la importancia del detritus como fuente directa de alimento (McQueen *et al.*, 1986; González *et al.*, 2002). Los cladóceros representan un grupo clave en el funcionamiento del

sistema en lo que respecta a la transferencia de energía a lo largo de la trama trófica (Villalobos y González, 2008). Todas las especies de peces capturadas utilizaron a los cladóceros como recurso alimenticio, seguramente en correspondencia con su abundancia observada en el ambiente, al igual que los detritos (sabalitos y *Ch. interruptus*). Ello explica el alto grado de solapamiento entre las especies de peces analizadas, que no se refleja en forma negativa sobre el estado de repleción de los tractos digestivos. En el caso del dientudo, se asocia a hábitos comportamentales.

En la figura 1 se sintetizan las principales relaciones trofodinámicas

del sistema elaborada con las especies o grupos funcionales más relevantes. Entre los productores domina el fitoplancton sobre las macrófitas; el macrozooplancton con elevada densidad es capturado por los peces como fuente primaria de alimento. Se generan detritos autóctonos y alóctonos (aportados por los pluviales y perilago). La materia orgánica es también empleada por *Ch. interruptus* y el sabalito, que colaboran en la resolubilización, la biodisponibilidad y facilitan la acción bacteriana acelerando el reciclado de nutrientes (Gneri y Angelescu, 1951).

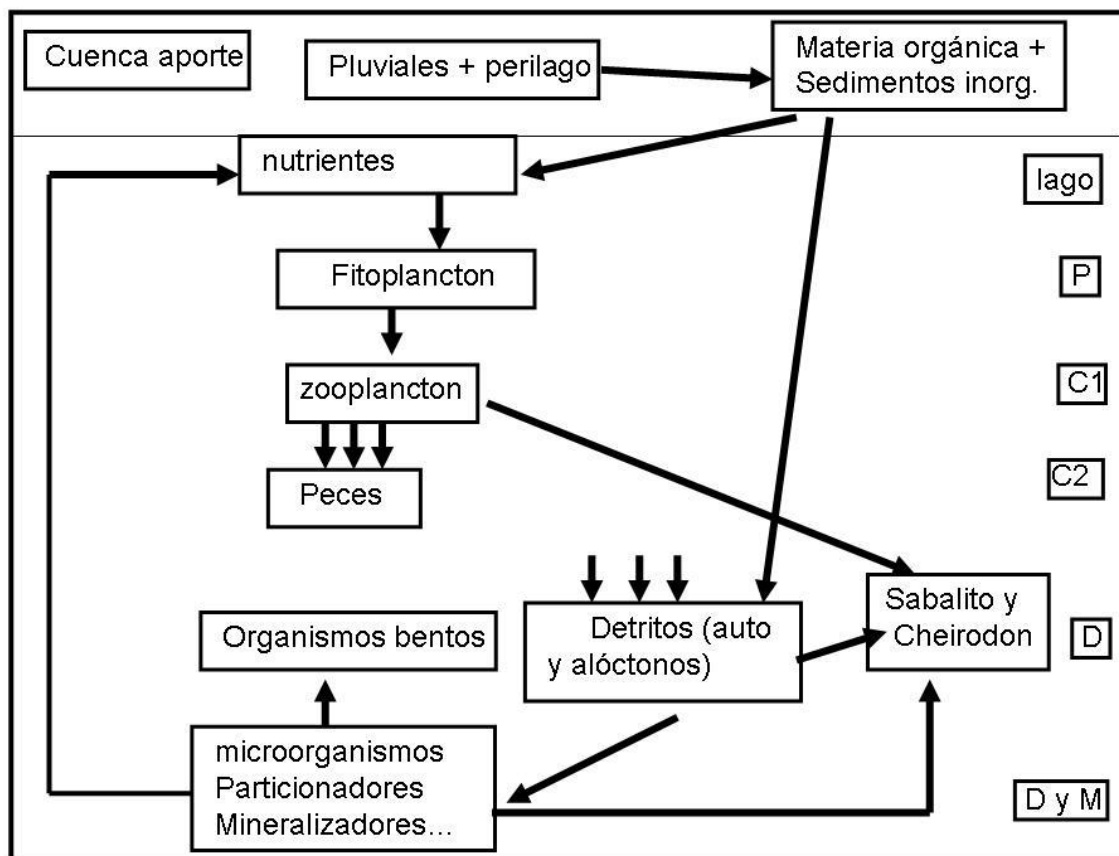


Figura 1: Cuadro de relaciones trofodinámicas considerando las principales especies presentes en la laguna de 9 de Julio. P = productor; C1 y C2 = consumidores primarios y secundarios; D = detritívoro; D y M = descomponedores y mineralizadores, respectivamente.

Se hallan establecidos por la convención Ramsar (Ramsar Convention Bureau, 2000), lineamientos para implementar un proceso de gestión de humedales con comunidades locales, justificando la participación de diferentes formas, entre las que se destaca el grado de afectación directa. En el caso de la laguna bajo estudio, las medidas de manejo implementadas por el municipio, como prohibición de baño y pesca, potencian una visión negativa hacia la calidad de agua del sitio por parte de la sociedad; ello se explica en que la percepción es una sensación interior generada por los sentidos, siendo personal y subjetiva (González Castelain *et al.*, 2008). Los usos del agua se relacionan con los valores y conflictos en relación a ese medio (Kakoyannis y Stankey, 2002). El diagnóstico limnológico elaborado del lugar constituye el aval técnico para la propuesta de acciones de gestión tendientes al uso del ambiente, que debe comenzar por propiciar un cambio de percepción.

CONCLUSIÓN

En base a los resultados obtenidos es posible elaborar las siguientes conclusiones acerca de la estructura y funcionamiento del ecosistema.

La concentración de nutrientes, transparencia y clorofila-*a* determinados permiten clasificar al sistema como un ambiente de eutrofia moderada; por la baja concentración de sólidos disueltos, su composición química semeja agua de lluvia. Ello se contradice con la percepción negativa de la comunidad de 9 de Julio. Se hace la salvedad que no se realizaron determinaciones de metales pesados (particularmente interesa el plomo) ni hidrocarburos, que en función del origen del agua podrían ingresar por los afluentes pluviales.

El fitoplancton es dominado por dos especies algales diferentes: *Pediastrum sp.* y *Phacus sp.* El último se halla presente principalmente en aguas ri-

cas en materia orgánica, por lo que es posible inferir que el viento al remover los sedimentos resuspende material del fondo.

Los detritos de origen autóctono como externo en forma conjunta con el zooplancton marcarían los dos ejes pilares de direccionamiento de la energía presentes en el lugar. La comunidad de peces emplea ambos subsistemas (cadena de los detritos y del plancton) y los vincula en términos tróficos. La comunidad de peces es dominada por *Ch. interruptus* y *C. voga*.

En función de los resultados obtenidos, la condición del ambiente presenta características propias de una laguna pampeana (Dangavs, 2005), y expuesta a la dinámica de las mismas, con ingreso extra de nutrientes y materia orgánica que no alcanzaría a metabolizar y se acumula o deposita en el fondo del sistema, provocando la colmatación de la cubeta. Es por ello que principalmente en verano se acentuaría la fragilidad del sitio, al elevarse la temperatura y reducir la concentración de oxígeno disuelto.

Se presentan una serie de recomendaciones primarias, algunas alternativas otras complementarias entre sí y/o secuenciales:

- Establecer un sistema de limpieza del perilago y de los primeros metros del ambiente, realizado desde la costa, de todo tipo de elementos extraños y ajenos al lugar (animales muertos, botellas, latas, papeles, cartones, bolsas, etc.). Ello reduciría aspectos estéticos así como fuentes de contaminación. En forma paralela es factible colocar cestos de basura diseñados acordes al sitio, dispersos en puntos claves.

- Contemplar la posibilidad de recolección de hojas caducas del perilago así como del arbolado urbano para reducir el ingreso extra de materia orgánica al sitio. Contemplar la posibilidad de realizar a modo de by-pass un desvío de todos o al menos los principales canales de ingreso de

pluviales a la laguna, y derivarlos directamente al canal de salida.

- Ensanchar canales de ingreso y realizar siembras de macrófitas, para que actúen como filtros o barreras naturales de retención. Realizar extracciones periódicas de sedimentos y vegetación de estos lugares. Colocación de rejillas de limpieza manual.

- Habilitar el lugar para la práctica de la pesca recreativa, actividad que de hecho se realiza habitualmente en el lugar. En línea con ello, evaluar la posibilidad de siembra de especies de peces de mayor interés pesquero deportivo, como por ejemplo pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), con fines de generar un espacio urbano para su pesca. A modo de precaución, realizar en forma previa un análisis de posibles residuos tóxicos presentes en carne de pescado.

- Revalorizar en términos ambientales el Parque en su conjunto con sentido educativo, a través del diseño de sendas de indagación, puntos de reflexión y observación de la Naturaleza con cartelería apropiada diseñada en armonía con el ambiente. Ello podría ser utilizado por la comunidad escolar local, favoreciendo la identificación con el lugar y el sentido de pertenencia y cuidado del mismo. En el mismo eje, diseñar una pista de salud para diferentes edades con distinto grado de dificultad con estaciones, infraestructura, equipos y aparatos acorde a ello.

- Evaluar la posibilidad de vaciado o reducción del lugar, con el objeto de recolectar y extraer sedimento. En forma preventiva, analizar contenido de posibles agentes tóxicos y evaluar su uso potencial como relleno, fertilizante, y en base a ello seleccionar el sitio de depósito final.

- Colocación de una bomba sumergida que a modo de "geiser" actúe con doble propósito. Por un lado desde el punto de vista estético generando un nuevo atractivo, y por otro produce movimiento de agua que favorece la oxigenación, factor clave a considerar en el verano.

La presencia de un cuerpo de agua inserto en el ejido urbano de la ciudad de 9 de Julio constituye indudablemente una fortaleza desde el punto de vista ambiental. El posicionamiento, la percepción y los usos reales que la comunidad realiza de este lugar, se relacionan con el sentido de pertenencia e identidad local que en el inconsciente colectivo se le brinda. Es también indudable que amerita un debate y una consideración propia de la ciudadanía bonaerense y sus correspondientes autoridades, a través de diversos canales de diálogo, hacia el sentir y accionar sobre este sitio, y de esa forma establecer pautas de manejo acordes a los diferentes objetivos así planteados.

En ese sentido, en el trabajo se presentan diversos aspectos elaborados desde el ámbito técnico, pero las decisiones políticas a tomar son exclusivas de la comunidad de 9 de Julio y deben encuadrarse en un plan de gestión ambiental hacia el lugar tendiente, si así la comunidad lo decide, a la revalorización de este espacio público.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se financió parcialmente con fondos del CONICET, Proyecto PIP 5877, Monitoreo de contaminantes organoclorados en lagunas bonaerenses: Evaluación del impacto sobre la ictiofauna. Implicancias y perspectivas de Aplicación, y del Programa Institucional ordenamiento ambiental y patrimonio natural y cultural, programa marco sobre sustentabilidad del espacio rural del centro de la provincia de Buenos Aires. Se agradece a la Municipalidad de 9 de Julio por las atenciones recibidas durante la campaña.

BIBLIOGRAFÍA

Aizaki, M., O. Otsuki, M. Fukushima, M. Hosomi y K. Muraoka. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes

- and relationships between the index and other parameters. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 21: 675-681.
- APHA.** 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Ed. APHA, Washington DC.
- Atencio García, V.J., E. Kerguelen-Durango, E. Cura Dorado, R. Rosado Carcamo, A. Vallejo y M. Valderrama.** 2005. Régimen alimentario de siete especies ícticas en el embalse de la hidroeléctrica Urrá (Córdoba, Colombia). *Revista MVZ Córdoba*, 10(2): 614-622.
- Carlson, R.E.** 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.
- Colonnello, G. y D. Salas-Dueñas.** 2004. El ordenamiento territorial y los humedales. En: Fernández Cirelli, A., L. Fernández Reyes y C. D. Di Risio (Eds.) *El agua en Iberoamérica. Calidad del agua y manejo de ecosistemas acuáticos*. CYTED XVII. Aprovechamiento y gestión de los recursos hídricos, Buenos Aires: 51-64.
- Dangavs, N.** 2005. Los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires. En: *Relatorio XVI Congreso Geológico Argentino. Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires, La Plata*: 219-235.
- Díaz, O. y V. Colasurdo.** 2008. El agua revela sus secretos. *Química de las lagunas pampeanas*. En: F. Grosman (Comp.) *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana*. Ed. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil: 47-65.
- Gneri, F. y V. Angelescu.** 1951. La nutrición de los peces iliófagos en relación con el metabolismo general del ambiente acuático. *Revista del Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales*, 2(1): 1-44.
- González, E., M. Ortaz, M. L. Matos, J. Mendoza, C. Peñaherrera y V. Carrillo.** 2002. Zooplancton de dos embalses neotropicales con distintos estados tróficos. *Interciencia*, 27: 551-558.
- González Castelain, J., F. Peluso, E. Usunoff y L. Rodríguez.** 2008. Usos y percepción de problemas en el balneario municipal de la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática*, 24: 111-115.
- Grosman, F.** 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odonesthes bonariensis*). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 26(1): 9-18.
- Grosman, F., J. R. González Castelain y E. J. Usunoff.** 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water SA*, 22(4): 345-350.
- Horn, H.** 1966. Measurement of overlap in comparative ecological studies. *American Naturalist*, 100: 420-424.
- 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.
- McQueen, D. J., J. R. Post y E. L. Mills.** 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1571-1581.
- Nicola, I., M. Mancini, V. Salinas, C. Bucco y C. Rodríguez.** 2007. Caracterización de humedales. La laguna pampeana Los Charos (Córdoba, Argentina). *Gestión ambiental*, 13: 21-32.
- Paggi, J. de y J. Paggi.** 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. En: Lopretto, E. y G. Tell (Eds.) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata: 315-323.

- Palmer, C. M.** 1980. Algae and water pollution. Ed. Castle House Publ., United Kingdom, 123 pp.
- Peluso, F. y E. Usunoff.** 1997. Perception analysis of the water resources quality in Azul, Buenos Aires province, Argentina. *Journal of Environmental Hydrology*, 5: 1-9.
- Ramsar Convention Bureau.** 2000. Establishing a strengthening local communities' and indigenous people's participation in the management of wetlands. Handbook 5. Ramsar Handbooks for the wise use of wetlands. Ramsar Convention Bureau, GlandSwitzerland.
- Scheffer, M.** 1998. Ecology of shallow lakes. Ed. Chapman & Hall, London, United Kingdom, 357 pp.
- Sosnovsky, A. y R. Quirós.** 2006. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16: 115-124.
- Villalobos, M. y E. J. González.** 2008. Diel vertical migration of zooplankton in a permanently stratified small tropical reservoir (Tierra Blanca, Venezuela). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 30 (2): 239-241.

FITOPLANCTON, EPIPELON, MATERIA ORGÁNICA Y FÓSFORO DE UNA LAGUNA ARREICA EN RELACIÓN CON FASES CLARAS Y TURBIAS

M. E. MAC DONAGH¹, M. A. CASCO¹, M. G. CANO¹,
L. C. SOLARI², M. C. CLAPS² & N. A. GABELLONE²

¹ División Ficología. Museo de La Plata (UNLP), Paseo del Bosque s/n. 1900. La Plata.

² Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" (CONICET- UNLP).

Av. Calchaquí km 23,5. 1888. Florencio Varela.

mmacdonagh@fcnym.unlp.edu.ar

ABSTRACT. The Alternative Stable States Hypothesis has been revised over the last years, owing to the differences found between shallow lakes from temperate zones and those from other latitudes and climates. Studies performed in shallow lakes of the Pampean region showed that the temporal and spatial changes and the interactions between algal communities are very complex. In these shallow lakes the epiphyton and epipelon may play significant roles that can be as or ever more important as the roles described for phytoplankton. In Lacombe Lake, three different phases of equilibrium were defined, one of them with intermediate characteristics between clear and turbid phases. The aim of this paper was to analyze the individual fit of some estimators of system dynamics of infrequently used application in the equilibrium state definition to this conceptual scheme. The differences between phases were mainly identified in water variables, whereas sediment variables did not show great variations although changes in system's state were being recorded. Chlorophyll *a*, phytoplankton density and water organic matter were the best indicators of the phases. With respect to sediment variables, the three phases were only differentiated on the basis of variations in the settled planktonic algae.

Key words: shallow lake, alternative states, phytoplankton, epipelon, total phosphorus.

Palabras clave: laguna. estados alternativos de equilibrio, fitoplancton, epipelon, fósforo total.

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos veinte años se trató de interpretar la dinámica de los lagos someros de acuerdo con la Hipótesis de los Estados Alternativos de Equilibrio. Las bases de esta hipótesis fueron generadas sobre casos de lagos templados del Hemisferio Norte estableciéndose una fuerte distinción entre lagos de aguas claras y turbias. Las macrófitas sumergidas fueron consideradas el principal factor regulador de los sistemas, debido a su capacidad de brindar refugio para los

grandes cladóceros y sus consecuentes efectos sobre el pastoreo, a sus propiedades alelopáticas y a la estabilización física de la columna de agua (Scheffer *et al.*, 1993; Lauridsen *et al.*, 1996; Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer, 1998; Jeppesen *et al.*, 1999).

Sin embargo, en la actualidad se ha iniciado un proceso de revisión de la hipótesis debido a las diferencias encontradas en lagos someros de otras latitudes y climas donde las relaciones pueden ser más complejas y las fases de equilibrio menos estables (Jeppesen *et al.*, 2007 a,b). En los ecosiste-

mas pampeanos esta hipótesis no es fácilmente aplicable debido a la mayor complejidad de las cadenas tróficas, a la gran diversidad de peces y a sus diferencias de comportamiento, y a la mayor diversidad de macrófitas de distinto hábito de vida (Meerhoff *et al.*, 2003), por lo que se ha comenzado a buscar la forma de adaptarla a las características de esta región (Jeppesen *et al.*, 2007 a; Attayde *et al.*, 2008; Casco *et al.*, 2009) o incluso se han tratado de aplicar otros modelos conceptuales para explicar los cambios de estado de los lagos someros pampeanos (Conde *et al.*, 1999; Cano *et al.*, 2008).

Los primeros estudios en lagunas de la Provincia de Buenos Aires sobre las variaciones temporales entre fases claras y turbias se realizaron en la laguna Lacombe y mostraron que los cambios temporales y espaciales -así como las interacciones entre las comunidades algales-, son muy complejos (Cano *et al.*, 2008; Casco *et al.*, 2009). La importancia de la elección de este cuerpo de agua radica en que, por tratarse de una laguna arreica, las comunidades no están influenciadas por aportes alóctonos. Uno de los rasgos que ha sido destacado en estos trabajos es la importancia del rol de las algas del epifiton y epipelon en el sistema, además del rol del plancton. Sin embargo, los estudios integrados de las diferentes comunidades algales son poco frecuentes debido a las complicaciones metodológicas en el muestreo y en la obtención de resultados en unidades comparables. Por esta razón el epipelon y el epifiton han sido poco considerados en los estados alternativos de aguas claras y turbias en los lagos someros.

En la laguna Lacombe se distinguieron tres fases: una turbia, una clara y una con características intermedias, a partir de un análisis multivariado de similitud basado en las variables fisicoquímicas y biológicas del agua y del sedimento analizadas en conjunto en un ciclo anual (Casco *et al.*, 2009). A partir de los

estados de equilibrio previamente discriminados, el objetivo de este trabajo es analizar el ajuste individual de ciertos estimadores de la dinámica del sistema a este esquema conceptual y que generalmente no se utilizan para la definición de los estados de equilibrio. Para ello se realizaron contrastes *a posteriori* de las principales variables fisicoquímicas (fósforo total, materia orgánica) y biológicas (densidad algal, clorofila *a*, diversidad específica) en el agua y en el sedimento y se examinaron los cambios en la estructura algal del epipelon en relación con las fases de equilibrio considerando el aporte provenientes de otras comunidades

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la laguna Lacombe (35 ° 50' S y 57 ° 53' O), situada en la Provincia de Buenos Aires. Dicha laguna tiene un área de 130 ha y la longitud de la línea de costa es de 5,6 km. Su forma es aproximadamente isodiamétrica, con una longitud máxima de 1.750 m y un ancho máximo de 1.500 m. La profundidad máxima registrada en el período estudiado fue de 2,5 m. La macrófita emergente *Schoenoplectus californicus* (C.A.Meyer) Soják coloniza la mayor parte de la superficie durante todo el año y macrófitas sumergidas como *Stuckenia pectinata* (L.) Börner y *Myriophyllum quitense* Kunth están presentes principalmente durante la estación de crecimiento (octubre a febrero).

El muestreo con periodicidad mensual se efectuó en cuatro sitios durante un ciclo anual (2001-2002). Estos sitios se eligieron de acuerdo con la distribución espacial de las macrófitas acuáticas (emergentes y sumergidas). El sitio 1 está situado en el juncal central y el sitio 2 en el límite sur del mismo. Ambos sitios tienen una densidad de macrófitas sumergidas variable. El sitio 3 está ubicado en el sector norte, sin macrófitas emergentes y con abundantes macrófitas sumergidas. El

sitio 4, cercano a la orilla, tiene una profundidad máxima de 1,40 m y presenta abundantes macrófitas sumergidas. En los sitios 1, 2 y 3 (con profundidades entre 1,68 y 2,60 m) se tomaron muestras de agua a cinco profundidades en un perfil vertical y se integraron los resultados, mientras que en el sitio 4 se tomó una muestra subsuperficial debido a su escasa profundidad. Las muestras de sedimento se obtuvieron con un corer de 3 cm de diámetro. La transparencia del agua se midió con el disco de Secchi. La cobertura de macrófitas sumergidas y emergentes se estimó en diez parcelas de 1 m² en cada ocasión y sitio. La profundidad de la zona fótica se calculó de acuerdo con Scheffer (1998). Se utilizaron metodologías estándar para estimar la abundancia algal, la clorofila *a*, el fósforo total (PT) y la materia orgánica particulada (LOI) en agua y sedimento, (ver más detalle de metodología en Casco *et al.*, 2009).

La diversidad del fitoplancton y del epipelon se calculó mediante el índice de Shannon con el programa MVSP (Kovach, 2001). En el análisis cuantitativo del conjunto de algas halladas en el sedimento se discriminaron tres grupos: las algas propias del sedimento (epipelon), y entre las algas de origen alóctono, aquellas que provienen del epifiton y las que sedimentan desde el plancton.

Todas las variables se transformaron a logaritmo natural (excepto la diversidad). Se verificó la normalidad de las variables con el test de Shapiro-Wilks y la homocedasticidad de la varianza con el test de Levene. Se verificó la existencia de diferencias entre fases con análisis de varianza y Kruskal-Wallis. Luego se aplicaron los tests de Diferencias Minimamente Significativas (DMS) y Mann-Whitney, con corrección de Bonferroni para comparaciones múltiples según fueran los datos normales o no, respectivamente para determinar entre qué fases se producían diferencias significativas de acuerdo con las variables

analizadas tanto en el agua como en el sedimento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tres fases identificadas por Casco *et al.* (2009) para la laguna Lacombe se caracterizan de acuerdo con la transparencia del agua y la cobertura de macrófitas sumergidas como:

Fase 1: Fase turbia (julio a septiembre) sin macrófitas sumergidas y con una profundidad máxima del disco de Secchi de 40 cm. La profundidad de la zona fótica fue menor a la profundidad de la columna de agua en todos los sitios, excepto en el sitio más somero (S 4).

Fase 2: Fase clara con abundantes macrófitas sumergidas (octubre a febrero). Período de máximo crecimiento de las macrófitas sumergidas que alcanzaron coberturas de hasta 100%. La profundidad máxima del disco de Secchi fue de 75 cm. El sedimento de los puntos de muestreo más profundos recibió luz la mayor parte del tiempo durante este período.

Fase 3: Fase clara con escasas macrófitas sumergidas (marzo a junio). Dentro de esta fase en la etapa final se produce la recuperación de los manchones de macrófitas sumergidas. La profundidad máxima del disco de Secchi fue de 10 cm. Los sedimentos siempre recibieron luz durante este período.

Variables del agua:

Clorofila a fitoplanctónica

La mayor concentración de clorofila *a* fitoplanctónica se registró durante la fase turbia. En las fases claras, la concentración de clorofila fue menor y en la última fase, además, fue menos variable (Tabla 1, Figura 1). Las diferencias entre fases fueron significativas (Tabla 2). Realizando los tests *a posteriori* se observó que la fase turbia mostró diferencias significativas con respecto a la fases 2 y 3 mientras que

estas últimas no fueron diferentes entre sí (Tabla 2).

El valor promedio de la concentración de clorofila *a* durante la fase turbia (Fase 1= 49,3 $\mu\text{g. l}^{-1}$) fue similar al hallado en la misma laguna (63, 2 $\mu\text{g. l}^{-1}$) por Allende *et al.* (2009) en otro período definido como turbio por estos autores. En cambio, en las fases claras la concentración promedio de clorofila fue menor (Fase 2= 24,3 $\mu\text{g. l}^{-1}$ Fase 3= 27,5 $\mu\text{g. l}^{-1}$)

Materia orgánica particulada en el agua

Fue mayor durante la fase turbia (Tabla 1, Figura 1) debido al predominio del fitoplancton. La correlación entre materia orgánica y densidad de fitoplancton se demostró en Casco *et al.* (2009). Las diferencias entre fases fueron significativas y además las tres fases pudieron distinguirse una de otra estadísticamente (Tabla 2).

Fósforo total en agua

Las menores concentraciones de PT se registraron durante la fase 3 (Figura 1). Si bien las concentraciones promedio en las fases 1 y 2 fueron similares, la fase 2 mostró una mayor variabilidad (Tabla 1). Las diferencias entre fases fueron significativas (Tabla 2). No se discriminaron diferencias entre las fases 1 y 2 y los tests *a posteriori* indicaron que la única fase significativamente diferente fue la 3 (Tabla 2).

La mínima concentración de PT para este mismo período fue de 95 $\mu\text{g. l}^{-1}$ (Cano *et al.*, 2008) y superó ampliamente los valores señalados como limitantes por Reynolds (1984) y Ryding y Rast (1992). Tanto el promedio de la concentración de PT en la fase turbia (317 $\mu\text{g l}^{-1}$) como en la fase 2 (338 $\mu\text{g l}^{-1}$) fueron similares al registrado por Allende *et al.* (2009) (261 $\mu\text{g l}^{-1}$) para la misma laguna en un momento señalado por estos autores como turbio.

Densidad fitoplanctónica

Las mayores concentraciones de fitoplancton se registraron durante la fase turbia, mientras que las menores coincidieron con la fase de máximo desarrollo de las macrófitas sumergidas (fase 2). Luego, durante la fase con escasas macrófitas sumergidas, la densidad se incrementó levemente y fue también más variable. Estas notorias diferencias entre fases se dieron por igual en todos los sitios (Figura 1). Las comparaciones hechas con base en la densidad fitoplanctónica discriminaron claramente las fases, siendo todas diferentes entre sí (Tabla 2). La densidad de algas calculada para el período turbio (Cano *et al.*, 2008: 4x10⁴ ind. ml⁻¹) fue, en comparación, un orden de magnitud menor que la hallada por Allende *et al.* (2009) para la misma laguna en noviembre de 2005 (2x10⁵ ind. ml⁻¹) cuando dominó *Oocystis nephrocystoides*.

Diversidad de fitoplancton

Durante la fase turbia la diversidad varió entre 2,5 y 3,5. En la primera fase clara la diversidad fue muy variable, aunque la media fue similar a la de la fase anterior (Tabla 1). Esto produjo la ausencia de diferencias significativas entre ambas fases. La segunda fase clara fue el momento de mayor diversidad fitoplanctónica, con valores elevados durante todo el período, y se distinguió de las fases 1 y 2 (Tabla 2).

Variables del sedimento

Clorofila a del epipelon

La concentración promedio de clorofila *a* epipélica presentó valores similares entre las fases. El sitio más somero (S 4) fue el de mayor variabilidad. Por otro lado, en el sitio 1, el efecto conjunto de la turbidez del agua y la presencia de juncos (*S. californicus*) sobre la llegada de la luz al fondo durante la fase 1 podría haber afectado a la comunidad (Figura 1). No se encontraron diferencias significativas entre fases (Tabla 2).

Tabla 1: Media, desviación estándar (entre paréntesis), mínimo y máximo de las variables fisicoquímicas y biológicas en el agua y en los sedimentos, en cada fase.

	Fase 1		Fase 2		Fase 3	
	Media (SD)	Min- Max	Media (SD)	Min- Max	Media (SD)	Min- Max
Agua						
clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	5,83 (2,59)	2,23 12,02	4,05 (2,82)	0,21 10,48	2,74 (1,69)	0,33 5,11
materia orgánica (mg cm^{-2})	10 (3,62)	4,70 16,25	2,18 (0,94)	0,45 (4,11)	1,28 (0,48)	0,53 2,14
PT ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	47,21 (16,01)	24,77 82,88	48,46 (32,03)	14,06 114,89	32,63 (9,11)	17,88 44,18
densidad fitoplancton (ind. 10^5 cm^{-2})	20,25 (5,85)	10,86 31,24	5,66 (2,94)	1,91 10,90	7,02 (3,52)	1,27 11,17
diversidad fitoplancton (índice Shannon)	2,94 (0,28)	2,54 3,55	2,76 (0,69)	1,36 4,13	3,54 (0,31)	3,01 4,21
Sedimento						
clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	9,58 (3,36)	4,86 14,44	11,28 (4,63)	3,82 25,25	9,13 (2,80)	2,95 13,03
materia orgánica (mg cm^{-2})	421,64 (168,39)	204,92 673,11	364,38 (178,58)	82,22 611,59	369,51 (192,47)	92,78 608,50
PT ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	1123,33 (223,66)	662,38 1414,27	894,08 (228,19)	561,49 1292,18	961,47 (263,96)	556,19 1292,03
densidad total de algas (ind. 10^5 cm^{-2})	84,72 (33,23)	13,09 137,32	55,46 (26,39)	22,33 106,30	48,08 (14,30)	29,25 78,08
densidad algas planctónicas (ind. 10^5 cm^{-2})	36,72 (23,01)	0,80 76,46	14,27 (7,75)	6,53 31,54	11,09 (5,00)	3,63 23,49
densidad algas epifíticas (ind. 10^5 cm^{-2})	28,09 (12,85)	6,70 49,89	28,16 (14,13)	10,96 55,17	21,35 (8,65)	8,93 35,92
densidad algas epipélicas (ind. 10^5 cm^{-2})	16,94 (9,72)	3,82 37,06	15,52 (12,04)	31,7 40,28	14,12 (6,48)	4,39 24,39
diversidad algas del epipelon (índice Shannon)	3,71 (0,26)	3,37 4,13	3,80 (0,29)	3,29 4,3	4,09 (0,22)	3,75 4,39

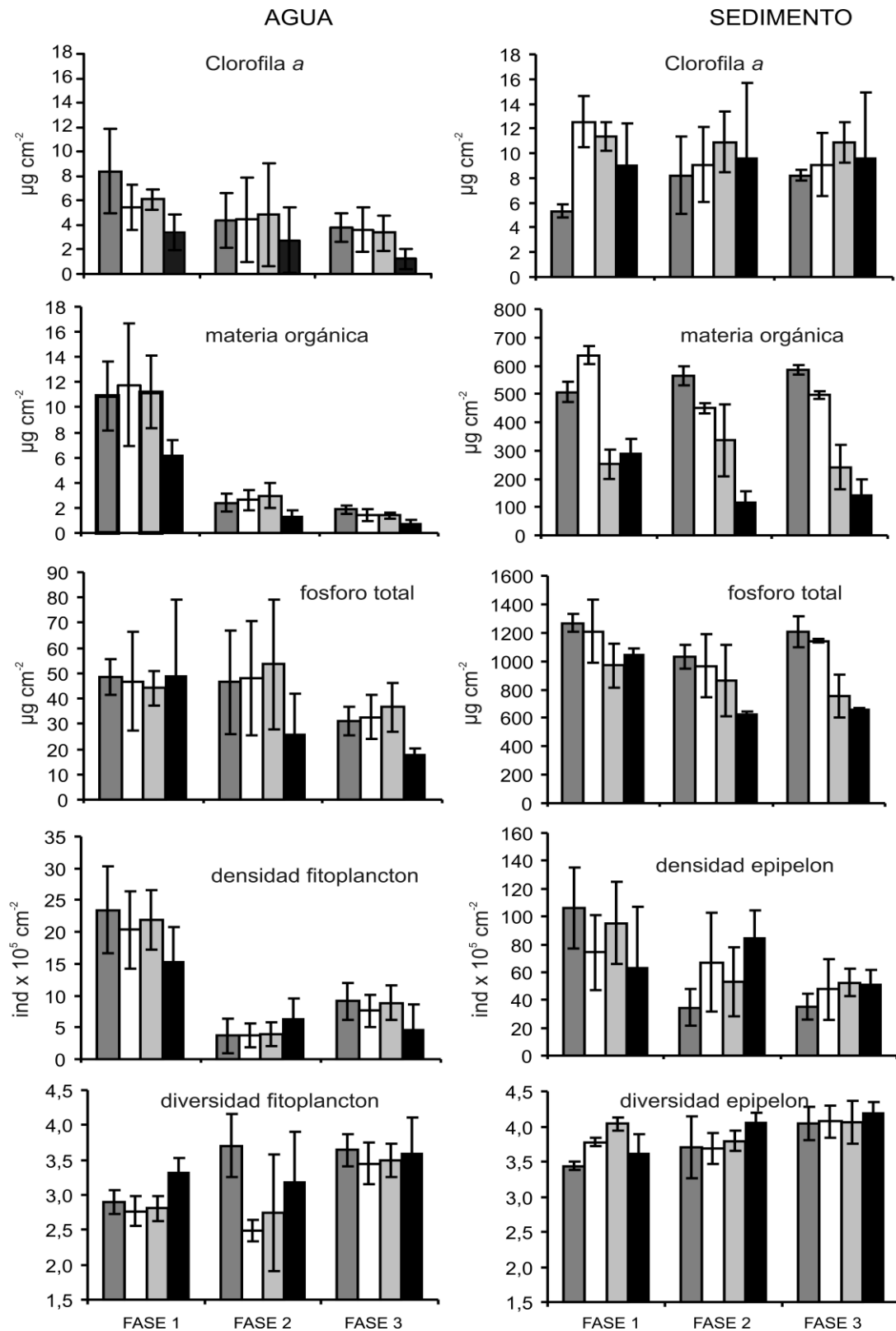


Figura 1: Media y desvío estándar de las variables en el agua (en la columna de la izquierda) y en el sedimento (en la columna de la derecha) en cada sitio de muestreo (gris oscuro: sitio 1, blanco: sitio 2, gris claro: sitio 3, negro: sitio 4) durante las tres fases (1, 2 y 3).

Tabla 2: ANOVA o Kruskal-Wallis y Tests a posteriori (DMS o Mann-Whitney con corrección de Bonferroni para comparaciones múltiples según corresponda).

Variables en el agua	ANOVA	Kruskal-Wallis	Test a posteriori (DMS o Mann-Whitney)		
			Fase 1 – Fase 2	Fase 1 – Fase 3	Fase 2 – Fase 3
clorofila <i>a</i>	*		*	*	n.s.
materia orgánica		*	*	*	*
PT	*		n.s.	*	*
densidad fitoplancton	*	*	*	*	*
diversidad fitoplancton		*	n.s.	*	*

Variables en el sedimento	ANOVA	Kruskal-Wallis	Test a posteriori (DMS o Mann-Whitney)		
			Fase 1 – Fase 2	Fase 1 – Fase 3	Fase 2 – Fase 3
clorofila <i>a</i>	n.s.		-	-	-
materia orgánica		n.s.	-	-	-
PT		*	*	n.s.	n.s.
densidad total de algas		*	n.s.	*	n.s.
densidad algas planctónicas		*	*	*	n.s.
densidad algas epifíticas	n.s.		-	-	-
densidad algas verdaderamente epifíticas	n.s.		-	-	-
diversidad algas del epipelon	*		n.s.	*	*

Materia orgánica en el sedimento

Los valores promedio de la materia orgánica en el sedimento en las estaciones con macrófitas emergentes (S 1 y S 2) fueron notablemente mayores (Figura 1) que en los sitios sin juncos. Podría interpretarse que hay una gran estabilidad en su concentración a lo largo del tiempo, ya que no mostró diferencias entre fases (Tabla 2), y que esta variable estaría influida por las condiciones locales (presencia de macrófitas emergentes, mayor estabilidad de la columna de agua) tendientes a crear una zona de mayor sedimentación y aporte de materia orgánica por parte de las macrófitas a los sedimentos.

Fósforo total en el sedimento

El PT en el sedimento se encontró siempre en altas concentraciones. Las menores concentraciones promedio se registraron durante ambas fases claras en las estaciones con mayor cobertura de macrófitas sumergidas (S 3 y S 4) (Figura 1). Las diferencias entre fases fueron significativas y los tests *a posteriori* mostraron que las únicas fases significativamente diferentes entre sí fueron la fase 1 y la fase 2 (Tabla 2).

Densidad de algas en el sedimento

Las diferencias entre fases fueron significativas y las fases que resultaron significativamente diferentes entre sí según los test *a posteriori* fueron solamente la 1 con la 3 (Tabla 2). Las mayores concentraciones se dieron en la fase turbia y las menores en la fase 3. La fase 2 tuvo densidades intermedias y una alta variabilidad entre sitios que dificultó la discriminación de esta fase, a diferencia de lo que ocurrió con el análisis de la densidad de algas en el plancton donde las tendencias fueron similares en todos los sitios de muestreo (Figura 1).

Densidad de algas en el sedimento discriminadas según su comunidad de origen

Las algas de origen planctónico mostraron diferencias significativas entre fases, siendo la fase 1 la que se diferenció de la fase 2 y de la fase 3, en tanto estas dos últimas fases no pudieron diferenciarse entre sí de acuerdo con esta variable (Tabla 2). La densidad de algas de origen propiamente epipélico y las de origen epifítico no presentaron diferencias significativas entre fases (Tabla 2).

La mayor densidad de algas en el sedimento en la fase turbia se atribuye a los aportes alóctonos desde el fitoplancton (Figura 2). Durante las etapas claras, disminuyó la densidad total en el sedimento y aumentó la proporción de algas de origen epifítico y propiamente epipélicas. Se destaca que la alta proporcionalidad de algas epifíticas en el sedimento durante todo el muestreo se relaciona con el hecho de que estas algas pueden provenir tanto de las macrófitas emergentes (junco) como de las sumergidas.

Debido a la multiplicidad de aportes de especies desde distintas comunidades hacia el epipelón, la diversidad específica fue elevada y relativamente estable durante todo el período de estudio. Asimismo, la clorofila *a* en el sedimento no mostró diferencias entre fases, posiblemente debido a las variaciones en la composición específica y a los aportes previamente mencionados (Figura 1).

Las diferencias entre fases fueron identificadas principalmente en las variables medidas en el agua, en tanto que las variables del sedimento mostraron una mayor estabilidad frente a los cambios de estado. Los mejores indicadores de las fases fueron la clorofila *a* planctónica, la densidad del fitoplancton y la materia orgánica en el agua. En el caso particular de esta

laguna, la materia orgánica en el agua sería un buen indicador de los estados de equilibrio, debido a que está compuesta principalmente por el fitoplancton (Casco *et al.*, 2009) y a que por tratarse de una laguna arreica su concentración no está sujeta a las posibles variaciones derivadas de aportes desde afluentes. Los valores de concentración de clorofila *a* hallados en las distintas etapas discriminadas en este trabajo, son coincidentes con los valores mencionados en la clasificación de lagunas pampeanas en claras y turbias (no inorgánicas) de Quirós *et al.* (2002). El fósforo total en el agua, en cambio, tuvo una gran variabilidad dentro de cada fase, debido a que los aportes externos de fósforo intervienen en la dinámica interna de este nutriente (Casco *et al.*, 2009), que podría estar influido por la escorrentía y las variaciones en las prácticas agropecuarias en los alrededores de la laguna. Cabe destacar que a similares concentraciones de PT en el agua, la laguna puede encontrarse en estados claros o turbios por lo que este nutriente no sería un elemento de control en los estados de equilibrio de la laguna en el rango de concentraciones encontrado. Esta observación coincide con la superposición de los rangos de valores de fósforo total hallados por Quirós *et al.* (2002) en lagunas pampásicas claras (23 a 1.288 mg.m⁻³) y turbias (25 a 1.250 mg.m⁻³).

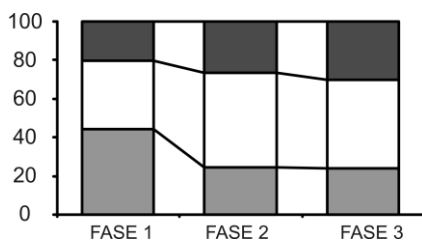


Figura 2: Participación porcentual y absoluta (en individuos. mm⁻²) de las algas de origen propiamente epipélico (gris oscuro), de origen epifítico (blanco) y planctónico (gris claro) en la comunidad del epipelón en cada una de las fases.

La Hipótesis de los Estados de Equilibrio Alternativos, así como otras referidas a aguas claras y turbias, se diseñaron en relación con los eventos ocurridos en la masa de agua, independientemente de los otros subsistemas que componen un lago somero. A partir de nuestros resultados se puede ver que las fases pueden discriminarse en relación con las variables en el agua. Al considerar las variables en los sedimentos, se diferencian las tres fases sólo con la densidad y diversidad algal total, pero probablemente los aportes de algas planctónicas sean los responsables de las diferencias halladas, ya que cuando se consideran las algas de origen propiamente epipélico o de origen epifítico no se obtuvieron diferencias significativas para discriminar las fases.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Marcelo Martínez Leanes por facilitarnos el acceso a la laguna localizada en su estancia y a Roberto Aranda por su ayuda en el trabajo de campo. Este trabajo fue realizado con el financiamiento del CONICET (PIP 2216) y de la Universidad Nacional de La Plata (Subsidio N 343).

BIBLIOGRAFÍA

- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray y I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624: 45-60.
- Attayde, J. L., X. Lazzaro, N. Mazzeo, G. Lacerot, S. Kosten, V. Huszar, L. Costa y M. Scheffer. 2008. A comparative analysis of trophic structure in shallow lakes under different climatic conditions: the SALGA project experience. Facultad de Ciencias, Universidad de

- la República, Montevideo. Libro de resúmenes, página 9. 23 al 28 de Noviembre, Montevideo.
- Cano, M. G., M. A. Casco, L. C. Solari, M. E. Mac Donagh, N. A. Gabellone y M. C. Claps.** 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-*a* of plankton, epipelon and epiphyton in a pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia*, 614: 33-45.
- Casco, M. A., M. E. Mac Donagh, Cano, M. G., L. C. Solari, M. C. Claps y N. A. Gabellone.** 2009. Phytoplankton and epipelon responses to clear and turbid phases in a seepage lake (Buenos Aires, Argentina). *International Revue of Hydrobiologie*, 94 (2): 153-168.
- Conde, D., S. Bonilla, L. Aubriot, R. de León y W. Pintos.** 1999. Comparison of the areal amount of chlorophyll *a* of planktonic and attached microalgae in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 408/409: 285-291.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Søndergaard y K. Christoffersen.** 1997. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Ecological Studies*, Vol. 131. Springer Verlag. 421 pp.
- Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard y T. Lauridsen.** 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408/409: 217-231.
- Jeppesen, E., M. Meerhoff, B. A. Jacobsen, R. S. Hansen, M. Søndergaard, J. P. Jensen, T. M. Lauridsen, N. Mazzeo y C. W. C. Branco.** 2007a. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation- the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269-285.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen y J. P. Jensen.** 2007b. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction -some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.
- Kovach, F.** 2001. *Multivariate Statistical Package (MVSP) Versión. 3.12.* Kovach Computing Service, Pentraeth, United Kingdom.
- Lauridsen, T. L., L. J. Pedersen, E. Jeppesen y Ma. Søndergaard.** 1996. The importance of macrophyte bed size for cladoceran composition and horizontal migration in a shallow lake. *Journal of Plankton Research*, 18 (12): 2283-2294.
- Meerhoff, M., N. Mazzeo, B. Moss y L. Rodríguez-Gallego.** 2003. The structuring role of free-floating versus submerged macrophytes in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377-391.
- Quirós, R., A. M. Rennella, M. B. Boveri, J. J. Rosso y A. Sosnovsky.** 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Reynolds, C. S.** 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton.* Cambridge, The University Press. 384 pp.
- Ryding, S. O. y W. Rast.** 1989. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos.* Madrid. Ed. Pirámide. 375 pp.
- Scheffer, M.** 1998. *Ecology of shallow lakes.* Chapman & Hall, London. 357 pp.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M.-L. Meijer, B. Moss y E. Jeppesen.** 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8 (8): 275-279.

AVANCES EN EL DESARROLLO DEL CULTIVO DE LA MOJARRA (*Cheirodon interruptus*) COMO ALTERNATIVA A LA EXPLOTACIÓN DE POBLACIONES SILVESTRES

T. MAIZTEGUI, D. CAMPANELLA & D. C. COLAUTTI

IIB-INTECH. Instituto Biotecnológico Chascomús. UNSAM. CONICET.
7130 - Chascomús

maiztegui@intech.gov.ar / da.campanella@gmail.com / colautti@intech.gov.ar

ABSTRACT. The use of *Cheirodon interruptus* as a sport fishing bait puts under serious pressure the pampean shallow lakes ecosystems, because it is mostly obtained from natural environments. This project aims to evaluate the possibility of developing the technological and biological know-how for a production system in captivity for sustainable use of the resource. We used a system with a low daily water renovation rate and a 150 % daily recirculation rate through a biofilter. Fishes in every ontogenetic stage in the system showed good health conditions and high acceptance to artificial diet formulations. Two spawning events were registered during spring season and the development of larvae through its juvenile stage went by with no further requirements than isolation from adults and granulometry variation of food. Although the character of this trial is just preliminar, we may conclude that a massive production system is possible, in order to make this bait market a sustainable activity not only in the commercial aspect but in its ecological as well.

Key words: *Cheirodon*, sport-fishing, bait, Pampean shallow lakes.

Palabras clave: *Cheirodon*, pesca deportiva, carnada, laguna somera pampeana.

INTRODUCCIÓN

La pesca deportiva del pejerrey *Odontesthes bonariensis* es la que cuenta con más adeptos en las aguas interiores de la provincia de Buenos Aires y la región pampásica. Entre los implementos con que debe contar el pescador en cada salida, la carnada resulta imprescindible y juega un rol fundamental, ya que el éxito de la pesca depende en buena medida de su calidad. La carnada más apropiada para la pesca de pejerrey es la "mojarra" o "morena" que no debe superar los 4 cm de longitud y debe mantenerse viva hasta el momento de ser colocada en el anzuelo. En la actualidad, la totalidad de las mojarra que se comercializan para abastecer las necesidades de más de dos millones de pescadores que se dedican a la pesca

de pejerrey en la región pampeana provienen de ambientes naturales. Esta situación por un lado nos da una idea de la magnitud de este mercado y por otro lado sugiere la importante presión que se ejerce sobre los ecosistemas para satisfacer la demanda.

Los períodos de sequía e inundación propios de la región determinan que la cantidad y calidad de mojarra disponible en cada temporada resulte altamente variable e impredecible, por lo cual aquellos que se dedican a la actividad de extracción y venta no pueden planificar su crecimiento comercial ni tampoco ofrecer de manera permanente y estable un producto que satisfaga las expectativas del pescador deportivo en cuanto a calidad o precio.

La captura de mojarra se realiza en ambientes de aguas someras, en la costa de lagunas o en arroyos utili-

zando normalmente redes de arrastre confeccionadas con mallas de pequeña abertura (1,5 x 1,5 mm). En los ecosistemas acuáticos someros, éstas áreas constituyen hábitats de cría para muchas especies de peces y otros organismos que no sólo son capturados durante la extracción de mojarra, sino que también luego de los arrastres ven reducidas sus posibilidades de supervivencia debido a que su ambiente es perturbado y desestructurado (López, *et al.* 2001).

Aunque las aguas dulces de la región pampásica están pobladas por varias especies de mojarra (Ringuelet, 1967; López, *et al.* 2008) sólo algunas son aptas como carnada para el pejerrey y entre éstas, la “colita negra” (*Cheirodon interruptus*) es la más adecuada debido a que su talla máxima nunca supera el tamaño apropiado, a que es la especie más eurioica (Lopez *et al.*, 2008) y a que se adapta mejor que las otras al manipuleo.

A pesar de la relevancia que presenta la venta de esta especie, no existen antecedentes sobre el cultivo de mojarra en la región y la información acerca de la biología de las mismas es muy limitada (Escalante, 1982; 1983a,b; Lopez Cazorla y Sidorkewicz, 2005; Sendra y Freyre 1981a,b)

Ante esta situación y el alto impacto que genera la extracción de carnada en la región pampásica (Lopez *et al.* 2001), se impone la necesidad de desarrollar conocimientos biológicos y tecnológicos orientados a generar avances que resulten útiles en el desarrollo de la acuicultura de esta especie. La producción masiva de carnada bajo condiciones controladas representaría una salida para disminuir la alta presión que se está ejerciendo sobre los ecosistemas pampásicos y adicionaría mayor previsibilidad y sustentabilidad a esta actividad productiva.

En este trabajo se presentan los avances logrados en un proyecto innovador cuyo objetivo es generar los conocimientos biológicos y tecnológicos necesarios para poner a punto un sis-

tema de producción masiva de *C. interruptus* para ser comercializada como carnada para la pesca deportiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se instalaron 8 estanques rectangulares, de paredes y fondo negro de 1,80 x 1 x 0,60 m. bajo un tinglado semi-cubierto en el Instituto Tecnológico Chascomús, y dos cisternas, una de recuperación, bajo nivel y otra de provisión elevada a 2 m de altura. Para mantener niveles bajos y estables de compuestos nitrogenados (NH₄, NO₂, NO₃) uno de los estanques fue acondicionado como biofiltro, mientras que los 7 restantes quedaron disponibles para la siembra de peces. El sistema fue llenado con agua de pozo admitiendo un volumen total de aproximadamente 7700 litros de agua. Para minimizar el consumo de agua se implementó un sistema de circulación semi-cerrado que posibilita la recirculación dentro del sistema mediante una bomba centrífuga entre ambas cisternas. Ésta se encuentra controlada por dos dispositivos eléctricos que garantizan un nivel mínimo permanente de agua en la cisterna de provisión a fin de posibilitar un flujo de agua continuo en los estanques y el biofiltro. Paralelamente el sistema admite renovaciones parciales sin alterar su nivel de agua mediante un flujo de agua constante suministrado a la cisterna de provisión. El líquido excedente es exportado del sistema mediante una purga ubicada en la cisterna de recuperación (Figura 1).

Durante el lapso que duró el estudio se midieron el oxígeno disuelto y la temperatura con un oxímetro electrónico (Lutron DO-5508), la salinidad se midió con un salinómetro (Atago S-10), el pH, y los compuestos nitrogenados se midieron con kits marca Tetra.

Los ejemplares utilizados para este estudio fueron obtenidos en estaciones de venta de carnada. Entre los peces adquiridos se detectó la presen-

cia de varias especies, por lo que fue necesario seleccionar a los ejemplares de *Cheirodon interruptus*, los cuales fueron separados por sexo, reconociendo a los machos por la presencia de espinas en los radios de la aleta anal.

El trabajo realizado con estos ejemplares se dividió en dos etapas:

Etapas I

En febrero de 2008 se colocaron en el sistema 622 individuos (310 machos y 312 hembras) cuyas longitudes totales superaban los 24 mm, por lo cual se trataba de ejemplares adultos conforme lo determinado por Sendra y Freyre (1981). Estos peces se mantuvieron hasta Octubre de 2008 separados por sexos en dos estanques diferentes. En este período se les suministró raciones de formulaciones dietarias artificiales dos veces al día hasta satisfacer la demanda, 6 días a la semana. El alimento proporcionado consistió en escamas y pellet de diferente granulometría (2-5mm) flotantes; ambos marca Shullet para peces de acuario y para pejerrey, respectivamente. También se les proporcionó balanceado extrusado sumergible marca Fundus para pejerrey. En cada oportunidad que se alimentó a los peces se evaluó la aceptación a los distintos tipos de alimento, así como también, se prestó especial atención a la conducta de los ejemplares hasta el momento de saciedad.

Etapas II

En la primera semana de octubre de 2008, con la intención de obtener desoves, con la totalidad de los individuos se formaron dos planteles de reproductores uno de 184 individuos y otro de 386. La relación de sexos fue 1:1. Ambos planteles fueron confinados en jaulas de 1 x 1 x 0,30 m confeccionadas con malla plástica rígida (5 x 5 mm de abertura), las cuales se dispusieron en dos de los estanques según se muestra en la Figu-

ra 1, con la finalidad de permitir la precipitación de los huevos a través de la malla en caso de existir desoves. Este mecanismo garantizaría una incubación y desarrollo larval en un recinto del estanque diferente al de los peces adultos. Paralelamente, esta jaula posibilita el traslado del pool de reproductores a otro estanque, en caso de comprobarse desoves (Figura 1). Esta estrategia de manejo permite el desarrollo de los huevos y larvas en el estanque en que se produjo la fecundación y da la posibilidad de obtener nuevos desoves en otro estanque. A los planteles se los alimentó con pellets (5 mm, marca Shullet) siguiendo el mismo procedimiento previamente descrito. Una vez al día se realizó una inspección del estanque con el objeto de detectar la presencia de huevos o larvas.

RESULTADOS

El sistema funcionó de manera constante durante el lapso que duró el estudio, ya que las pérdidas por filtración o evaporación de agua del sistema fueron compensadas por la pequeña entrada permanente de agua (1,87 % por día) en la cisterna de provisión. En tres ocasiones el sistema dejó de funcionar debido a problemas con los dispositivos controladores de la bomba, lo cual generó que se detuviera la recirculación y el sistema perdiese solamente el volumen de agua que contiene la cisterna de provisión.

Durante el período que duró el experimento, los valores medios y sus respectivos desvíos estándar fueron para el pH ($8,35 \pm 0,317$), la salinidad ($2,31 \pm 0,492$ g/L), el oxígeno disuelto ($7,94 \pm 1,35$ mg O₂/l) y los compuestos nitrogenados ($0,32 \pm 0,37$ ppm para nitritos y $30,83 \pm 11,66$ ppm para nitratos). Las variaciones de la temperatura ($16,06 \pm 4,37$ °C) se presentan en la Figura 2 junto a la curva de fotoperiodo. La transparencia del agua siempre resultó elevada permitiendo ver sin inconvenientes desde la superficie al fondo de los estanques.

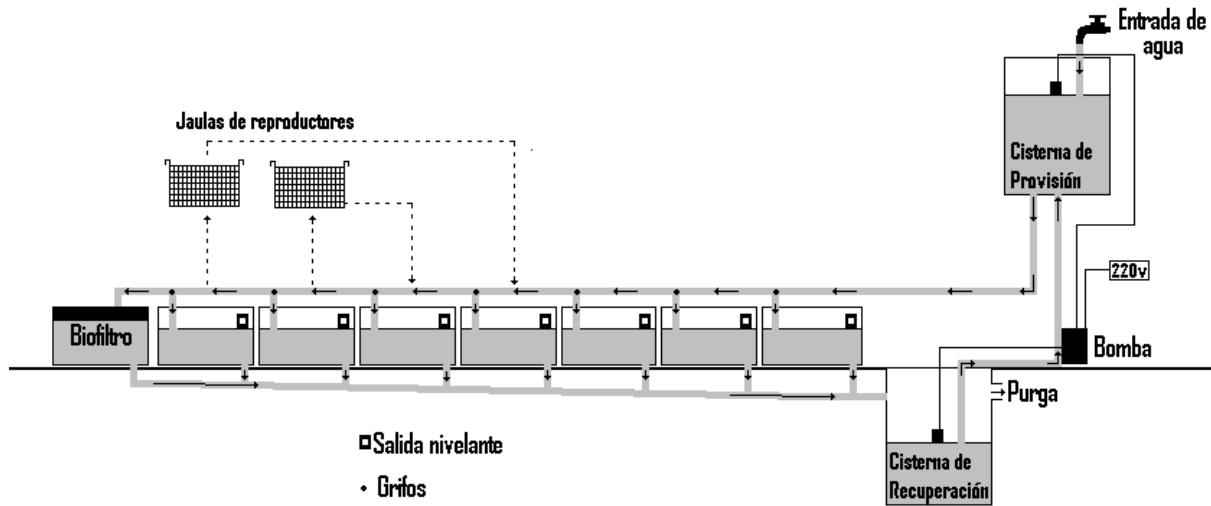


Figura 1. Esquema del sistema de cultivo experimental en el que se realizaron las diferentes etapas del estudio sobre cultivo de *Cheirodon interruptus*. Se detallan sus diferentes componentes y dirección del flujo de agua.

Etapa I

Desde las pocas horas de haber sido introducidos en el sistema, los peces se organizaron en cardúmenes que mostraron movimientos de natación ágiles, coordinados, rápida respuesta a estímulos externos, y una marcada tendencia a agruparse en los sectores más profundos y menos iluminados del estanque. Los escasos individuos que no siguieron los patrones de comportamiento descritos terminaron muriendo, por este motivo se considera que los peces utilizados se encontraban en condiciones de salud apropiadas.

Independientemente de cuál formulación dietaria artificial se les haya provisto, los individuos presentaron una rápida aceptación caracterizada por la desorganización del cardumen seguida de una inmediata reacción de consumo del alimento acompañada de trayectorias de natación veloces e individuales. Se consideró como momento de saciedad a aquel en el cual los peces comenzaban a reorganizar el

cardumen y los movimientos coordinados colectivos, se imponían sobre los individuales. Entre todos los alimentos utilizados en esta etapa, los pellets flotantes de 5mm permitieron evaluar con mayor facilidad el grado de saciedad y los patrones de conducta pre y post ofrecimiento de ración, debido a que por su tamaño y flotabilidad resultaron fáciles de identificar en el estanque no solo en la superficie sino también debajo de la superficie durante la manipulación por parte de los peces. Por este motivo se utilizó este alimento en la segunda etapa del trabajo.

A lo largo de toda la primera etapa del estudio murieron 35 individuos arrojando un porcentaje de supervivencia de 94,74%.

Etapa II

Las inspecciones realizadas en los estanques no permitieron detectar presencia de huevos pero si la de larvas de pocos días de vida en dos oportunidades. Dichos eventos ocurrieron en la tercera semana de octubre y du-

rante la tercera semana de noviembre. En ambas ocasiones la aparición de larvas sucedió de manera simultánea en ambos estanques.

Luego del primer evento reproductivo las jaulas con reproductores fueron trasladadas a otros estanques en las cuales ocurrió el segundo evento reproductivo. Es importante destacar que desde el inicio de esta etapa hasta su finalización en enero de 2009 no se registraron muertes de ejemplares.

Las larvas y juveniles fueron alimentados con polvo de los pellets con que se alimentó a los reproductores, observándose que comenzaron a consumirlo luego de una semana. Una vez que estos peces alcanzaron un tamaño de aproximadamente 10 mm se procedió a juntar los peces de los cuatro estanques en un estanque común, comprobándose que sumaban un total de 223 correspondiendo 122 al plantel de reproductores de mayor densidad y 101 al plantel de reproductores de menor densidad.

DISCUSIÓN

La rápida aclimatación a un sistema de cultivo es un requisito indispensable que debe cumplir cualquier especie para su producción en acuicultura bajo condiciones intensivas o semi-intensivas. En este sentido Los resultados obtenidos indican que *C. interruptus* se adaptó de manera satisfactoria a las condiciones de un sistema semicerrado con baja tasa de renovación y alta de recirculación de agua, lo que sería un indicador de sus potencialidades para ser producido en acuicultura.

Un requisito elemental que debe satisfacer cualquier especie que intente cultivarse a altas densidades es la aceptación de alimento artificial. Con relación a esto último, merece destacarse la alta admisión que tuvo esta mojarra a diferentes fórmulas dietarias artificiales de composición y calidad variadas a lo largo de todos los estadios ontogenéticos. A pesar de que

durante todo el estudio se utilizaron alimentos formulados para otras especies, la baja mortalidad registrada sumada a la sucesión de eventos reproductivos podrían considerarse fuertes indicadores de que no existieron deficiencias nutricionales. Sin embargo, dado el amplio espectro trófico de la especie en ambientes naturales (Escalante, 1983) es muy factible que la producción natural de algas y microorganismos ocurrida en los estanques haya sido aprovechada por los peces para obtener aquellos componentes esenciales de la dieta ausentes en la formulación artificial, particularmente en el pasaje de larva a juvenil.

En los meses de octubre y noviembre se registraron desoves simultáneos en ambos estanques y a partir de diciembre no se observó ningún tipo de actividad reproductiva. Lo ocurrido bajo las condiciones de cautiverio a la que estuvieron expuestos los ejemplares es coincidente con lo descrito por Sendra y Freyre (1981) en poblaciones silvestres. De acuerdo con el seguimiento de las horas de luz y la temperatura que son las variables ambientales clave en la maduración de las gónadas, los desoves ocurrieron dentro de un rango de fotoperiodo de 12 a 14 horas y las temperaturas oscilaron alrededor de los 20° (Figura 2). Dentro de estos rangos se encontraría la combinación óptima de ambos factores ambientales para que ocurra la puesta. Por este motivo, es factible que la especie también en cautiverio efectúe un desove de menor intensidad durante el otoño, tal cual fue observado por Sendra y Freyre (1981) en la laguna de Chascomús ya que es el único momento del año en que las variables que se discuten asumen valores similares a los de primavera. Conforme a las observaciones realizadas, *C. interruptus* se ajustaría entonces al patrón general de estacionalidad reproductiva en los charácidos de la región subtropical (Lampert et. al. 2007).

Los resultados de este estudio indicarían que es posible el mantenimiento y la reproducción de *C. interruptus* en cautiverio, lo que indica que es posible su cultivo así como también su uso como animal pampásico experimental tanto en laboratorio como en campo.

Aunque el carácter de éste trabajo puede considerarse preliminar, el conocimiento biológico y tecnológico obtenido indica que sería factible el de-

sarrollo de sistemas de producción masiva capaces de mitigar la alta presión que se está ejerciendo sobre los ecosistemas pampásicos en función de la elevada demanda de la especie como carnada. De este modo, la actividad de venta resultaría sustentable no sólo desde el punto de vista comercial, sino también desde el ecológico.

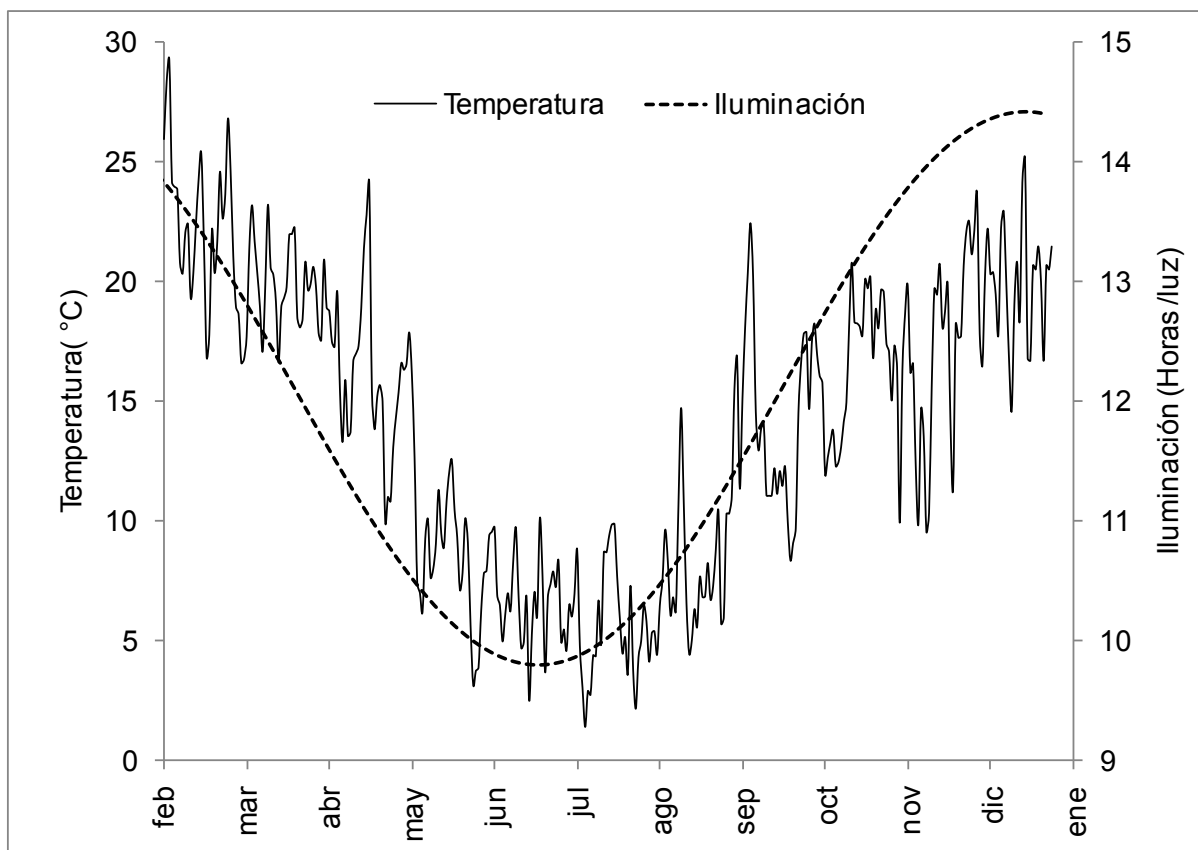


Figura 2. Variación de la temperatura y fotoperíodo durante el estudio.

AGRADECIMIENTOS

A Mario Daniel Campanella cuyo espíritu inquieto, eterna curiosidad y soporte financiero hicieron posible la realización de los ensayos. Al resto del

equipo del Laboratorio de Ecología y Producción Pesquera, sin cuya colaboración éste trabajo no podría haberse llevado a cabo. Al revisor del manuscrito, cuyos comentarios contribuyeron de manera significativa a la elaboración de la versión definitiva.

BIBLIOGRAFIA

- Burns, J., Stanley, H., Weitzman and Malabarba L. R.** 1997. Insemination in Eight Species of Cheirodontine Fishes (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae) *Copeia*, Vol. 1997, No. 2. (May 13, 1997), pp. 433-438.
- Escalante, A. H.** 1982. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. I. *Astyanax eigenmaniorum* (Osteichthyes Tetragonopteridae). *Limnobiós* 2(5): 311-322.
- Escalante, A. H.** 1983a. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragonopteridae. *Limnobiós* 2(6): 379-402.
- Escalante, A. H.** 1983b. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III. Otras especies. *Limnobiós* 2(7): 453-463.
- Grosman, F., González Castelain, J. R. y Usunoff, E.** 1996. Trophic niches in an Argentine pond as a way to assess functional relationships between fishes and other communities. *Water SA* 22 (4): 345-350.
- Lampert, V. R., Azevedo M. A. and Fialho C. B.** 2007. Reproductive Biology of *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Ostariophysi: Characidae) from the Rio Ibicuí, RS, Brazil. *Brazilian Archives Of Biology and Technology*, Vol.50, n. 6: pp.995-1004. November 2007.
- Lopez Cazorla, A. y Sidorkewicz N. S.**, 2005. Edad y crecimiento de *Cheirodon interruptus* (Characiformes: Tetragonopteridae) en la cuenca alta del Río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática* (22) p 189-196.
- Lopez, H., Baigún, C., Iwaskiw, J., Delfino R. y Padin O.** 2001. La cuenca del río Salado: Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad de La Plata, La Plata 2001.
- Lopez, H., Menni R. C., Mariano D. and Miquelarena A, M.** 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography* (2008) 35, 1564-1579.
- Malabarba, R.** 1994. Sistemática e filogenia de Cheirodontinae (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). Unpubl. Ph.D, diss., Univ. de Sao Paulo, Sao Paulo, Brazil.
- Masson, I., Stone, N. and -Woo Lee, Y.** 2006. Developing Methods for Harvesting Rosy Red Fathead Minnow Eggs. *North American Journal of Aquaculture* 68:296-305, 2006 Copyright by the American Fisheries Society 2006 DOI: 10.1577/A05-079.1.
- Nelson, K.** 1964. Behavior and morphology in the glandulocaudine fishes (Ostariophysi, Characidae). *Univ. Calif. Publ. Zool.* 75:59-152.
- Sendra, E. D. y Freyre L. R.** 1981. Estudio demográfico de *Cheirodon interruptus interruptus* (pisces Tetragonopteridae) de la Laguna de Chascomús. I Crecimiento. *Limnobiós*, vol 2, Fasc. 2 pag 111-126. La Plata.
- Sendra, E. D. y Freyre L. R.** 1981. Estudio demográfico de *Cheirodon interruptus interruptus* (pisces Tetragonopteridae) de la Laguna de Chascomús. II. Supervivencia y evaluación de modelos demográficos. *Limnobiós*, vol 2, Fasc. 2 pag 265-272. La Plata.

DIFERENTES ASPECTOS ECOLÓGICOS E ICTIOFAUNA DE SEIS LAGUNAS MERCEDINAS (PROVINCIA DE SAN LUIS, ARGENTINA)

M. MANCINI¹, V. SALINAS¹ & J. G. HARO²

¹ Universidad Nacional de Río Cuarto.

² Universidad Nacional de Córdoba.

Ruta Nacional 36 km 601. 5800 - Río Cuarto. Argentina.

mmancini@ayv.unrc.edu.ar

ABSTRACT. South of the Villa Mercedes city (San Luis province, Argentina), there are over one hundred shallow lakes of different surface. Many of these lakes are exploited as recreational fishery resources. However, the information available about the ecology and fishes is very limited. In October 2007, the main ichthyofauna characteristics and different ecological aspects of six shallow lakes (34°00'S, 65°24'W) were studied with special focus on the pejerrey *Odontesthes bonariensis* population. The average area of shallow lakes was 17.8 (±9.9) ha. Turbid (green) and clear shallow lakes were observed with great abundance of *Potamogeton berteroanus* and Secchi disk values of were up to 2.30 m. All the lakes showed a reed belt of *Schoenoplectus americanus* with a different degree of development. The abundance of zooplankton was variable with a maximum of 338167 org/m³. The water was classified as oligohaline and very hard. In total, 7 species of fishes were caught distributed in 4 orders and 5 families: *O. bonariensis*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Cheirodon interruptus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Corydoras paleatus*, *Cnesterodon decemmaculatus* y *Jenynsia multidentata*. The Shannon-Wiener diversity index was low to medium (0.91-1.55 bits). The largest capture per unit effort of *O. bonariensis* (CPUE_p) was 28.6 kg/20hs/net with a proportional stock density (PSD) of 60.7.

Key words: shallow lakes, San Luis, ecology, ichthyofauna, pejerrey

Palabras clave: lagunas, San Luis, ecología, ictiofauna, pejerrey

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana existe una innumerable cantidad de lagunas de diferente génesis y extensión. Debido a la multiplicidad de servicios y funciones que cumplen esos ambientes lénticos, se han incrementado en los últimos años diferentes tipos de estudios abordados desde múltiples disciplinas (Grosman, 2008). Estos lagos someros, con perfil en forma sartén, poseen una profundidad media escasa que en ocasiones favorece el desarrollo de hidrófitas (Ringuelet, 1972), situación más frecuente en lagunas "claras". Por el contrario, las lagunas

"turbias" (verdes) presentan mayor producción de fitoplancton (Quirós *et al.*, 2002), el cual a su vez constituye el alimento para el siguiente eslabón trófico, el zooplancton. Este último, lo integran microcrustáceos que forman el principal alimento del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Ringuelet *et al.*, 1980; Mancini y Grosman, 2008), la especie más importante de las pesquerías de estos ambientes acuáticos.

Al sur de la ciudad de Villa Mercedes, provincia de San Luis, existen más de un centenar de lagunas de diferentes dimensiones conocidas como mercedinas. De acuerdo a su localización, en principio estas lagunas no

estarían incluidas dentro de la región de las Pampas, aunque dentro de esta, la región más próxima, denominada Cuencas Noroccidentales, presenta límites imprecisos (Gómez y Toresani, 1998; Gómez y Menni, 2005). En este contexto y según la geomorfología detallada por Rosso (2007), las lagunas mercedinas están situadas en la región pampeana, prácticamente en el límite occidental de la subregión de la pampa medanosa, inmersas en la cuenca hidrográfica de los ecosistemas acuáticos pampeanos. Ubicadas entre médanos y pastizales, estos ambientes constituyen afloramientos de napas subterráneas formados en hondonadas naturales y en antiguas depresiones excavadas por el viento (Atlas Total Clarín de la República Argentina, 2007). Existen antecedentes bibliográficos puntuales de algunos de estos limnótotos que indican su elevada profundidad (Ringuelet, 1962).

Debido a la importancia que revisten en la faz biológica y económica, se están desarrollando numerosos estudios referidos a la identificación y evaluación de los recursos pesqueros de las lagunas pampeanas (López *et al.*, 2001). A pesar de que las primeras siembras de pejerrey en las lagunas mercedinas se efectuaron hace más de un siglo (Wernicke, 1932; Mac Donagh, 1948) y que además en los últimos 20 años varios ambientes se han explotado a través de la pesca recreativa del pejerrey, existen muy pocos antecedentes bibliográficos sobre su ecología y fauna íctica. Los objetivos del presente trabajo fueron estudiar distintos aspectos ecológicos y las principales características de la ictiofauna, con especial referencia en la población de *O. bonariensis*, en 6 lagunas mercedinas.

MATERIALES Y METODOS

Descripción del Área de Estudio

Las lagunas evaluadas están ubicadas en el departamento General Pe-

dernera (34°00'S, 65°24'W), provincia de San Luis (Figura 1), en la región conocida como "Zona de Llanos y Lagunas". De manera más específica y dentro de los sistemas geomorfológicos de la provincia, están ubicadas en la llanura pampeana de arenas eólicas y en la ecoregión del Espinal, cuyo clima es templado y seco (Atlas total Clarín de la República Argentina, 2007). El régimen de lluvias es de 500 a 600 mm/año (Atlas digital de San Luis, 2009). Los registros más próximos a la zona indican para el periodo 1981-1990 una temperatura media de 22,9 y 7,3 °C para los meses de enero y julio respectivamente (SMN, 1992); para los mismos meses del año 2008, los registros fueron de 22,9 y 10,1 °C (Fuente: Estación Experimental INTA San Luis, 2009). La superficie y profundidad media de las lagunas evaluadas se detallan en la Tabla 1.

El estudio de la totalidad de los ambientes se realizó de manera simultánea en el mes de octubre de 2007. Para el análisis de las variables limnológicas *in situ* y para el estudio del zooplancton, se establecieron tres estaciones de muestreo del área limnética trazadas a lo largo del eje longitudinal de cada laguna.

Características Físico-Químicas del Agua

Se analizó *in situ* la temperatura, el pH y la concentración de oxígeno disuelto (analizador digital Consort C535), la transparencia del agua se midió con disco de Secchi. En las lagunas 1, 4, 5 y 6 se analizaron variables físico-químicas del agua, para ello se extrajeron muestras del centro de cada ambiente a una profundidad de 0,3 m. En el caso del análisis químico, se analizó dureza, alcalinidad, sales totales, conductividad, nitratos y nitritos de acuerdo a APHA (1992). La relación entre la profundidad media de la laguna (Z_m) y la profundidad de la zona fótica (Z_{fot}) se utilizó para diferenciar lagunas claras y turbias (Quirós *et al.*, 2002).

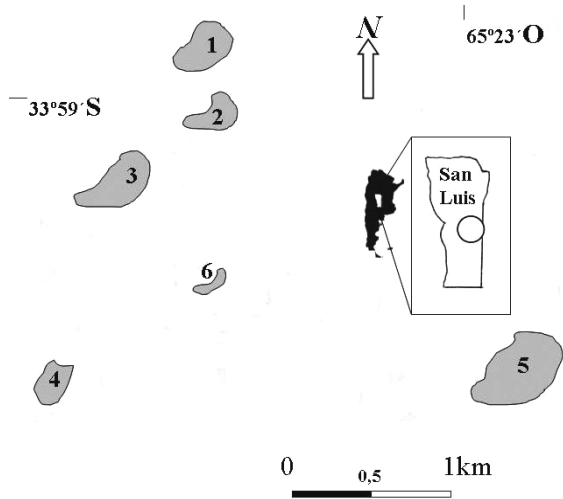


Figura 1. Ubicación geográfica de las lagunas estudiadas.

Tabla 1. Superficie y profundidad de las lagunas estudiadas.

Laguna	Superficie (ha)	Profundidad (m)
1	19,4	2,85
2	14,5	3,46
3	25,8	3,00
4	9,1	2,36
5	32,1	3,65
6	5,9	s/d

(*): s/d: sin datos.

Zooplankton

En cada estación de muestreo se filtraron 36 L de agua mediante una red de plancton de 90 μ m, fijando las muestras con formalina al 4%. Posteriormente, se determinó la abundancia del macrozooplankton mediante el conteo de submuestras en cámara abierta tipo Bogorov (Fabián, 1999).

Ictiofauna. Muestreo y tratamiento de los datos de captura

Según las características de cada ambiente dadas por su acceso, posibi-

lidad de utilizar una embarcación y presencia de vegetación litoral y sumergida, los artes y aparejos de pesca utilizados fueron:

- Red de arrastre litoral de 20 m de largo (con copo de malla de 5 mm). Se utilizó en las lagunas 3 y 4.
- Red de arrastre litoral de 10 m de largo (con copo de malla de 2 mm). Se utilizó en las lagunas 1, 2, 5 y 6.
- Baterías flotantes de redes de enmalle conformadas por paños de 15, 19, 22, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de distancia entre nudos (68 m de largo total). Fueron caladas en horas de la tarde y recogidas al amanecer en las lagunas 1, 2, 3 y 4. La captura por unidad de esfuerzo de pejerrey (CPUE_p) y del total de especies (CPUE_T), se referenció a 20 hs de tendido/tren de enmalle. Se calculó además la densidad proporcional de stock, PSD = $100 * (\text{ejemplares} > 245 \text{ mm LEst} / \text{ejemplares totales})$ (Baigún y Anderson, 1993).
- Trasmallo de 10 m. Se utilizó en la laguna 6.
- Espineles de medio flote compuestos por 10 anzuelos de abertura inferior comprendida entre 15 a 22 mm. Se utilizó en la laguna 5.
- Líneas de mano utilizadas corrientemente en la pesca recreativa, formadas por aparejos con anzuelos de tamaño 2 y 3. Se las utilizó en la laguna 5.

Los ejemplares fueron identificados de acuerdo a Haro y Bistoni (2007), en la sistemática se siguió a López *et al.* (2003). A partir de la información obtenida de las especies ícticas capturadas, se calcularon los siguientes índices de diversidad: a) índice de Shannon-Wiener: $H = -\sum (p_i)(\log_2 p_i)$, donde p_i es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i ,

b) índice de uniformidad (equidad de Pielou): $E = H / \log_2 S$, donde S es el número de las especies de la muestra y c) índice de Simpson: $S = 1 - \sum (p_i)^2$ (Krebs, 1995). Posteriormente, a una muestra representativa de pejerreyes de cada laguna se les tomaron las siguientes medidas: longitud de la cabeza (LC), longitud total (LT), LEst con precisión de 1 mm y el peso húmedo en g (W) con precisión 0,1 g. Se determinó el sexo, el grado de madurez sexual y se extrajeron y rotularon escamas de la zona típica (inmediatamente posterior a la aleta pectoral).

En las lagunas 1, 2 y 3 se determinó en *O. bonariensis* la relación LEst – peso, $W = a * LEst^b$; la diferencia entre lagunas fue analizada mediante comparación de los intervalos de confianza de los coeficientes y de un análisis de covarianza (ANCOVA), previa verificación del supuesto de homogeneidad de las pendientes (García-Berthou, 2001). A los efectos de comparar la condición corporal de los pejerreyes con respecto a los estándares de la especie, se calculó el peso relativo (Wr) de acuerdo a Colautti *et al.* (2006). Las diferencias entre ambientes de este último se determinaron mediante un análisis de Kruskal-Wallis.

El crecimiento de *O. bonariensis* se estudió en la laguna 1 debido a la mayor representatividad de tallas presentes. Se aplicó el modelo de Von Bertalanffy: $LEst_{(t)} = L_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})$, donde L_{∞} es la longitud teórica máxima, k es la tasa de crecimiento y t_0 es el tiempo hipotético en el cual la longitud es nula.

Luego de separar los tractos digestivos de *O. bonariensis*, los mismos se conservaron en formalina al 10%. En laboratorio, fueron colocados en cápsulas de Petri para extraer 1 ml de contenido, el cual fue observado bajo lupa binocular y/o microscopio óptico. Se determinaron los diferentes com-

ponentes de la dieta a nivel de grandes grupos biológicos. Se utilizó el Índice de Categorización de Items (ICI) = $(FxA)^{0,5} / H$, el cual diferencia componentes primarios, secundarios, terciarios y ocasionales del alimento (Grosman, 1995).

Por último, en cada laguna estudiada se identificaron las hidrófitas y las aves presentes de acuerdo a Bianco *et al.* (2001) y Narosky & Izurieta (2003).

RESULTADOS

De acuerdo a la salinidad, el agua de las lagunas evaluadas en ningún caso superó los 5 g de sales por litro, encuadrándose dentro de la clasificación oligohalina. De acuerdo a la dureza, se clasificaron como aguas muy duras. Si bien de estas clasificaciones se apreció cierta semejanza entre ambientes, el agua de las lagunas 1 y 5 fue sulfatada sódica y clorurada-bicarbonatada-sódica, mientras que las lagunas 4 y 6 presentaron agua bicarbonatada sódica. La relación $Ca+Mg/Na+K$ fue elevada, con un mayor registro en la laguna 1 (Tabla 2).

La temperatura del agua fue similar en las 6 lagunas con registros comprendidos entre 16 y 17,5 °C (Figura 2). Por el contrario, la transparencia del agua arrojó resultados muy diferentes. Expresados en valores promedios, la laguna 1 fue la de mayor transparencia (2,33 m), mientras que la laguna 6 registro la menor lectura de disco de Secchi, con un registro de 0,30 m (Figura 3), exhibiendo el agua un color verde intenso. De acuerdo a la relación Z_m / Z_{fot} , las lagunas 1, 3 y 5 se encuadraron como lagunas claras, mientras que las lagunas 2 y 4 se clasificaron como turbias.

Tabla 2. Características físico – química del agua de las lagunas 1, 4, 5 y 6.

Determinación	Unidad	Lag1	Lag4	Lag5	Lag6
Conductividad	uS/cm	2390	1979	2770	4110
Sales totales	mg/L	1673	1385	1939	3371
Nitratos	mg/L	2,0	2,0	3,0	2,0
Nitritos	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0
Rel. Ca+Mg / Na+K		0,33	0,19	0,26	0,20
Dureza total	ppm CO ₃ Ca	352	176	304	446
Alcalinidad	ppm CO ₃ Ca	344	558	410	1242

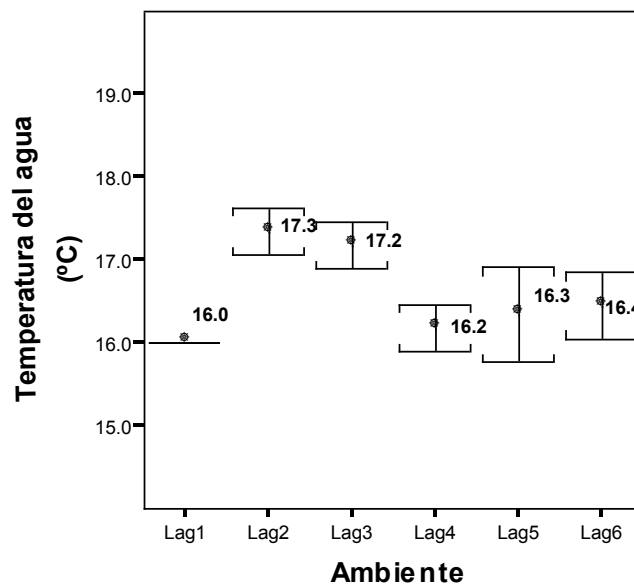


Figura 2. Valores de la temperatura del agua.

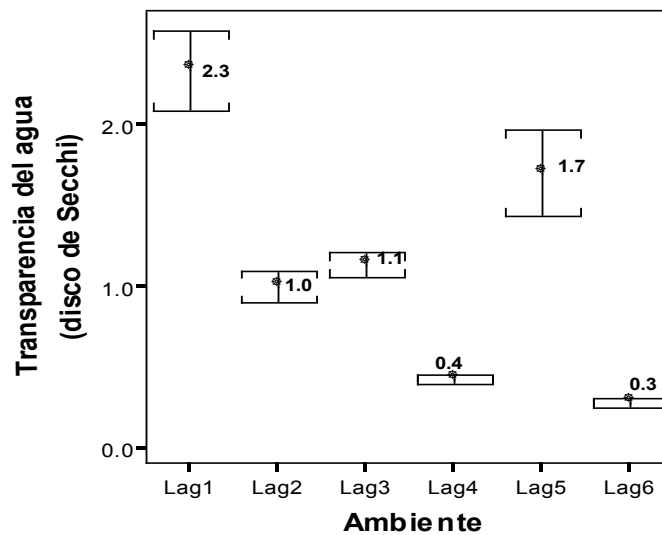


Figura 3. Valores de la transparencia del agua.

Según la ubicación de las lagunas y las temperaturas registradas, el contenido de oxígeno disuelto del agua a nivel superficial se presentó sobresa- turado, con máximos superiores a 11 ppm (Figura 4), a excepción de la laguna 1 en donde se determinó 92% de saturación. Los valores medios de pH se ubicaron dentro del rango de referencia para las lagunas pampeanas, sin embargo fueron elevados en las lagunas 4 y 6 (Figura 5).

La densidad del zooplancton pre- sentó marcadas diferencias en las di- ferentes lagunas, con una mayor nu- merosidad en las lagunas 4 y 6 (Figura 6). Es importante resaltar que en la laguna 4 se observaron cladóceros de gran tamaño a diferencia de los otros ambientes estudiados. La relación Cladocera/Copepoda fue inferior a 1, a excepción precisamente de la lagu- na 4 que registró una relación de 2,73:1.

En relación a la ictiofauna de las 6 lagunas, se capturaron 7 especies per- tenecientes a 4 ordenes y 5 familias: mojarra *Astyanax eigenmanniorum*, mojarrita *Cheirodon interruptus*, dien- tado *Oligosarcus jenynsii*, tachuela *Corydoras paleatus*, madrecita del agua *Cnesterodon decemmaculatus*, pejerrey *Odontesthes bonariensis* y orillero *Jenynsia multidentata*. Estas dos últimas especies fueron las más abundantes, representando el 36,3 y el 50,4 % del total respectivamente, mientras que en términos de biomasa el pejerrey dominó ampliamente, ocu- pando más del 94 % de la misma. Los ejemplares capturados con los diferen- tes artes y aparejos de pesca en cada ambiente se detallan en la Tabla 3. Los índices de diversidad de Shannon- Wiener y de Simpson fueron interme- dios y bajos, mientras que la mayor riqueza de especies se observó en las lagunas 2 y 3 (Tabla 4).

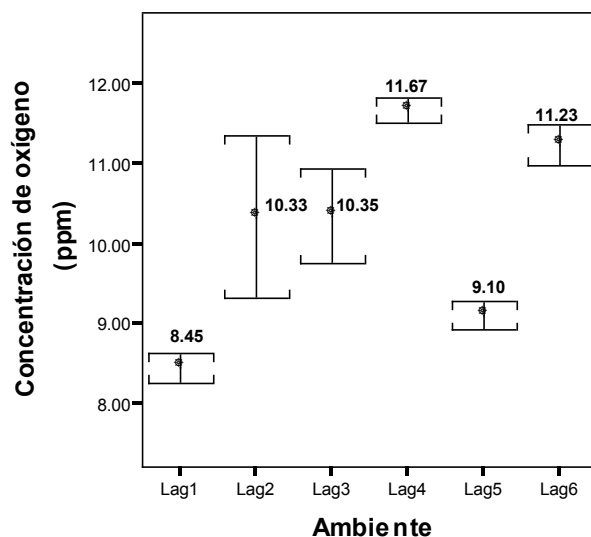


Figura 4. Valores de la concentración de oxígeno.

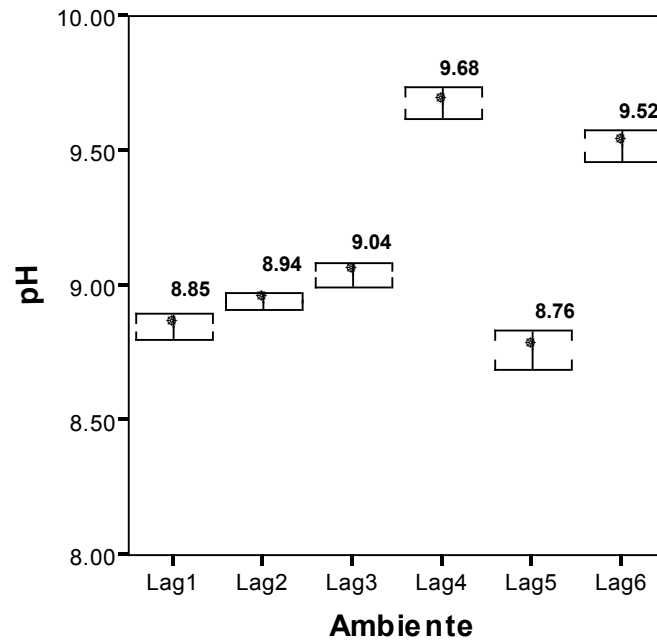


Figura 5. Valores de pH del agua.

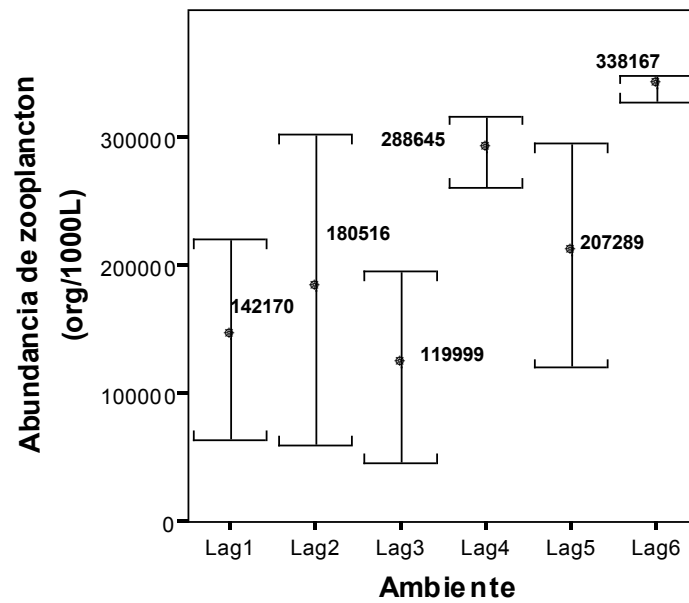


Figura 6. Abundancia del zooplancton.

Tabla 3. Número de ejemplares de las diferentes especies capturadas y artes de pesca utilizados en cada laguna (E: enmalle; A: arrastre; L: línea de mano; Es: espinel; T: trasmallo).

Laguna	1	1	2	2	3	3	4	4	5	5	5	6	6
Especie/arte	E	A	E	A	E	A	E	A	L	A	Es	T	A
<i>O. bonariensis</i>	84	8	14	0	116	0	0	0	46	0	0	0	0
<i>J. multidentata</i>	0	52	0	205	0	51	0	5	0	57	0	0	2
<i>C. decemmaculatus</i>	0	25	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. paleatus</i>	1	4	0	4	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. eigenmanniorum</i>	0	0	1	12	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. interruptus</i>	0	0	3	0	1	0	0	3	0	0	0	0	1
<i>O. jenynsii</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Total por Arte	85	89	18	246	127	58	0	8	46	57	0	0	3

Tabla 4. Cantidad de ejemplares capturados y diferentes índices de diversidad de la ictiofauna de cada laguna.

Laguna	Peces Capturados	Riqueza específica	Índice de Shannon	Índice de Simpson	Equidad
1	174	4	1,55	0,60	0,77
2	264	6	1,21	0,38	0,57
3	185	6	1,42	0,53	0,55
4	8	2	0,95	0,46	0,95
5	103	2	0,99	0,49	0,99
6	3	2	0,91	0,44	0,91

La CPUE_p en biomasa fue más elevada en la laguna 1 (28,63 kg cada 20 horas de tendido de red). En relación a la abundancia de pejerreyes, la laguna 3 presentó el mayor registro, siendo el mismo de 145 peces/20h/red. De lo anterior se desprende que el peso medio de los ejemplares capturados en la laguna 1 fue más elevado que en el resto de los ambientes. Este se relaciona con la densidad de stock extraíble (PSD), la cual fue mayor en la laguna 1 con un registro de 60,7 (Tabla 5). El pejerrey de mayor porte se capturó en la laguna 2, con un registro de 47,3 cm de LT y 977, 9 g de peso.

Los grupos de regresión de la relación LEst-peso y el Wr del pejerrey de

las diferentes lagunas presentaron diferencias significativas ($P < 0,01$). El mejor registro le correspondió a la laguna 3, los resultados se detallan en la Tabla 6. Por su parte, la relación LEst – LT para el total de peces fue $LT = 8,69 + LEst * 1,15$ ($R^2 = 0,99$; $n = 110$). Los resultados se grafican en las Figuras 7 y 8. El crecimiento del pejerrey fue :

$LEst_{(t)} = 464,4 (1 - e^{-0,382(t - (-0,283))})$ (Figura 9). El 82 % de los ejemplares presentaron grado IV y V de madurez sexual, situación que confirmó la coincidencia del muestreo con el periodo de desove.

Tabla 5. CPUE_p (Captura por unidad de esfuerzo de pejerrey), CPUE_T (captura por unidad de esfuerzo total), peso medio (g) y PSD (densidad proporcional de stock) de *O. bonariensis*.

Laguna	CPUE _p (biomasa)	CPUE _T (biomasa)	CPUE _p (numero)	CPUE _T (número)	Peso medio pejerrey	PSD pejerrey
1	28,63	28,65	93,3	94,4	365,3	60,7
2	2,61	2,67	18,6	24,0	148,2	8,3
3	10,55	11,31	145,1	160,0	76,8	4,3

Tabla 6. Parámetros de la relación LEst – peso (*a* representa el intercepto y *b* la pendiente del análisis de regresión) y peso relativo (*Wr*) de *O. bonariensis*.

Laguna	<i>a</i>	<i>b</i>	R ²	n	Wr promedio
1	6,88 10 ⁻⁶	3,11	0,99	40	94,75
2	2,17 10 ⁻⁵	2,86	0,96	12	85,89
3	5,20 10 ⁻⁶	3,15	0,97	57	88,43

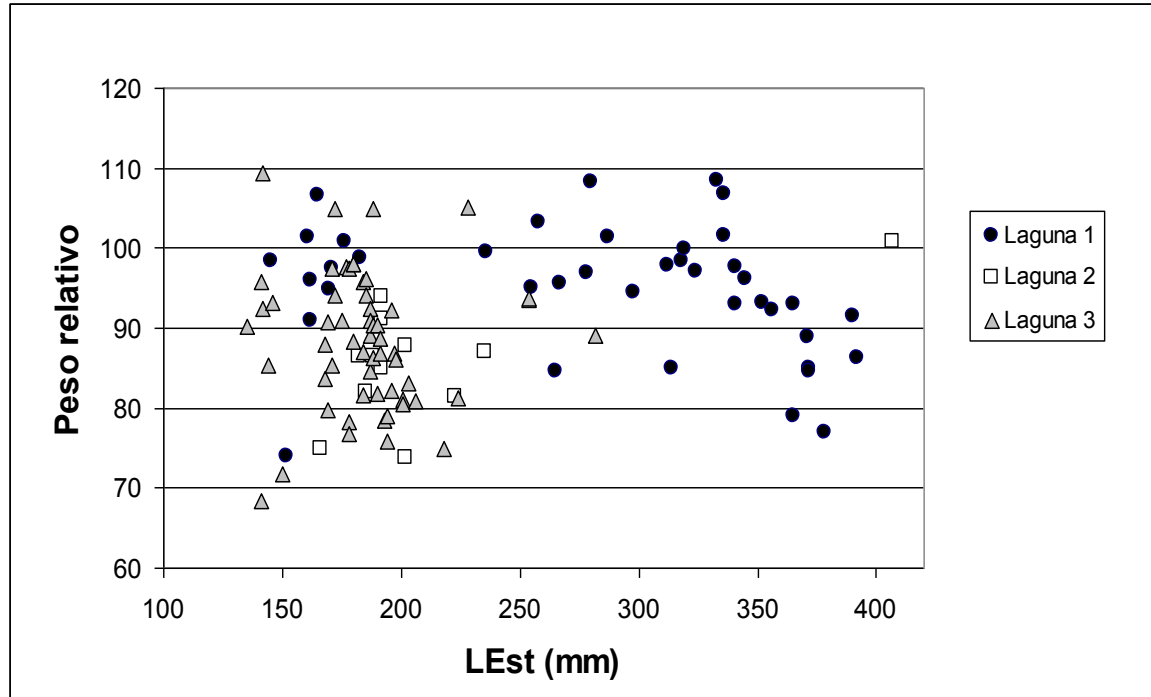


Figura 7. Peso relativo (*Wr*) de *O. bonariensis*.

El zooplancton ocupó un importante porcentaje de la dieta de los pejerreyes de las diferentes lagunas. De un análisis más detallado se observó que la alimentación del pejerrey de la laguna 1 estuvo conformada principalmente por Cladocera. Este, junto a Copepoda y Gastropoda fueron los elementos más importantes observados de la laguna 2. En la laguna 3 los ítems más importantes fueron Cladocera y Copepoda. En algunos ejemplares de laguna 1 y 2, principalmente en aquellos de LT superior a 35 cm, se observó un marcado canibalismo. Los resultados de la alimentación se resumen en la Tabla 7.

Los 6 ambientes presentaron macrófitas en la zona litoral, caracterizada principalmente por junco *Schoenoplectus americanus*, con ma-

yor grado de desarrollo en las lagunas 1, 2, 3 y 5. En menor cantidad y distribuido por “parches” estuvo presente el junco *Schoenoplectus californicus*. Especialmente en la laguna 5 se observó la presencia de junco *Juncus acutus*. La hidrófita sumergida *Potamogeton berteroanus* fue abundante en las lagunas 1, 3 y 5, poco importante en las lagunas 2 y 4 y estuvo ausente en la laguna 6. La macroalga *Chara* sp. presentó una moderada biomasa en las lagunas 2 y 3.

En relación a la avifauna, estuvo representada principalmente por 4 especies: cisne de cuello negro *Cygnus malancoryphus*, gallareta *Fulica* sp., biguá *Phalacrocorax olivaceus* y macá grande *Podiceps major*. Las dos últimas especies no superaron los 25 ejemplares en las 6 lagunas.

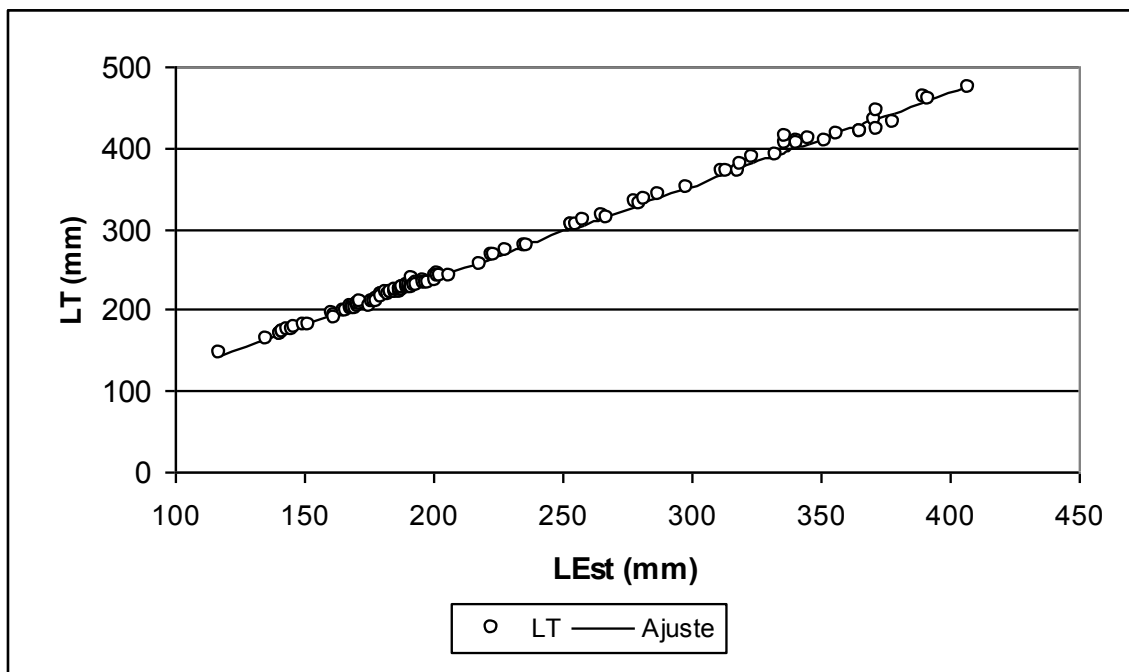


Figura 8. Relación LT – LEst de *O. bonariensis*.

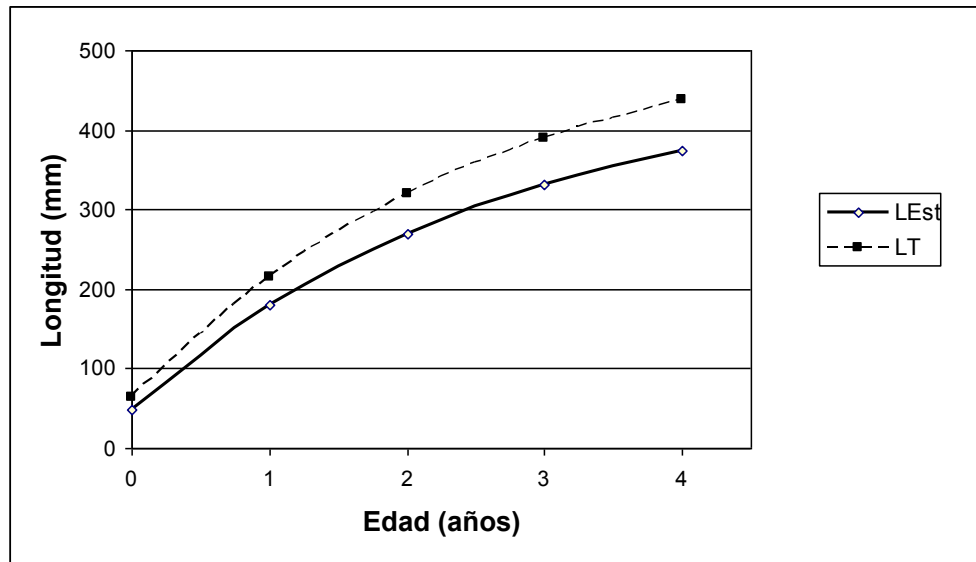


Figura 9. Crecimiento de *O. bonariensis*.

Tabla 7. Principales ítems alimenticios observados en *O. bonariensis* de las lagunas 1, 2 y 3 (P: primario; S: secundario; T: terciario; O: ocasional); n: número de ejemplares analizados.

Laguna	1	2	3
Item	Cat.	Cat.	Cat.
Cladocera	P	P	P
Copepoda	S	S	P
Cyanophyceae	O	T	T
Clorophyceae	T	T	T
Bacillariophyceae	T	T	T
Restos vegetales	T	S	T
Insecta	S	S	S
Palemónidos	T	O	O
Gastropoda	S	S	T
Peces	S	T	T
No identificado	T	T	T
n	20	12	20

DISCUSIÓN

Las lagunas pampeanas son ambientes muy dinámicos y responden a complejas interacciones entre componentes bióticos (fitoplancton, zooplancton, peces) y abióticos (nutrientes, características del agua, forma y ubicación de la laguna), entre otros. En relación a la calidad del agua, existieron diferencias de la composición

química entre las lagunas analizadas. Si bien de acuerdo a la salinidad y a la dureza se clasifican como aguas oligohalinas y muy duras, se observaron diferencias en la concentración de algunas de sus sales. La relación Z_m / Z_{fot} , permitió clasificar a priori en lagunas claras a los ambientes 1, 3 y 5 y en lagunas turbias a los ambientes 2 y 4. La presencia del "cinturón" de *S. americanus*, mucho más marcado

en las lagunas claras, actúa como sistemas buffer que impediría la entrada de sedimentos (Sosnovsky y Quirós, 2005). Además, la existencia de montes en zonas contiguas a estas lagunas, representa un menor impacto agropecuario (menor uso de la tierra). Debido a la ausencia de datos sobre la profundidad media de la laguna 6, no pudo ser clasificada como las anteriores, pero fue la de mayor turbidez. Este ambiente se caracterizó por elevados valores de pH y por la dominancia de cianofíceas, frecuentes en lagunas de este tipo (Quirós *et al.*, 2002). La práctica de un sistema ganadero semi-extensivo en su costa y la reducida superficie que posee, contribuirían al estado de aguas turbias.

De manera paradójica a la teoría de cascadas tróficas (Rosso, 2007), en las 4 lagunas con presencia de *O. bonariensis*, independiente de su abundancia, se registró la mayor transparencia del agua. El desarrollo de las hidrófitas sumergidas explica en parte la mayor claridad de la misma, aunque no se descartan otros factores asociados a la macrofitia que también reflejan el estado trófico de las lagunas (Jeppensen *et al.*, 1997; Nurminen, 2003). En el mismo sentido, la laguna 2 presentó comparativamente muy baja CPUE_p, probablemente debido a una excesiva presión de pesca en épocas recientes. La presencia de cladóceros de gran tamaño y la elevada abundancia de zooplancton en las laguna 4 y 6, se asocian con la ausencia de peces planctívoros como ha sido observado en otros lagos someros de Argentina (Vignatti *et al.*, 2007).

A excepción de la laguna 1, el contenido de oxígeno presentó valores de sobresaturación y con diferencias importantes entre lagunas, sin que esto comprometa a la biota. La hora en que fue medido y la cantidad de autótrofos presentes, fitoplancton y macrófitas según la laguna, explicarían dicho fenómeno (Boyd, 1984).

Los recursos pesqueros lagunares poseen una marcada importancia en el marco de las aguas continentales de la Argentina y muestran en cortos periodos, modificaciones sensibles en la composición de las especies (Menni, 2004). Esto cobra mayor importancia en lagunas “abiertas” o comunicadas por canales que facilitan la dispersión de los peces. Además de la salinidad, las lagunas “cerradas”, es decir aquellas que no poseen conexión superficial con otros cuerpos de agua, poseen en general una menor riqueza de especies y suelen presentar mejores condiciones para la producción y explotación de pejerrey, sin dudas la principal especie de las pesquerías del centro de Argentina (López *et al.*, 2001; Nicola *et al.*, 2007; Mancini y Grosman, 2008). Las lagunas mercedinas son ambientes cerrados, la diversidad de la ictiofauna es intermedia y baja y se asocia a esa tipología lagunar.

Todas las especies icticas capturadas son típicamente pampeanas y de amplia distribución en las cuencas hidrográficas que contienen a sus ecosistemas, a excepción de *O. jenynsii* están incluidas entre las 10 especies citadas en los bañados de La Amarga, donde finaliza el río Quinto que constituye la cuenca más próxima (Bistoni *et al.* 1996; Gómez y Menni, 2005; Rosso, 2007). En este mismo sentido, la riqueza específica de la ictiofauna de las lagunas mercedinas evaluadas, es menor a la observada en lagunas interconectadas del sudeste de la provincia de Córdoba, ubicadas de manera contigua a los bañados mencionados (Mancini, datos no publicados).

La producción de pejerrey en las lagunas pampeanas es muy variable, no solo entre lagunas sino también en un mismo ambiente a escala temporal (Mancini *et al.*, 2009). La riqueza de la ictiofauna presente en las lagunas analizadas se convierte en una ventaja para la explotación de pejerrey, ya que esta especie solo tiene en los primeros estadios de su desarrollo como preda-

dor natural a *O. jenynsii* y (Haro *et al.*, 1985). Sin embargo, por la tipología de las lagunas y de acuerdo a Quirós *et al.* (2002), la producción potencial de pejerrey en las lagunas analizadas no sería elevada.

Los valores de la relación longitud-peso y el peso relativo de los pejerreyes se consideran de regulares a buenos. Una causa que explicaría las diferencias en los valores obtenidos en cada laguna, guarda relación con la madurez reproductiva de los peces capturados, ya que este índice no presenta sesgos en función de la talla de los mismos (Colautti *et al.*, 2006). Por su parte, la condición corporal más desfavorable se registró en el ambiente de menor biomasa de esta especie y de mayor abundancia de zooplancton. La presencia de parasitarios anisakidos observados en varios pejerreyes adultos podría contribuir con dicha situación (Mancini *et al.*, 2005). El crecimiento en longitud de *O. bonariensis* se considera muy bueno, los parámetros analizados están dentro de los valores de referencia citados por Freyre *et al.* (2008) para la especie.

La alimentación del pejerrey es muy heterogénea en función de la oferta de cada ambiente. En las lagunas evaluadas, la alimentación es principalmente zooplanctívora y coincide con los reportes de otros autores (Ringuelet *et al.*, 1980; Escalante, 2001). Los caracoles y larvas de insectos fueron alimentos secundarios pero ocuparon un importante volumen dentro del contenido digestivo. Su abundancia está ligada a la tipología de las lagunas -organismos asociados al bafon- (Ringuelet, 1962). La presencia de peces, incluidos los de la misma especie en el tracto digestivo de los pejerreyes adultos es frecuente y coincide con las observaciones de poblaciones de otros ambientes (Mancini y Grosman, 2004).

CONCLUSIONES

El agua de los diferentes ambientes analizados es de características oligohalina y de elevada dureza. Aún la proximidad y génesis similar de las lagunas, se observan dos tipos de controles. Uno con presencia de peces planctívoros, se direcciona hacia las macrófitas, que en conjunto con el zooplancton, contribuye al estado de aguas claras. El otro grupo responde al control "botton-up".

En general, el zooplancton presenta buena abundancia, acorde con estos cuerpos de agua y constituye el principal alimento del pejerrey. La ingestión de pejerreyes juveniles es bien marcada en ejemplares que superan los 3 años de vida.

La diversidad de la fauna íctica y la CPUE_p son intermedias y bajas en las diferentes lagunas. De acuerdo al PSD, la laguna 1 es la más apta como pesquería de pejerrey. La condición corporal de esta especie es de regular a buena y el crecimiento observado se considera adecuado.

AGRADECIMIENTOS

A Cesar Nuñez por su aporte en el reconocimiento de las plantas acuáticas. A Emilio Mancini y Raúl Vocos por la colaboración brindada en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA.** 1992. Standard methods for the examination of water and waste water. American Public Health Association, New York, 1889 p.
- Atlas digital de San Luis.** 2009. Mapa de clima y lluvias. Disponible en: [/www.atlasdesanluis.edu.ar/aslasp/Paginas/MapasSig.asp](http://www.atlasdesanluis.edu.ar/aslasp/Paginas/MapasSig.asp)
- Atlas total Clarín de la República Argentina.** 2007. San Luis, tomo 24. Arte Grafico Editorial Argentino. Buenos Aires, 98 p.

- Baigún, C., R. Anderson.** 1993. Structural indices for stock assessment of and management recommendatios for pejerrey *Odontesthes bonariensis* in Argentina. North Am. J. Fisheries Management 13: 600-608.
- Bianco, C., J. Cantero, C. Nuñez, L. Petryna.** 2001. Flora del centro de la Argentina. Iconografía. Editorial de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, 291 p.
- Bistoni, M., J. G. Haro, M. Gutiérrez.** 1996. Ictiofauna del río Quinto (Popopis) en la provincia de Córdoba, Argentina. Rev. Asoc. Cs. Nat. Litoral. 27 (1): 43-48.
- Boyd, C.** 1984. Water quality management for pond fish culture. Elsevier Scientific Publishing Company. Netherlands, 318 p.
- Colautti, D., M. Remes Lenicov, G. Berasain.** 2006. A standard weight equation to assess the body condition of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Symposium: Biology and Culture of Silversides. Biocell 30(1): 131-135.
- Escalante, A.** 2001. Alimentación natural del pejerrey. Cap. IX, p. 67-75. En: Grosman F (Ed.). Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey: Ed. Astyanax, Azul, Buenos Aires.
- Fabián, D.** 1999. Zooplankton. Cap. 17, p. 165-181. En: Métodos en Ecología de Aguas Continentales, con ejemplos de Limnología en Uruguay. R. Arocena y D. Conde (eds.). Instituto de Biología, sección Limnología. Montevideo, 233 p.
- Freyre, L., M. Maroñas, E. Sendra, A. Domanico.** 2008. Dinámica de la biomasa poblacional para evaluar el uso de los indicadores de crecimiento en el pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Biología Acuática 24: 17-20.
- García-Berthou, E.** 2001. On the missue of residuals in ecology: testing regression residuals vs. the analysis of covariance. Journal of Animal Ecology 70: 708-711.
- Gómez S. y N. Toresani.** 1998. Las Pampas. En: Evaluación de los humedales de América del Sur, p. 97-113. P. Canevari, D. Blanco, E. Bucher, G. Castro y I. Davison (eds.). Wetlands International Publ 46. Buenos Aires, 208 p.
- Gómez S., R. Menni.** 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el este de la Pampasia (Argentina central). Biología Acuática 22: 151-156.
- Grosman, F.** 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Rev. Asoc. Cs. Nat. Litoral 24 (1): 9-18.
- Grosman, F.** 2008 (compilador). Espejos de Llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Ed. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires, 174 p.
- Haro, J. G. y M. Bistoni.** 2007. Peces de Córdoba. Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, 266 p.
- Haro, J. G., M. Gutierrez.** 1985. Alimentación de *Oligosarcus jenynsii* (Gunther) (Pisces, Characidae) en el lago San Roque (Córdoba, Argentina). Rev. Asoc. Cs. Nat. Litoral 16(2): 227-235.
- Jeppensen, E., J. Peder, M. Sondergaard, T. Lauridsen, L. Pedersen, L. Jensen.** 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrients state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342-343: 151-164.
- Krebs, C.** 1995. Ecología. Estudio de la distribución y abundancia. Metropolitana Ediciones, México, 754 p.
- López, H., C. Baigún, J. Iwaskiw, R. Delfino, O. Padín.** 2001. La cuenca del Salado. Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros. Editorial de la Universidad de La Plata. La Plata, 78 p.
- López, H., A. Miquelarena, R. Menni.** 2003. Lista comentada de los peces continentales de la Argentina. ProBiotA, Serie Técnica y Didáctica N° 5. La Plata, 88 p.

- Mac Donagh, E.** 1948. Sobre la cría de carpas y pejerreyes de la provincia de San Luis. Notas Museo de la Plata, Zool., XIII: 114: 313-326.
- Mancini, M., F. Grosman.** 2004. Estructura y funcionamiento de la pesquería recreacional del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en la laguna de Suco, Córdoba, Argentina. *AquaTIC* 20: 20-31.
- Mancini, M., F. Grosman.** 2008. El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías. Editoriales de la Universidad Nacional de Río Cuarto y de la Universidad Nacional del Centro. Río Cuarto, 446 p.
- Mancini, M., I. Nicola, A. Larriestra, V. Salinas, C. Bucco.** 2005. Patrones de riesgo e implicancias de la presencia de *Contracaecum* sp. (Nematoda, Anisakidae) en pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae). *Biología Acuática* 22: 197-205.
- Mancini, M., I. Nicola, V. Salinas, C. Bucco.** 2009. Biología del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Pisces, Atherinopsidae) de la Laguna Los Charos (Córdoba, Argentina). *Revista Peruana de Biología*: 15(2): 65-71.
- Menni, R.** 2004. Peces y ambiente de la Argentina continental. Monografías n° 5 del Museo Argentino de Ciencias Naturales. Buenos Aires, 316 p.
- Narosky, T., D. Yzurieta.** 2003. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Vazquez Mazzini (Eds). Buenos Aires, 346 p.
- Nicola, I., M. Mancini, V. Salinas, C. Bucco, C. Rodríguez.** 2007. Caracterización de humedales. La laguna pampeana Los Charos (Córdoba, Argentina). *Gestión Ambiental* 13(1): 21-32.
- Nurminen, L.** 2003. Macrophyte species composition reflecting water quality changes in adjacent water bodies of lake Hiidenvesti, SW Finland. *Ann. Bot. Fennici* 40: 199-208.
- Quirós, R., J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky, M. Boveri.** 2002 Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia* 27(11): 584-591.
- Ringuelet, R.** 1962. *Ecología Acuática Continental*. Editorial Eudeba. Buenos Aires. 138 p.
- Ringuelet, R.** 1972. *Ecología y Biocología del hábitat lagunar o lago del tercer orden de la región Neotropical Templada (Pampasia sodo-oriental de la Argentina)*. *Physis* XXXI (82): 55-76.
- Ringuelet, R., R. Iriart, A. Escalante.** 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis*, Atherinidae) en la laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina). Relaciones ecológicas de complementación y eficiencia trófica del plancton. *Limnobiós* 1(10): 447-460.
- Rosso, J.** 2007. Peces pampeanos. Guía y ecología. Ed. L.O.L.A. Buenos Aires, 221 p.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional.** 1992. Estadísticas climatológicas 1981-1990. Serie-B. Fuerza Aérea Argentina. Buenos Aires, 709 p.
- Sosnovsky A., R. Quirós.** 2005. Efectos de la intensidad de uso de la tierra en pequeñas lagunas pampeanas, Argentina (p: 197-215). En I. Vila y J. Pizarro (Eds.) Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. CYTED. Patagonia Impresores, Santiago. Chile, 215 p.
- Vignatti, A., S. Echaniz, M. Martín.** 2007. El zooplancton de tres lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (Argentina). *Gayana* 71(1): 34-48.
- Wernicke, E.** 1932. La introducción de los peces, especialmente de los pejerreyes en las lagunas de San Luis y Córdoba. *GAEA IV(I)*: 186-188.

ANÁLISIS PRELIMINAR DEL RIESGO SANITARIO POR METALES PESADOS EN AGUAS SUPERFICIALES DEL PARTIDO DE TRES ARROYOS SUJETAS A USO RECREATIVO

F. PELUSO ¹, J. GONZÁLEZ CASTELAIN ¹, L. RODRÍGUEZ ²
& N. OTHAX ³

1 Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA, CIC, MA)

2 Becaria ANPCyT PID N°35765

3 Becaria CONICET

fpeluso@faa.unicen.edu.ar

ABSTRACT. Surveys for water quality in Tres Arroyos County show the presence of heavy metals in several locations. Considering that water of Tres Arroyos and Claromecó streams is used for recreational purposes during summer, the aim of this paper is to analyze if heavy metals contents (Al, As, Cr, Cu, Hg Mn, Pb y Zn) cause a risk for swimmers. The analysis was made by a recreational health risk assessment (HRA) based on the USEPA probabilistic model including accidental intake and direct skin contact with water in nine points of the basin. The HRA was aggregated (simultaneous exposure to both contact ways) and cumulative (simultaneous exposure to all metals), for non carcinogenic effects, and was made using an additive model. The theoretical individual exposed was a ten years old child (32 kg), that, on average, takes 20 baths/year, 1 hour long each, during 7 years. The results show that the higher value of aggregated and cumulative risk was very low, $7.82E^{-02}$, at the Claromecó stream location. So, bathing use of the streams does not represent an adverse health risk considering the assumed conditions of exposure for both types of exposure and all substances simultaneously.

Key words: health risk analysis, heavy metals, recreational waters

Palabras clave: análisis de riesgo sanitario, metales pesados, aguas recreativas

INTRODUCCIÓN

El partido de Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires (57.000 habitantes), posee varios cursos de agua que son utilizados como balneario espontáneo durante el verano. Estos son el sistema de los Tres Arroyos (primero, segundo y tercer brazo), en la zona urbana-periurbana de la ciudad homónima, y el Arroyo Claromecó, que recibe las aguas de los anteriores y desagua en el mar (Ver Figura 1). Existen emprendimientos potencialmente contaminantes muy cercanos a los mencionados cursos de agua, sobre todo a nivel urbano y periurbano

(un parque industrial con industrias relacionadas principalmente al agro, desde acopio de cereales o elaboración de alimentos balanceados hasta de fabricación de implementos agrícolas tales como acoplados o elementos para alambrar, y una planta de tratamiento de residuos cloacales, entre ellos). Por ello se han emprendido análisis de calidad del agua preliminares realizados en el marco del proyecto de Investigación y Desarrollo PID 35765 (ANPCyT, 2007), los que demostraron la presencia de metales pesados en distintos puntos de esos cuerpos de agua.

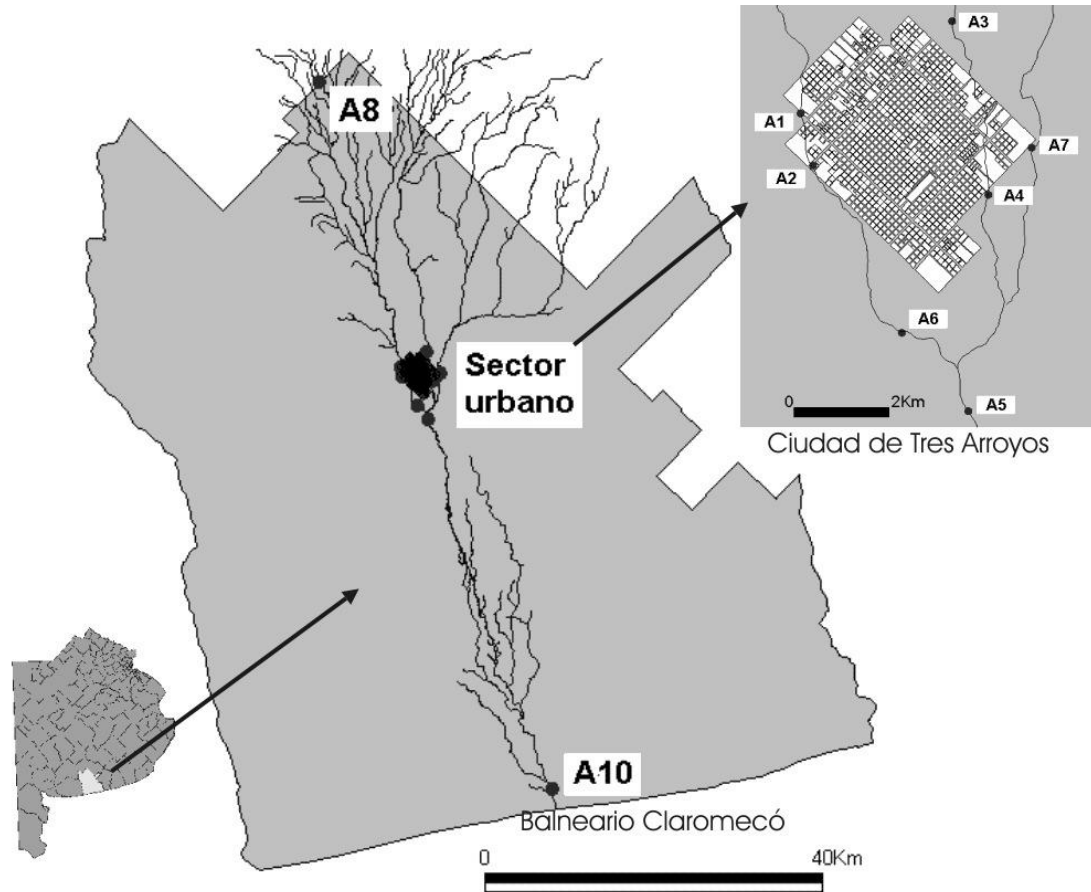


Figura 1: Sistema de los Tres Arroyos (primero, segundo y tercer brazo) y Arroyo Claromecó con sus sitios de muestreo, con un detalle de la zona urbana-periurbana de la ciudad homónima.

La Provincia de Buenos Aires no cuenta con niveles guía de calidad de agua para uso recreativo con contacto directo, lo cual complica la gestión de la balneabilidad de los cuerpos de agua naturales. El objetivo primario del estudio fue evaluar si la presencia conjunta de esas sustancias en el agua puede entrañar peligrosidad para los bañistas utilizando los análisis de riesgo sanitario (ARS), a los fines de verificar si estas herramientas pueden suplir la falta de otras herramientas de gestión.

METODOLOGÍA

Modelo de análisis de riesgo

Durante el baño recreativo se produce tanto la ingesta accidental como el contacto dérmico con el agua. Para estimar el riesgo sanitario debido a estas dos vías de exposición se aplicó el modelo USEPA para el cálculo de la Dosis Diaria Promedio” (ADD), propio de cada una de ellas (USEPA, 1989; 1992a). La exposición por ingesta accidental se calculó aplicando la Ecuación 1, mientras que el contacto dérmico por la Ecuación 2.

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

$$ADDC = \frac{[C * SA * Kp * ET * EF * ED * FC]}{[Bw * AT]}$$

(2)

Siendo

ADDI = Dosis Diaria Promedio por Ingesta (en mg kg⁻¹ d⁻¹)

ADDC = Dosis Diaria Promedio por Contacto Directo (en mg kg⁻¹ d⁻¹)

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

Ir = Tasa de ingesta diaria del agua (en L d⁻¹)

EF = Frecuencia de la exposición (en d a⁻¹)

ED = Duración de la exposición (en a)

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

AT = Factores de corrección por tiempo promedio (Duración estadística de la vida humana (70 * 365 días)

SA = Extensión de la superficie de contacto entre la piel y el agua (en cm²)

Kp = Coeficiente de permeabilidad dérmica de la sustancia (en cm h⁻¹)

ET = Duración diaria del evento de exposición (en h d⁻¹)

FC = Factor de corrección de unidades de superficie y volumen (10000 cm² m⁻² * 0.001 L cm⁻³)

El cálculo del riesgo para las sustancias de efectos tóxicos no carcinogénicos se realiza confrontando el valor del 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), específica por sustancia para cada vía de exposición (USEPA, 1989, 1992a). El nivel de riesgo se cuantifica estimando si, y en cuanto, la dosis diaria promedio para la vía de contacto excede la dosis de referencia para la misma. Esta relación se denomina cociente de riesgo R (USEPA, 1989) y se aprecia en la Ecuación 3. Si el valor de R excede la unidad, ya puede decirse que existe un nivel de riesgo atendible.

$$R = \frac{ADD}{RfD}$$

(3)

El riesgo agregado (exposición simultánea a la misma sustancia peligrosa por diferentes vías de contacto) y acumulativo (exposición simultánea a sustancias diferentes), se realizó empleando un modelo aditivo conformando un Índice de Riesgo, utilizado por USEPA para evaluaciones de prospección inicial (USEPA, 1989; 2001; 2003).

Concentración de las sustancias peligrosas en el agua

El relevamiento de calidad del agua de los brazos del sistema de los Tres Arroyos y del arroyo Claromecó arrojó la presencia de metales pesados. Este consistió en tres muestreos sobre 9 estaciones (ver detalle de la ubicación de los puntos en la Figura 1).

Las muestras de agua fueron colectadas a nivel subsuperficial (30 cm por debajo de la superficie), en mitad del curso, en botellas plásticas de polietileno de alta densidad. Las muestras fueron refrigeradas (4 ° C) y así se mantuvieron hasta el momento del análisis. Estos se llevaron a cabo en un laboratorio privado certificado por la autoridad de aplicación en materia ambiental de la provincia de Buenos Aires (Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible).

Los análisis de calidad del agua demostraron la presencia de metales pesados (Al, As, Cr, Cu, Hg Mn, Pb y Zn) en distintos puntos de esos cuerpos de agua. Las concentraciones promedios de los metales relevados se presentan en la Tabla 1, junto con los referenciales toxicológicos (RfDs), las constantes de permeabilidad dérmica (Kps), los códigos de las técnicas analíticas empleadas (métodos para la determinación de analitos inorgánicos del conjunto de técnicas para análisis de residuos EPA SW 846) y su límite de detección.

Tabla 1: Concentraciones promedio de los metales (en mg L⁻¹), referenciales toxicológicos (RfDs), constantes de permeabilidad dérmica (Kps), Códigos de las técnica analítica empleada para su determinación y su límite de detección (en mg L⁻¹).

Estación	Al	As	CrVI	Crtot	Cu	Hg	Mn	Pb	Zn
A1	5.00E-02	1.30E-02	2.50E-03	1.00E-03	6.00E-03	5.00E-04	4.00E-03	1.00E-03	1.60E-02
A2	1.35E+00	5.35E-02	2.50E-03	1.00E-03	6.00E-03	3.00E-04	7.00E-02	1.00E-03	1.75E-02
A3	1.75E+00	3.65E-02	2.50E-03	1.00E-03	4.25E-03	4.50E-04	1.10E-01	1.00E-03	2.05E-02
A4	3.00E-01	4.00E-02	2.50E-03	1.00E-03	4.25E-03	2.50E-04	1.40E-02	1.00E-03	1.45E-02
A5	5.00E-02	1.50E-02	2.50E-03	1.00E-03	6.00E-03	3.00E-04	4.00E-03	1.00E-03	1.50E-02
A6	8.50E-01	4.85E-02	2.50E-03	1.00E-03	7.00E-03	2.50E-04	4.30E-02	2.00E-03	3.40E-02
A7	1.63E+00	1.50E-03	2.50E-03	1.00E-03	5.50E-03	3.00E-04	8.40E-02	1.00E-03	2.20E-02
A8	5.00E-02	9.00E-03	2.50E-03	1.00E-03	6.00E-03	4.00E-04	4.00E-03	1.00E-03	2.00E-02
A10	5.38E-01	5.05E-02	1.10E-02	3.45E-02	1.50E-02	3.00E-04	5.10E-02	2.50E-03	2.30E-02
RfD ing	1.00E+00	3.00E-04	3.00E-03	1.50E+00	4.00E-02	3.00E-04	4.60E-02	3.00E-04	3.00E-01
RfD derm	1.00E-01	1.23E-04	6.00E-05	7.50E-03	1.20E-02	2.10E-05	1.84E-03	N.D.	6.00E-02
Kp	2.14E-03	1.93E-03	1.00E-03	1.00E-03	3.07E-04	3.14E-04	1.28E-03	N.D.	3.42E-04
EPA SW 846	7210	7061	7196	7190	7210	7470	7460	7420	7950
Lim.Det.	1.00E-01	3.00E-03	5.00E-03	2.00E-03	5.00E-03	2.00E-04	8.00E-03	2.00E-03	7.00E-03

Tasa de Ingesta, Frecuencia y Duración de la Exposición Recreativa, Superficie corporal y coeficiente de permeabilidad dérmica

El individuo expuesto considerado fue un niño de 10 años. La tasa de ingesta asumida fue de 0.05 L por hora de duración del evento (USEPA, 1989; USEPA, 1995). El resto de los componentes del cálculo de la exposición (Duración del Evento, Frecuencia y Duración de la Exposición, Peso Corporal, Talla y Superficie corporal) se presentan en Tabla 2, con sus características para el cálculo probabilístico, así como la fuente de información para su definición.

La superficie corporal se estimó en base al peso y la talla aplicando la fórmula de DuBois y DuBois (1916), que se aprecia en (4).

$$SC = H^{0.725} * P^{0.425} * 0.007184 \tag{4}$$

Donde:

SC: superficie corporal

H: altura (cm)

P: peso (kg)

Dado que se asume que el bañista tuvo un contacto completo con el agua, el valor de SC es el que se utiliza en reemplazo de SA de la ecuación 2.

Los Coeficientes de Permeabilidad Dérmica para cada sustancia se estimaron según USEPA (1992b, 2007), aplicando la ecuación de Potts y Guy (1992). Esta se basa en el peso molecular (*Mw*) y en el coeficiente de partición octanol-agua (*Kow*), tal como muestra (5). En la Tabla 1 se aprecian los Kps para las diferentes sustancias.

$$\log Kp = 0.71 \log Kow - 0.061 Mw - 2.72 \tag{5}$$

$\log Kp$: Coeficiente de permeabilidad dérmica (cm h⁻¹).

Tabla 2: Componentes del cálculo de la exposición indicando el tratamiento de la información (determinística o probabilística), los descriptores de las curvas (tipos de curvas y valores mínimos, máximos, media aritmética y desvío estándar), y la fuente de información.

Parámetro	Det-prob	Tipo Curva	Mín	Max	MA	DS	Fuente inf
T.ingesta (L hora ⁻¹)		Det		0.05			USEPA (1989, 1995)
Duración evento (horas)		Triang	0.5	2	1		Juicio propio basado en USEPA, 2002
Frecuencia E (días año ⁻¹)		Beta	0.82	45.71	20.7	11.07	Peluso et al, 2006
Duración E (años)		Triang	1	14	7		Juicio propio basado en USEPA, 2002
Peso Corp. (Kg)		Normal	24	44	32	3.33	Lejarraga y Orfila, 1987
Talla (m)		Normal	1.25	1.48	1.36	0.04	Lejarraga y Orfila, 1987
Sup. Corp. (m ²)		Normal	0.93	1.28	1.1	0.05	Estimado

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

El riesgo se calculó individualmente para cada sustancia de manera probabilística aplicando Monte Carlo para 5000 iteraciones (USEPA, 1999a) con Crystal Ball 7.1 (Decisioneering, 2005), en base a los tipos de distribución de probabilidades de cada variable en el cálculo de ADD. En la Tabla 1 se presentan los referenciales toxicológicos tanto para la exposición por vía de ingesta accidental como por la de contacto dérmico. De la distribución probabilística de valores de riesgo obtenida para cada sustancia se extrajo como estadístico representativo el 95 percentilo, decisión concordante con lo sugerido por USEPA (1999a).

El cálculo del riesgo agregado se efectuó sumando, iteración por iteración, los riesgos correspondientes a ambas vías de contacto para cada sustancia. El riesgo conjunto se calculó a partir de la suma simultánea, iteración por iteración, de los riesgos agregados de todos los metales. Ambos procedimientos se corresponden con una mecánica aditiva para un ARS acumulativo de sustancias sobre las que se asume la no existencia de interacciones toxicológicas (USEPA, 2003). Posteriormente se construyó la distribución de la cual se extrajo, también, el percentilo 95.

RESULTADOS

Los resultados probabilísticos obtenidos del ARS por sustancia individual, por ruta de exposición (ingesta accidental y contacto dérmico) y agregada, se pueden apreciar en Tabla 3.

Ninguna sustancia alcanzó un nivel atendible de riesgo agregado. De todas las sustancias, la que principalmente contribuyó al riesgo en todas las estaciones fue As, tanto por ambas vías de exposición como por el riesgo agregado. En la estación más afectada (A2, en la zona cercana al parque industrial), el nivel de riesgo agregado por esta sustancia es menor a la décima parte del nivel de riesgo atendible (la 14.47 ava parte de la unidad). El segundo metal en orden de importancia es CrVI y el tercero es Pb. El CrVI, en su peor registro (estación A10, en el Arroyo Claromecó), se encuentra por debajo de la centésima parte de la unidad (la 132.14 ava parte del nivel limitante), es decir, aproximadamente un orden de magnitud por debajo de As. Cabe consignar que, con relación a Pb, éste únicamente contribuye al riesgo agregado con la ingesta accidental dado que, al no contarse con una dosis referencial para contacto dérmico, no puede estimarse un valor de riesgo para esa vía de exposición. La peor estación (A10) se encuentra por debajo de la 500 ava parte del valor de riesgo atendible.

De todos los metales, As, Cu, Hg y Zn producen un mayor riesgo por in-

gesta accidental que por contacto directo, aunque en ningún caso la diferencia de resultados entre ambas vía de exposición es muy relevante. Por el contrario, en los casos de Al, Cr y Mn, el riesgo por contacto directo es mayor que por ingesta, con casos en los que la diferencia es importante. El caso extremo corresponde al Cr total en el

que el contacto dérmico genera un riesgo 32 veces mayor que por ingesta.

Ninguna estación alcanza un nivel de riesgo acumulativo atendible, es decir, para la peor situación. La mayor es A10 (la 12 ava parte de la unidad), seguida por A2 (la 13 ava parte del límite).

Tabla 3: Percentilos 95 de las distribuciones de valores del riesgo sanitario por ingesta accidental (Ing.Acc.), contacto dérmico (Cont.Derm.) y agregado (R. Agr.) por los metales pesados relevados.

Metal	Ing.Acc.	Cont. Dérm.	R. Agr.	Ing.Acc.	Cont. Dérm.	R. Agr.	Ing.Acc.	Cont. Dérm.	R. Agr.
	A1			A2			A3		
Al	1.12E-05	4.03E-05	5.05E-05	3.02E-04	1.08E-03	1.36E-03	3.91E-04	1.40E-03	1.75E-03
As	9.75E-03	7.68E-03	1.69E-02	3.99E-02	3.12E-02	6.91E-02	2.72E-02	2.14E-02	4.72E-02
CrVI	1.87E-04	1.57E-03	1.74E-03	1.86E-04	1.55E-03	1.72E-03	1.86E-04	1.56E-03	1.72E-03
Crtot	1.50E-07	5.02E-06	5.15E-06	1.49E-07	4.96E-06	5.11E-06	1.49E-07	4.98E-06	5.11E-06
Cu	3.37E-05	5.78E-06	3.88E-05	3.35E-05	5.71E-06	3.87E-05	2.37E-05	4.06E-06	2.75E-05
Hg	3.75E-04	2.82E-04	6.37E-04	2.24E-04	1.67E-04	3.79E-04	3.35E-04	2.51E-04	5.72E-04
Mn	1.96E-05	1.05E-04	3.46E-05	3.40E-04	1.81E-03	6.03E-04	5.34E-04	2.86E-03	9.59E-04
Pb	7.50E-04		7.50E-04	7.45E-04		7.45E-04	7.45E-04		7.45E-04
Zn	1.20E-05	3.43E-06	1.51E-05	1.30E-05	3.71E-06	1.64E-05	1.53E-05	4.36E-06	1.93E-05
	A4			A5			A6		
Al	6.73E-05	2.41E-04	3.02E-04	1.10E-05	3.93E-05	4.95E-05	1.91E-04	6.68E-04	8.34E-04
As	2.99E-02	2.36E-02	5.19E-02	1.10E-02	8.65E-03	1.91E-02	3.63E-02	2.80E-02	6.24E-02
CrVI	1.87E-04	1.57E-03	1.74E-03	1.84E-04	1.53E-03	1.70E-03	1.87E-04	1.53E-03	1.69E-03
Crtot	1.50E-07	5.01E-06	5.13E-06	1.47E-07	4.90E-06	5.03E-06	1.50E-07	4.90E-06	5.02E-06
Cu	2.38E-05	4.09E-06	2.78E-05	3.31E-05	5.64E-06	3.82E-05	3.93E-05	6.58E-06	4.55E-05
Hg	1.87E-04	1.40E-04	3.18E-04	2.21E-04	1.65E-04	3.74E-04	1.87E-04	1.37E-04	3.15E-04
Mn	6.83E-05	3.66E-04	1.21E-04	1.92E-05	1.02E-04	3.42E-05	2.10E-04	1.10E-03	3.69E-04
Pb	7.48E-04		7.48E-04	7.37E-04		7.37E-04	1.50E-03		1.50E-03
Zn	1.08E-05	3.11E-06	1.38E-05	1.10E-05	3.14E-06	1.39E-05	2.55E-05	7.12E-06	3.21E-05
	A7			A8			A10		
Al	3.68E-04	1.32E-03	1.64E-03	1.13E-05	4.03E-05	5.06E-05	1.22E-04	4.28E-04	5.39E-04
As	1.13E-03	8.90E-04	1.95E-03	6.81E-03	5.31E-03	1.17E-02	3.81E-02	2.95E-02	6.61E-02
CrVI	1.89E-04	1.58E-03	1.74E-03	1.89E-04	1.57E-03	1.74E-03	8.29E-04	6.82E-03	7.57E-03
Crtot	1.51E-07	5.04E-06	5.18E-06	1.51E-07	5.02E-06	5.15E-06	5.20E-06	1.71E-04	1.76E-04
Cu	3.12E-05	5.32E-06	3.62E-05	3.40E-05	5.78E-06	3.92E-05	8.48E-05	1.43E-05	9.85E-05
Hg	2.27E-04	1.70E-04	3.83E-04	3.02E-04	2.25E-04	5.09E-04	2.26E-04	1.67E-04	3.85E-04
Mn	4.14E-04	2.21E-03	7.34E-04	1.97E-05	1.05E-04	3.46E-05	2.51E-04	1.32E-03	4.40E-04
Pb	7.56E-04		7.56E-04	7.56E-04		7.56E-04	1.88E-03		1.88E-03
Zn	1.66E-05	4.74E-06	2.11E-05	1.51E-05	4.29E-06	1.90E-05	1.73E-05	4.88E-06	2.20E-05

DISCUSIÓN

La calidad del agua de los ambientes acuáticos superficiales de los que se hace uso recreativo con contacto directo puede ser evaluada utilizando tablas de niveles máximos permisibles (NMP) o de Niveles Guía (NG). La Provincia de Buenos Aires no cuenta con una tabla de niveles guía que regule la balneabilidad de los cuerpos de agua naturales. La nación cuenta con 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). Pero en el primer caso, sólo los parámetros microbiológicos están desarrollados, y en el segundo, sólo algunos físico químicos. Por ello, a la hora de hacer gestión se suele recurrir, para paliar este problema operativo, a la comparación de las concentraciones relevadas con niveles guía para el agua de consumo humano. Para ello se pueden utilizar los del Código Alimentario Argentino (A.D.L.A., 1969; A.D.L.A., 1971), los *Niveles Guía de Calidad de Agua para Fuentes de Provisión para Consumo Humano* (SRHN, 2007), 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). Sin embargo, este proceder no es apropiado para tener una real medida de la peligrosidad del uso recreativo del recurso (Peluso *et al*, 2008).

Por tanto, el cuestionamiento acerca de si la presencia de metales pesados en las concentraciones halladas en las aguas del sistema de los Tres Arroyos y Arroyo Claromecó puede ocasionar algún efecto a la salud de los bañistas, no puede ser respondido con la aplicación de los niveles guía disponibles, pero si con los análisis de riesgo sanitario. Por tanto, 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 (Peluso *et al*, 2008).

Además, los ARS poseen una serie de ventajas operativas respecto de otras herramientas de evaluación tales como los NMP o los NG. En Othax *et al* (2007) y Peluso *et al* (2008) se describen algunas de esas ventajas operativas. Allí se expresa que los ARS permiten el estudio del proceso de exposición, pudiendo diferenciar entre rutas (digestiva, respiratoria, dérmica) y escenarios (recreativo, residencial, laboral), permitiendo además, la consideración simultánea de sustancias y rutas a partir de los ARS acumulativos y agregados. Algunos ejemplos de su utilización como herramienta de evaluación de la calidad del agua con fines recreativos puede encontrarse en Peluso *et al* (2008, 2009a), y asociando escenarios recreativos con residenciales en Peluso *et al* (2009b).

Tabla 4: Percentilos 95 de las distribuciones de valores del riesgo sanitario acumulado por ingesta accidental (Ing.Acc.), contacto dérmico (Cont.Derm.) y agregado (R. Agr.).

Estación	Ing. Acc.	Cont. Derm.	R. Agr.
A1	9.98E-03	9.30E-03	2.02E-02
A2	4.04E-02	3.39E-02	7.54E-02
A3	2.78E-02	2.43E-02	5.52E-02
A4	3.02E-02	2.54E-02	5.54E-02
A5	1.13E-02	1.02E-02	2.20E-02
A6	3.68E-02	3.02E-02	6.79E-02
A7	1.72E-03	3.79E-03	8.99E-03
A8	7.04E-03	6.93E-03	1.49E-02
A10	3.91E-02	3.69E-02	7.82E-02

CONCLUSIONES

El baño recreativo no representaría un riesgo para la salud de los usuarios dadas las concentraciones de Al, As, Cr, Cu, Hg Mn, Pb y Zn determinadas en las distintas estaciones del

sistema de los Tres Arroyos y Arroyo Claromecó. El nivel de peligrosidad máximo (dado por el riesgo conjunto de todos los metales y por ambas vías de exposición en simultáneo) se dio en las zonas del Arroyo Claromecó y en las cercanías del parque industrial, en el área urbana-periurbana de la ciudad de Tres Arroyos, donde alcanzó menores a la décima parte del límite de seguridad toxicológica.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se financió con fondos provenientes de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PID 35765). Se agradecen también los aportes realizados por la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires y la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.

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>
- ANPCyT.** 2007. Desarrollo de criterios y pautas para el gerenciamiento de los recursos hídricos en áreas de llanura. Proyecto PID 35765. Institución Adoptante: Dirección de Viabilidad e Hidráulica Rural, Municipalidad de Tres Arroyos; Institución Beneficiaria: Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. J.L. y Storniolo A., Ed. Presencia de Fluor y Arsénico en aguas subterráneas. Actas del VI Congreso Argentino de Hidrogeología, III Ta-
- nos Aires. Institución Otorgante: Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica. Iniciado en noviembre de 2007 y a finalizar en noviembre de 2010.
- Decisioneering.** 2005. Crystal Ball 7.1 software.
- DuBois, D. y D. F. DuBois.** 1916. A formula to estimate the approximate surface area if height and weight be known. Archives of Internal Medicine 17:863-871.
- 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.
- Othax, N., Peluso, F. y E. Usunoff.** 2007. Los análisis de riesgo sanitario como herramientas para la gestión de los recursos hídricos en Argentina. REGA 4(2): 39-50.
- Peluso, F., Gonzalez Castelain, J., Cazenave, G. 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., González Castelain, J., Varela, C. y E. Usunoff.** 2008. Evaluación preliminar del riesgo sanitario por agroquímicos en aguas del Arroyo Azul, provincia de Buenos Aires. Biología Acuática 24: 123-130.
- Peluso, F., Grosman, F. y J. González Castelain.** 2009a. Riesgo sanitario por pesticidas organoclorados en aguas de una laguna pampeana argentina. Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana 43 (2).
- Peluso, F., Othax N. y J. González Castelain.** 2009b. Riesgo sanitario por arsénico y fluoruro en Azul, prov. de Buenos Aires. Comparación de escenarios de exposición. En: Galindo G., Fernández-Turiel I. sobre arsénico en agua. p. 91-99.
- Potts, R.O. y R.H. Guy.** 1992. Predicting skin permeability. Pharma-

- ceutical Research **9**: 663–669.
- 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>
- USEPA.** 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual. EPA/540/1-89/002. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1992a. Guidelines for Exposure Assessment. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57:22888 – 22938. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1992b. Dermal exposure assessment: principles and applications. Interim report. EPA/600-8-91/011 B. Washington D.C., USA.
- 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.** 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.** 2001. General principles for performing aggregate exposure and risk assessments, Office of Pesticide Programs. En <http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/aggregate>.
- USEPA.** 2002. Child-Specific Exposure Factors Handbook. EPA-600-P-00-002B. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2003. Framework for Cumulative Risk Assessment. EPA/630/P-02/001F. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2007. Dermal exposure assessment: A summary of EPA approaches. EPA 600/R-07/040F. Washington D.C., USA.

EFECTO DEL LAVADO DE LA CIUDAD DE SANTA ROSA SOBRE EL ESTADO TRÓFICO DE UNA LAGUNA ARREICA

A. PILATI, S. ECHANIZ, A. VIGNATTI, A. TRUCCO
& S. B. ALVAREZ

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa.
Uruguay 151, 6300 Santa Rosa (La Pampa).
apilati2007@yahoo.com

ABSTRACT. Don Tomás is a shallow, hypereutrophic lake that received sewage inputs from the city of Santa Rosa until 1987. In 1993, the main body of water was divided into smaller adjacent ponds. One of these ponds, Canotaje pond (with a small surface area and average depth), receives an important urban runoff from the city. Thus, the high load of nutrients and sediments after a storm should result in a higher trophic state than Don Tomás. The objective of this research was to compare the limnological characteristics of both water bodies to verify their trophic status. We did not find any significant statistical differences among the measured variables in the two systems, except for water conductivity and suspended organic solids, which were higher in Don Tomás, and for dissolved phosphorus, which was higher in Canotaje. Laboratory experiments determined that the phytoplankton community of both systems was limited by nitrogen, which is consistent with the observed low Redfield ratio of dissolved N and P (1.32). Algal diversity in both systems was represented by 66 taxa, 1/3 of which belonged to the phylum Cyanophyta. In addition, a *Planktothrix agardhii* bloom was observed in both water bodies. From the present study, we determined that Don Tomás and Canotaje have the same trophic state (i.e. hypereutrophic). In spite of the high urban runoff loaded with nutrients and sediments into Canotaje, the high amounts of P present in this system sediments would make both ponds highly resilient to changes in trophic state.

Key words: trophic state, stability, flushing.

Palabras clave: estado trófico, estabilidad, lavado por lluvia.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización es el aumento de la productividad en un cuerpo de agua ocasionada por el incremento de las concentraciones de nutrientes (Lampert y Sommer, 1997). Aunque puede ser provocado naturalmente, es un fenómeno de causas principalmente antrópicas debido al desarrollo de actividades en las cuencas de captación que producen aportes que aumentan las cantidades de nitrógeno y fósforo presentes en el agua (Wetzel, 2001).

De acuerdo a las investigaciones pioneras de Redfield *et al.*, (1963) y Goldman *et al.*, (1979), en el agua marina el fósforo sería con más frecuencia el nutriente limitante para el crecimiento algal, ya que es el menos abundante. Posteriormente Schindler (1974), realizó adiciones de fósforo y carbono a lagos oligotróficos experimentales, y demostró que eran las adiciones de fósforo las que producían las floraciones algales. De esta manera la palabra eutrofización, indicadora de aumentos de productividad, ha llega-

do a ser sinónimo de adiciones de fósforo a los ecosistemas acuáticos. Sin embargo en ambientes altamente influenciados por la actividad antrópica, en los que el fósforo puede llegar a ser relativamente abundante, el crecimiento algal también puede verse limitado por una concentración proporcionalmente baja de nitrógeno.

Los lagos someros (lagunas) son cuerpos de agua que debido a su escasa profundidad (menos de 3-4 m) no estratifican térmicamente, lo que les da un carácter polimíctico (Scheffer, 1998). Generalmente tienen una elevada concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua, lo que ocasiona que sean ambientes eutróficos o hipereutróficos, con grandes biomásas en todos los niveles tróficos y tasas de producción primaria y secundaria también muy altas (Scheffer, 1998). Debido a que muchos de estos cuerpos de agua están ubicados en paisajes de llanura, aptos para el desarrollo de actividades como agricultura y ganadería, están altamente influenciados por acciones tales como la aplicación de fertilizantes y pesticidas o el roturado, que frecuentemente acelera la erosión del suelo (Gavilan, 1981; Chambouleyron *et al.*, 1993), todo lo cual incrementa el ingreso de nutrientes a los ecosistemas acuáticos, elevando su nivel trófico. Además, los lagos someros son más susceptibles a los efectos provocados por el ingreso de nutrientes debido a sus características morfométricas, como la poca profundidad (Vollenweider, 1976) y la polimixis que provoca frecuentes resuspensiones de sedimento.

En la provincia de La Pampa, a pesar del predominio de las condiciones de semiaridez (Cano, 1980) existe un elevado número de lagos someros, frecuentemente temporarios, que tienen elevadas concentraciones de nutrientes, por lo que pueden categorizarse como eutróficos (Quirós, 2000; Quirós *et al.*, 2002). La laguna Don Tomás es un lago somero urbano hipereutrófico de la provincia de La Pampa (Fig. 1). Es el principal cuenco receptor del

sistema de desagües pluviales de la ciudad de Santa Rosa. Tiene una profundidad máxima de 2,3 m y una superficie de 135 Ha (Echaniz *et al.*, 2008). Si bien en el pasado fue un único cuenco, la construcción de un extenso parque recreativo implicó la construcción de varios caminos sobre terraplenes que fragmentaron la cubeta original, de forma que actualmente, existen tres cuerpos de agua adyacentes y comunicados (Fig. 2), el principal, o laguna Don Tomás propiamente dicha, dada su mayor extensión, el pequeño cuenco del Parque y el de la Escuela de Canotaje. Esta última laguna, conectada con el cuenco principal, tiene una profundidad máxima de 1,7 m y una superficie de 11 Ha aproximadamente (Monteira, *com. pers.*, Febrero 2008).

La laguna de Canotaje recibe tres desagües pluviales, dos de los cuales son de gran tamaño y por ende los que aportan la mayor cantidad de agua al sistema (Fig. 2). El cuenco principal (Laguna Don Tomás) recibe otros cuatro desagües, pero de menores dimensiones que los anteriores. Considerando que la laguna de Canotaje es mucho menos extensa y profunda que la laguna Don Tomás, podría afirmarse que la alta carga de nutrientes y sedimentos por escorrentía urbana que desembocan en la laguna de Canotaje provocan que el estado trófico de esta pequeña laguna sea mayor que el del cuenco principal.

El objetivo del presente trabajo fue, por un lado, comparar las principales características limnológicas de las lagunas Don Tomás y Canotaje, dos días después de una tormenta de verano, a fin de establecer el nivel trófico de los mismos y evaluar el potencial efecto del aporte de escorrentía urbana sobre la laguna de Canotaje y por otro, desarrollar experiencias de laboratorio destinadas a establecer el nutriente limitante para el crecimiento algal en ambos cuerpos de agua.

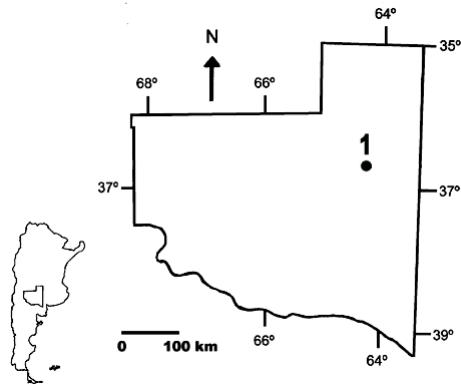


Figura 1: ubicación de la laguna Don Tomás (1) en la provincia de La Pampa

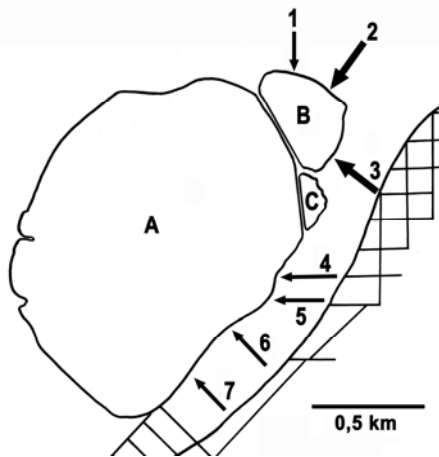


Figura 2: Localización de las cuencas y las entradas de desagües pluviales. A: Principal (Don Tomás). B: cuenco de Canotaje. C: cuenco del Parque. (El ancho de las flechas indica la importancia)

MATERIALES Y MÉTODOS

Para comparar el estado trófico de ambos ambientes, en febrero de 2008, se midieron tanto variables abióticas como bióticas, en dos sitios diferentes en cada cuenco ($n=2$), en los primeros 50 cm de profundidad. La temperatura y el oxígeno disuelto se midieron con un oxímetro de membrana YSI Modelo 55 y la conductividad con un conductímetro Oakton TDSTestr 20.

La transparencia del agua se determinó mediante un disco de Secchi de 22 cm de diámetro. Los sólidos suspendidos orgánicos (SSO) e inorgánicos (SSI) se estimaron mediante el filtrado de un volumen de agua conocido a través de un filtro de fibra de vidrio (Gelman A/E) prepesado, secado a 103-104 °C hasta peso constante y posteriormente calcinado en mufla a 500 °C por 1 hora para quemar la materia orgánica y estimar los SSI.

El fósforo total (PT) se midió por digestión con persulfato y el nitrógeno total (NT) se determinó mediante el método de Kjeldahl respectivamente (APHA, 1992). El fósforo y nitrógeno disueltos se analizaron mediante el método del ácido ascórbico y el método del fenol respectivamente (APHA, 1992).

Para determinar las concentraciones de clorofila *a* se filtraron 15 ml de agua en filtros de fibra de vidrio tipo Gelman A/E. Los pigmentos fueron extraídos en frío con acetona 100% y luego acidificados para corregir por feopigmentos. Las lecturas se hicieron con un fluorómetro Aqualuor de Turner Designs (Arar y Collins 1997).

La severidad de la limitación algal se determinó mediante experimentos de laboratorio, que consistieron en cuatro tratamientos, con dos réplicas cada uno, para lo que se colocó agua de cada cuenco en microcosmos de 175 ml, uno de los cuales fue el control (sin agregado de nutrientes) y en otros tres se agregó N, P o N+P, a partir de soluciones *stock* de nitrato de amonio y fosfato de sodio monobásico para llegar a concentraciones finales de 2.1 mgN.l⁻¹ y 0.279 mgP.l⁻¹. Las concentraciones empleadas aseguraron que las algas estuvieran en un medio saturado por N y P, en una relación molar N:P de 20:1 (Vanni *et al.*, 2006). En todos los casos los microcosmos fueron incubados durante 48 horas, al cabo de las cuales se determinó el crecimiento algal de los tratamientos respecto del control mediante la medición de clorofila *in vivo* (Downing *et al.*, 1999).

El estado trófico de ambos cuencos se determinó utilizando mediciones de PT, clorofila y disco de Secchi según las categorías propuestas por Vollenweider y Kerekes (1982) y se compararon empleando un test T a dos colas utilizando el *software* JMP versión 7.0.1.

RESULTADOS

De todas las variables medidas (Tabla 1), sólo la conductividad, los sólidos suspendidos orgánicos (SSO) y el P disuelto mostraron diferencias significativas entre los dos cuencos. El resto de los parámetros no mostraron diferencias al 5%.

Si bien la salinidad del agua estimada a partir de la conductividad eléctrica fue relativamente reducida en ambos casos, en la laguna Don Tomás

se registró el doble (0,94 g.l⁻¹) que en la laguna de Canotaje (0,43 g.l⁻¹). Los SSO constituyeron el 100% de los sólidos suspendidos totales en Don Tomás, y estuvieron compuestos principalmente por algas. La fracción inorgánica (SSI) por otro lado, fue más conspicua en Canotaje, donde constituyó ~24% de los sólidos suspendidos totales.

Respecto de las concentraciones de N y P disueltos, la laguna de Canotaje mostró el doble de las de Don Tomás, pero sólo fue significativa la diferencia en el caso del fósforo, no así en el del N disuelto, debido a la alta variabilidad de los datos. La razón de Redfield (molar) fue muy baja, y la misma para los dos cuencos (N:P = 1,32).

Tabla 1: Algunas características limnológicas promedio (n=2) de la laguna Don Tomás y la laguna de Canotaje. Entre paréntesis la desviación estándar. El asterisco indica diferencias significativas al 5% (Test t) entre ambos cuencos.

	Don Tomás	Canotaje
Temp. (°C)	22,4 (±0,07)	22,3 (±0,25)
Conduct. (µS.cm ⁻²)	1410 (±39,6) *	650 (±5,6) *
Secchi (m)	0,14 (±0,01)	0,14 (±0,01)
O ₂ dis. (mg.l ⁻¹)	9,3 (±0,55)	9,8 (±0,69)
SSI (mg.l ⁻¹)	0 (±0)	18,1 (±11,4)
SSO (mg.l ⁻¹)	66,8 (±1,1) *	58,7 (±3,1) *
PT (mgP.l ⁻¹)	19,1 (±11,9)	24,1 (±0,44)
NT (mgN.l ⁻¹)	15,9 (±1,3)	11,5 (±5,3)
P dis. (µgP.l ⁻¹)	13,1 (±0) *	26,1 (±4,6) *
N dis. (µgN.l ⁻¹)	7,7 (±10,9)	15,5 (±21,9)
Clorofila a (µg.l ⁻¹)	249,2 (±46,1)	240,8 (±7,2)

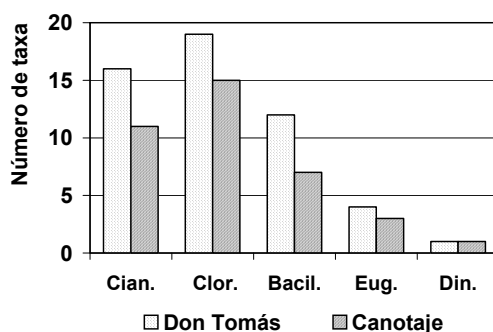


Figura 3: Comparación del número de taxa fitoplanctónicas registrados en los dos cuencos. Cian.: cianofitas. Clor.: clorofitas. Bacil.: bacilariofitas. Eug.: euglenofitas. Din.: Dinofitas.

El análisis de los parámetros indicadores del estado trófico (Tabla 1), permitió establecer que el estado de ambos ambientes es hipereutrófico, ya que el PT y la clorofila sobrepasaron los 100 y 25 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente y la transparencia del agua fue menor a 1,5 m.

Respecto de la limitación algal por nutrientes, tanto las algas de Don Tomás como las provenientes de Canotaje mostraron un comportamiento similar durante los experimentos de adición de nutrientes (Fig. 4). Aunque se verificó una pequeña co-limitación por ambos nutrientes, en general, las algas estuvieron predominantemente limitadas por nitrógeno ya que respondieron de manera similar ante la adición de este nutriente (N ó N+P). La adición de P no pareció estimular el crecimiento algal, lo cual indica una abundante presencia de este nutriente.

DISCUSIÓN

Dada la falta de diferencias significativas entre la mayoría de las variables físico-químicas y biológicas analizadas entre los dos cuencos, se puede aseverar que la Laguna Don Tomás y la de Canotaje no difieren en sus características limnológicas, ni en su estado trófico. Los únicos parámetros que fueron diferentes entre ambos cuencos fueron la conductividad eléctrica, los SSO y el P disuelto.

La conductividad eléctrica indicó que Don Tomás es un cuerpo que contiene mayor cantidad de sólidos disueltos respecto a Canotaje, lo que puede ser adjudicado al efecto de lavado producido por el importante ingreso de agua de lluvia en este último cuenco, ya que éste recibe los dos desagües pluviales más importantes de la ciudad de Santa Rosa. Además, la laguna de Canotaje tiene un volumen mucho menor que el cuenco principal dadas su menores superficie y profundidad (Monteira, com. pers.). Este último parámetro podría ser afectado

negativamente debido al gran aporte de sedimentos que ingresan durante las tormentas (Trucco, observación personal).

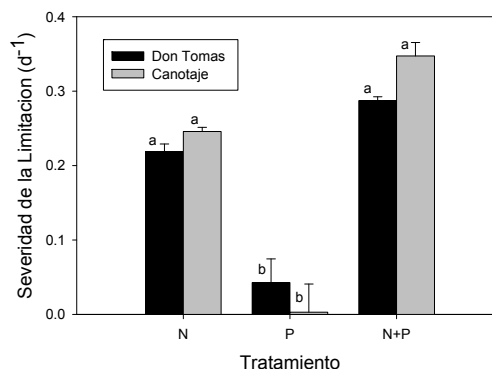


Figura 4: Severidad de la limitación algal (d^{-1}) ante adiciones de nitrógeno (N), fósforo (P) y nitrógeno y fósforo conjuntamente (N+P) para dos lagos someros adyacentes. Las barras indican los promedios y sus desviaciones estándar ($n=3$). Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% (Tukey) entre los diferentes cuencos o entre los tratamientos.

La transparencia del agua fue similar en ambos ambientes. Sin embargo, es importante destacar que la turbidez de ambos cuencos producida por elementos en suspensión, pudo ser producida por diferentes causas. La laguna Don Tomás presentó el 100% de los SST compuestos por elementos orgánicos, probablemente algas, mientras que en Canotaje el 20% de los SST estuvieron compuestos por elementos inorgánicos. Tres días antes del muestreo, hubo una tormenta estival que aportó grandes cantidades de sedimentos provenientes del lavado urbano, y dada la baja profundidad de esta laguna, éstos podrían mantenerse en suspensión por la acción del viento, situación característica de los cuerpos de agua polimícticos pampásicos (Quirós *et al.*, 2002).

Con respecto a de los nutrientes, es importante destacar que si bien el PT en la laguna de Canotaje fue 26% más alto que en Don Tomás, no se detecta-

ron diferencias debido a la gran variabilidad de los datos (Tabla 1), por lo que las concentraciones de PT y NT no fueron significativamente diferentes entre ambos cuencos, lo que lleva a descartar la hipótesis postulada sobre una posible diferencia entre ambos cuencos. La mayor concentración de P en Canotaje podría deberse al aporte de ese nutriente ligado a las partículas inorgánicas que ingresaron a este cuenco durante la tormenta, ya que la concentración de P disuelto en el agua de esta laguna ($26 \mu\text{g P.l}^{-1}$) es ínfimo con respecto a los valores de PT (24mg.l^{-1}) (Tabla 1). En cambio, las concentraciones de N y P disueltos de la laguna de Canotaje siempre duplicaron a las de Don Tomás, aunque la alta variabilidad en el caso del N disuelto impidió encontrar una diferencia significativa (Tabla 1). Las mayores concentraciones de P disuelto en Canotaje podrían atribuirse a la posible entrada de P con el agua de lluvia proveniente del lavado de la ciudad, pero, debido a que no se muestreó el contenido de este nutriente en el agua proveniente de los desagües de lluvia, no se pudo poner a prueba esta especulación.

Por otro lado, la relación atómica entre N y P disueltos en ambos cuencos fue la misma y muy baja (1,32:1). Goldman *et al.* (1979) describieron que el fitoplancton tiene una relación estequiométrica C:N:P de 106:16:1 átomos. Esta razón es conocida como la razón de Redfield, e implica que el fitoplancton no estará limitado ni por N ni por P cuando ambos nutrientes disponibles (o disueltos) estén en una proporción de 16:1 átomos. Si este cociente fuera menor a 16:1 implica que las algas estarán limitadas por nitrógeno ya que el P se presenta en exceso con respecto a los requerimientos algales (Lampert y Sommer, 1997). En el caso del presente estudio, teniendo en cuenta la relación atómica de N:P disueltos en el agua del sistema considerado, se puede afirmar que las algas de estos cuerpos de agua estarían limitadas por N.

La especulación de que las algas de ambos cuencos estuvieron limitadas por nitrógeno, pudo corroborarse mediante los experimentos de limitación de nutrientes, dado que las algas respondieron de manera similar ante la adición de este nutriente, tanto cuando fue agregado solo o en presencia de P (Fig. 4). Es de particular interés que el crecimiento algal no fue estimulado por la adición de P, en especial en Canotaje, donde la respuesta fue cercana a cero, lo que podría deberse a que este cuenco tenía más P disuelto que Don Tomás (Tabla 1).

Los altos valores de nutrientes, sobre todo P total indican que tanto la laguna Don Tomás como Canotaje son cuerpos de agua hipereutróficos. Una causa probable de esta situación es que antes de ser dividida en cuencos menores, hasta 1987, la laguna Don Tomás se comportó como cuenco receptor de líquidos cloacales tratados (Marani, com. pers.). En general, estos efluentes que se caracterizan por tener elevadas concentraciones de P (Carpenter *et al.*, 1998). El P, aportado por la planta de tratamientos cloacales ubicados en la zona Norte de la ciudad de Santa Rosa, no ha tenido salida de la laguna Don Tomás (a excepción de esporádicas derivaciones al Bajo de Giuliani), dado su carácter arreico, por lo que habría quedado en el sistema, ya sea reciclándose en la columna de agua o precipitando a los sedimentos y contribuyendo a incrementar la carga interna. La Laguna Don Tomás posee niveles sumamente elevados de este nutriente en sus sedimentos ($1150 \text{mg de P.kg}^{-1}$; Echaniz, com. pers.), concentración que corresponde a más del doble registrado en un lago hipereutrófico de Estados Unidos (Pilati *et al.*, 2009). Teniendo en cuenta que una consecuencia de la resuspensión de los sedimentos del fondo es la movilización de la carga interna de nutrientes (Havens *et al.*, 2007), el sistema sería muy estable, haciendo que el estado de hipereutrofia sea irreversible (Carpenter *et al.*, 1999), de allí la falta de discrepancias

en el estado trófico de las cuencas analizados.

Por lo expuesto anteriormente, puede concluirse que el aporte de escorrentía urbana no afecta el estado trófico del cuenco de Canotaje, tal como fuera propuesto originalmente. Sin embargo, podría afirmarse que este pequeño cuenco funciona como un importante cuenco de retención *in situ* de nutrientes (P disuelto) y sedimentos (Sólidos Suspendidos).

AGRADECIMIENTOS

A las licenciadas Graciela I. Bazán y Andrea Biasotti por la gran ayuda recibida durante la identificación de las algas, y a un revisor anónimo por sus valiosas contribuciones. Este proyecto fue subvencionado por la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam.

BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation.** 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. Washington, D. C. 1022 pp.
- Arar, E. J. y G. B. Collins.** 1997. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. Método EPA 445 disponible en www.epa.gov/nerlcwww/ordmeth.htm. Visitado el 6 de Mayo de 2009.
- Carpenter, S.R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A.N. Sharpley, y V.H. Smith.** 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568.
- Carpenter, S.R., D. Ludwig y W.A. Brock.** 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications*, 9 (3): 751-771.
- Chambouleyron, J., J. Morabito, S. Salatino, C. Mirabile, R. Díaz, M. Simmerman, S. Campos, R. Solanes, y N. Ceciff.** 1993. Pollution of irrigation water in Mendoza, Argentina. In: Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities pp: 45-52. Proceedings of the FAO Expert Consultations. Santiago, Chile, 20-23 October 1992. Water Reports N° 1. FAO, Rome. 357 pp.
- Downing, J. A., C. W. Osenberg y O. Sarnelle.** 1999. Metaanalysis of marine nutrient enrichment experiments: variation in the magnitude of nutrient limitation. *Ecology*, 80(4):1157-1167.
- Echaniz, S., A. Vignatti y P. Buniño.** 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8(4): 63-71.
- Gavilán, J.G.** 1981. Study of water quality in the San Roque Reservoir. *Water Quality Bulletin*, 6: 136-142.
- Goldman, J. C., J. J. McCarthy y D. G. Peavey.** 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. *Nature*, 279: 210-215.
- Havens, K., K. Jin, N. Iricanin y R. Thomas James.** 2007. Phosphorus dynamics at multiple time scales in the pelagic zone of a large shallow lake in Florida, USA. *Hydrobiologia*, 581: 25-42.
- Lampert, W. y U. Sommer.** 1997. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams.* Oxford University Press.
- Pilati, A., M. J. Vanni, M. J. Gonzalez y A. K. Gaulke.** 2009. Effects of agricultural subsidies of nutrients and detritus on fish and plankton of shallow-reservoir ecosystems. *Ecological Applications* 19(4):942-960.
- Quirós, R.** 2000. La eutroficación de las aguas continentales de Argentina en: A. Fernández (Ed.) *El agua en iberoamérica: Acuíferos, lagos y embalses* CYTED. Subprograma

XVII. Aprovechamiento y gestión de recursos hídricos.

- Quirós, R., J.J. Rosso, A. Renella, A. Sosnovsky y M. Boveri.** 2002. Estudio sobre el estado trófico de las lagunas pampeanas. *Interciencia*, 27: 584-591.
- Redfield, A.C., B.H. Ketchum y F.A. Richards.** 1963. The influence of organism on the chemical composition of seawater. Pp 26-77 In: M.N. Hills (Ed) *The Sea: Ideas and observations on progress in the study of the seas*, Vol 2: The composition of seawater, comparative and descriptive oceanography. New York: Interscience.
- Scheffer, M.** 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London. 357 pp.
- Schindler, D.W.** 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 184: 897-899.

- Vanni, M. J., S. Andrews, W. H. Renwinck, M.J. Gonzalez y S. J Noble.** 2006. Nutrient and light limitation of reservoirs phytoplankton in relation to storm-mediated pulses in stream discharge. *Archiv für Hydrobiologie*, 167 (1-4):421-445.
- Vollenweider, R. A.** 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. *Memorie dell' Istituto Italiano de Idrobiologia*, 33: 53-83.
- Vollenweider, R. A. y J. J. Kerekes.** 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, Assesment and Control. Final Report.* OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), Paris. 154 pp.
- Wetzel, R. G.** 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems.* Academic Press, London. 1006 pp.

DESCRIPCIÓN AMBIENTAL DE LA LAGUNA DE LOBOS, PCIA. BS.AS. UNA PROPUESTA PARA SU MONITOREO

M. V. POZZOBON

Centro de Evaluación y Gestión Ambiental Larus, Díaz 395, (7240) Lobos, Bs. As.
centroambiental_larus@yahoo.com.ar // mavippo@yahoo.com.ar

ABSTRACT. Periodic hydrologic and ecological alterations in the Lobos's shallow lake in the last few years and concern and interest of institutions and authorities, which both value the preservation of the place as a touristic, recreative and sportive resource, have motivated the implementation of the *Program of permanent surveillance of environmental quality of Lobos's shallow lake*. This program includes low budget and of concrete implementation initiatives using local resources for evaluating the dynamic together with the shallow lake's environmental quality and its main affluent, Las Garzas's stream, in a continuous period of time. This study has been carried out in a framework which has as a main objective to periodically analyze this shallow lake and its affluent's most significant limnologic variables and to detect any system's alteration caused by the conjunction of environmental and/or climatic unfavorable conditions or local or regional environmental impacts of diverse origins (industrial, from sewers, or from farming activity). Seventeen samplings have been developed from January of 2000 until September of 2008 in two different areas of study: First Area: Las Garzas Stream and drainage channels, with 4 stations of sampling next to industrial and cattle areas; Second Area: Lobos's shallow lake, with 4 stations of sampling of hydrologic interest. In each stage of the sampling, the depth, turbidity, pH, temperature and dissolved oxygen was registered and samples of phytoplankton for its qualitative and quantitative analysis were taken. In the First Area, in March of 2001, February of 2004 and September of 2008 samplings show that the unload of effluents have affected the quality of the water of Las Garzas's stream. Limnologic characteristics of the Second Area show a close relation with season variables and, in general, the water presented conditions that can be adapted to recreative use. The death of fishes occurred in March of 2000, January of 2001 and July of 2006 coincide with the low levels of oxygen dissolved in the water, high temperatures in relation with the average and the amount of algae (more than 50000 cells/ml) dominated by cyanophytes. The analysis of hydrologic and biologic variables of this shallow lake and its affluent have allowed to achieve periodic observations of this hydric environment, know its dynamic and detect the causes of ecological alterations in the environment. Besides, it has provided with new tools to fund new decisions taken regarding to the managing of the shallow lake.

Key words: shallow lake - water's quality- surveillance- limnology

Palabras clave: laguna - calidad de agua - monitoreo - limnología

INTRODUCCIÓN

La calidad de los recursos hídricos se ve afectada en diferente grado en muchas cuencas del país, siendo sus causas variadas y de diferente índole.

No puede desconocerse que una de las funciones sociales que suelen cumplir los cuerpos de agua es actuar como receptores de efluentes industriales o cloacales y proveer agua para diversos usos tanto en lo urbano como en lo

rural e industrial (Grosman, 2001). Las causas del deterioro de la calidad de las aguas incluyen también el aporte del arrastre de suelo con contenidos de plaguicidas, fertilizantes, vertidos de desechos pecuarios y otras sustancias, que alteran el equilibrio químico natural del agua (Prosperi, 2005).

Las lagunas constituyen núcleos de actividades recreativas, que para muchos municipios, son parte de su identificación regional, atrayendo concurrentes del propio u otros centros urbanos (Grosman, 2008). Tal es el caso de la Laguna de Lobos, Pcia. de Bs. As., un ambiente que constituye un importante centro de actividades recreativas, turísticas y deportivas para la localidad y la región. A principios del año 2000 se produjeron alteraciones ecológicas en este ecosistema que provocaron una masiva mortandad de peces y que movilizaron a las instituciones y autoridades locales. Este suceso originó la iniciativa de implementar un *Programa para la vigilancia continua de la calidad ambiental de la Laguna de Lobos* con el fin de analizar, dentro de las limitaciones y recursos disponibles, aquellas variables limnológicas que permiten evaluar la calidad de sus aguas y concretar el monitoreo continuo, en forma programada, para tratar de predecir situaciones de desequilibrio ecológico. En este marco se realizó este estudio cuyo principal objetivo fue determinar las variaciones de parámetros físico-químicos y biológicos de la Laguna de Lobos y de su afluente, el Arroyo Las Garzas, para estimar la calidad ambiental del sistema y detectar alteraciones causadas por la conjunción de condiciones ambientales y/o climáticas desfavorables o por impactos ambientales locales o regionales de distinto origen (cloacal, industrial, agropecuario).

MATERIALES Y MÉTODOS

La Laguna de Lobos, ubicada en la Provincia de Buenos Aires, (35°17' Lat. S.; 59°07' Long. O.) es un ambien-

te típicamente eutrófico (Izaguirre y Vinocur, 1994), oligohalino-mesopoiquihalino, con una superficie de 751 ha., profundidad media de 1,07 m (Boltovskoy *et al.*, 1990) y una marcada turbidez de sus aguas. El afluente principal de la laguna es el Arroyo Las Garzas, colector principal de una cuenca de drenaje de 1720 km² del noreste de la Pcia. de Bs. As. y tributaria del Río Salado. El Arroyo Las Garzas, aguas debajo de la Laguna de Navarro, constituye un curso de agua enmarcado por costas bajas anegables hasta su desembocadura en la Laguna de Lobos. (Dangavs y Blasi, 1991). Es receptor de canales de descarga de efluentes pecuarios, industriales y cloacales que confluyen en su cauce en el tramo comprendido entre la Laguna de Navarro y la Laguna de Lobos.

En este trabajo se realizaron un total de 17 de muestreos desde enero de 2000 hasta septiembre de 2008 en dos áreas de estudio, fijándose cuatro estaciones de análisis en cada una de ellas):

- Área I: Arroyo Las Garzas y canales de descarga

Estación 1: Compuerta de Laguna de Navarro

Estación 2: Canal de descarga de Industria Papelera (Navarro)

Estación 3 Canal de descarga de Planta de Tratamientos Cloacales (Navarro)

Estación 4 Arroyo Las Garzas altura de Puente de Amado (receptor de descargas pecuarias, límite entre Navarro y Lobos)

Las Estaciones de muestreo I, II y III se encuentran relativamente próximas entre sí, separadas por pocos kilómetros; la estación IV se encuentra a 20 Km. aproximadamente de las anteriores.

- Área II: Laguna de Lobos

Estación 1: Boca

Estación 2: Compuerta

Estación 3: Centro

Estación 4: Afluente Salvador María

Los muestreos de las variables físico-químicas del agua se realizaron en enero, marzo y septiembre de 2000; enero, marzo y diciembre de 2001; enero y septiembre de 2002; febrero y noviembre de 2003; febrero de 2004; marzo y octubre de 2005; febrero y julio de 2006; marzo de 2007 y septiembre de 2008. En cada estación de muestreo se realizó una inspección ocular del ambiente para observar características organolépticas (color del agua, olor, presencia de sólidos o sustancias en suspensión) y se registraron las condiciones climáticas imperantes (temperatura ambiente, velocidad y dirección del viento, nubosidad). Se midieron "in situ" el pH, la profundidad (en cm.) y la turbidez (disco de Secchi). El oxígeno disuelto (mg/l) y la temperatura del agua (°C) se registraron a 20 cm de profundidad. Se utilizaron un termopéechímetro digital Hanna y un oxímetro digital Zeising. En cada fecha de muestreo se calcularon los valores medios de pH, oxígeno disuelto y temperatura del agua de las cuatro estaciones de análisis de cada área de estudio, obteniendo un valor promedio de cada variable por muestreo y por área. En el Área II se obtuvieron también los valores medios de profundidad y la turbidez.

Las muestras para el análisis cualitativo de fitoplancton se recolectaron con red de 25 micrones de poro y se fijaron con solución de formol 4 %. Las muestras para el análisis cuantitativo se tomaron en frascos estériles de 250 ml y se fijaron con lugol (Lopretto y Tell, 1995). El reconocimiento de los taxones fitoplanctónicos y el recuento del número de individuos por clases algales se realizó utilizando microscopio óptico y cámara de conteo (Venrick, 1995; Villafañe y Reid, 1995). Para la identificación taxonómica de especies se consultaron las obras de Bourrelly (1966, 1968, 1970). El análisis de fitoplancton en el Área I se realizó en diez muestreos (enero y marzo 2001, enero 2002, febrero 2003, febrero 2004, marzo 2005,

febrero y julio 2006, marzo 2007 y septiembre 2008); en el Área II se cuenta con un muestreo más al comienzo del estudio (marzo 2000). Para este análisis se determinaron los valores medios de la abundancia relativa de las clases algales fitoplanctónicas y la densidad total (células/ml) de las 4 estaciones en cada área de estudio.

RESULTADOS

Área I: Arroyo Las Garzas y canales de descarga

Los resultados de los valores medios de las variables físico-químicas (temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto) en cada fecha de muestreo se muestran en la Figura 1. Los valores de temperatura del agua obtenidos fluctuaron en coincidencia con las variaciones estacionales, obteniéndose el mayor registro en diciembre de 2001 (28,9 °C) y el menor valor en julio de 2006 (14,7 °C). Los registros de pH y oxígeno disuelto presentan patrones de distribución similares en todo el período estudiado. Los valores de pH oscilaron entre 6 y 8,1 obteniéndose los registros más bajos en marzo 2001 (pH 6,2), noviembre 2003 (pH 6) y marzo 2005 (pH 6,1) y los más altos en marzo 2007 (pH 7,7) y septiembre 2008 (pH 8,1). Las concentraciones de oxígeno disuelto fueron bajas, oscilando entre 2,3 mg/l en septiembre 2002 y 6,1 mg/l en enero 2002. Los registros de oxígeno obtenidos se encuentran, en general, muy por debajo del valor límite sugerido para la protección de la vida acuática (5 mg/l) lo que podría indicar elevados procesos de descomposición de materia orgánica. Si bien se midieron la profundidad y la turbidez en cada estación de muestreo, no se obtuvieron los valores medios de los datos registrados pues los mismos no son comparables entre sí, ya que corresponden a diferentes cauces. Las inspecciones oculares realizadas en esta área permitieron observar descargas indus-

triales (Estación 2) y cloacales (Estación 3) en los muestreos de marzo 2001, febrero 2004 y septiembre 2008 con características organolépticas

atípicas del agua estudiada (olor nauseabundo, color grisáceo, sólidos en suspensión).

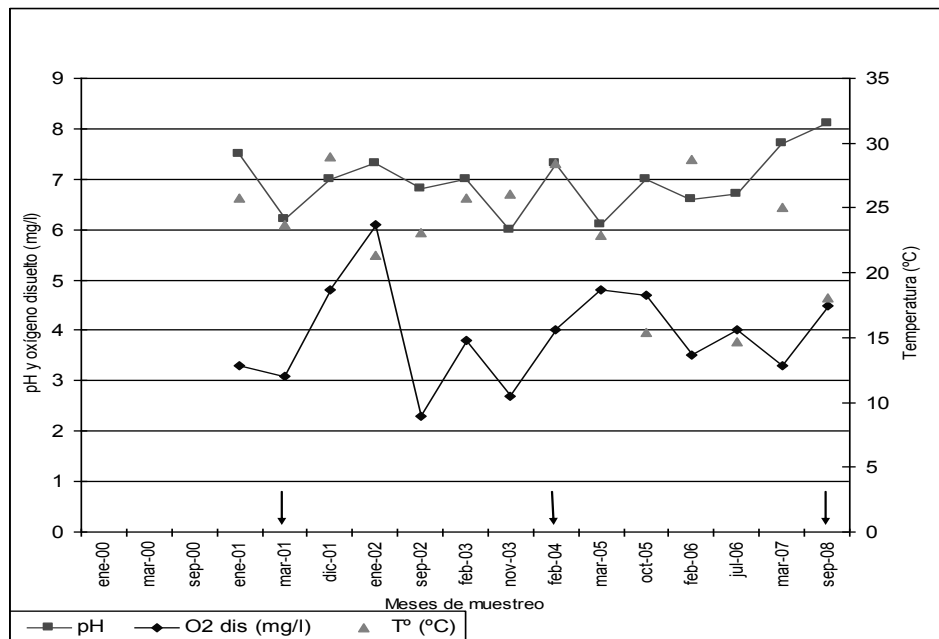


Figura 1. Área I. Valores promedio de pH, oxígeno disuelto (mg/l) y temperatura (°C) desde enero de 2001 a septiembre de 2008. Las flechas indican descargas de efluentes industriales y cloacales.

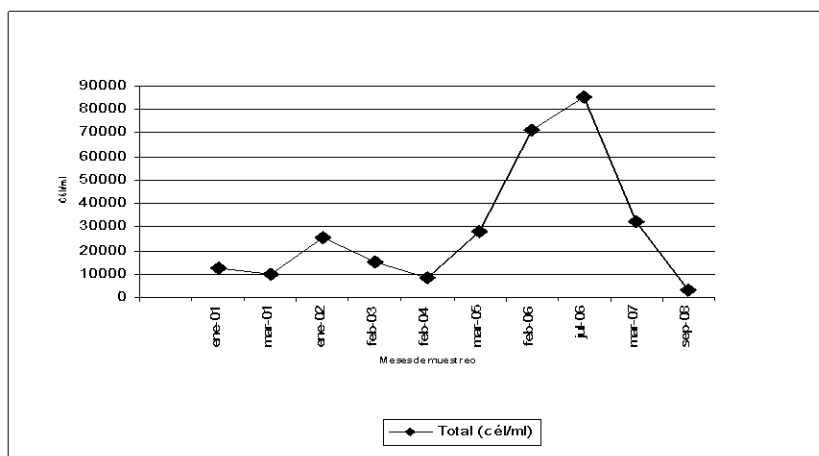


Figura 2. Área I. Valores medios de la densidad total fitoplanctónica (cél/ml) de enero 2001 a septiembre 2008.

La Figura 2 muestra la dinámica de la densidad total fitoplanctónica entre enero 2001 y septiembre 2008. El valor más bajo de densidad algal se registró en septiembre de 2008 (3342 cél/ml) y los valores más altos se observaron en febrero y julio 2006 (71215 y 85412 cél/ml, respectivamente). Estos últimos registros demuestran la presencia de fenómenos de florecimientos algales, ya que la abundancia medida en células/ml sobrepasa ampliamente los valores de densidad media fitoplanctónica observados en todo el período estudiado. Los taxones algales identificados en las muestras de fitoplancton fueron Cyanophyta, Chlorophyta, Chrysophyta (Bacillariophyceae) y Euglenophyta. Las cianofitas constituyen el grupo dominante de la comunidad fitoplanctónica de esta área de estudio, siendo las clorofitas y las diatomeas menos frecuentes. Las euglenofitas aparecen en forma escasa (Figura 3).

Área II: Laguna de Lobos

El volumen de agua de la Laguna de Lobos depende de distintos procesos hidrológicos como las descargas de su principal afluente (Arroyo Las Garzas), la influencia de las precipitaciones y el aporte de agua de la napa freática. Durante este estudio la profundidad de la laguna alcanzó su nivel más alto en enero de 2001 (193 cm) y el más bajo en marzo de 2000 (51 cm). La turbidez, medida como la lectura del disco de Secchi, varió entre 5cm (marzo de 2000) y 30 cm (enero de 2001 y septiembre de 2002). En un análisis preliminar se puede inferir que los valores registrados de turbidez se relacionan directamente con las fluctuaciones de la profundidad del cuerpo de agua y con los valores alcanzados por la densidad fitoplanctónica.

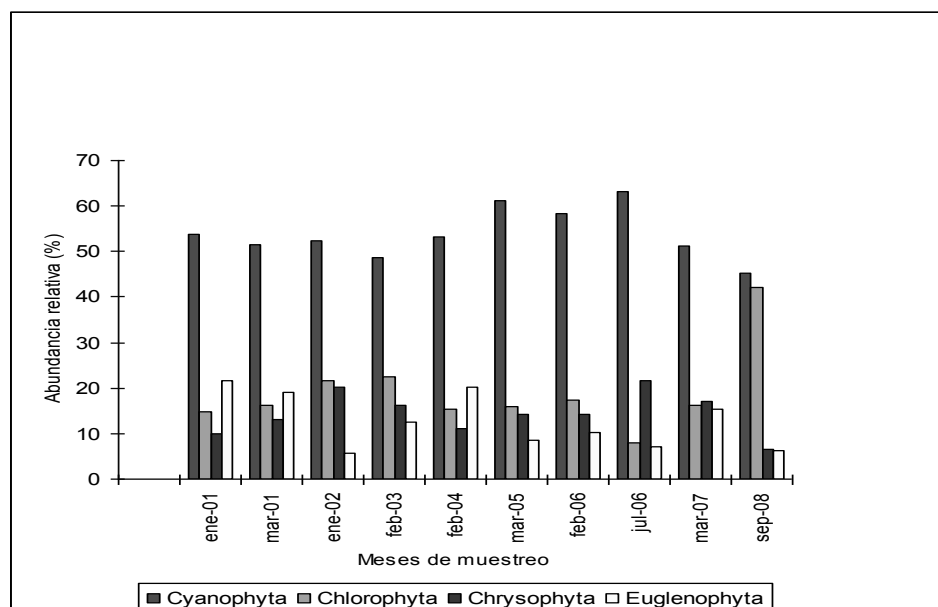


Figura 3. Área I. Abundancia relativa de las clases algales fitoplanctónicas desde enero 2001 a septiembre de 2008.

Los valores medios de temperatura del agua medidos en esta área muestran una distribución acorde con las variaciones estacionales, registrándose la temperatura máxima en enero de 2002 (29,9°) y la mínima en septiembre de 2000 (14,8°C). El pH osciló entre 7,1 en diciembre de 2001 y 10,3 en febrero de 2003, con valores neutros a ligeramente alcalinos en todo el período estudiado. Las concentraciones medias de oxígeno disuelto presentaron grandes fluctuaciones, alcanzando los valores más bajos en febrero de

2006 (5 mg/l) y en julio de 2006 (4,1 mg/l). Estas bajas concentraciones de oxígeno, que se encuentran en el límite o por debajo del nivel guía sugerido para la conservación de la biota, coinciden con florecimientos algales observados en las mismas fechas, con un escaso volumen de agua y escasa transparencia. Los valores más altos de oxígeno se registraron en febrero 2003 (14,3 mg/l) y febrero 2004 (15,2 mg/l) (Tabla 1, Figura 4).

Tabla 1. Área II. Valores medios de profundidad (cm); Secchi (cm); pH (upH); oxígeno disuelto (mg/l) y temperatura (°C) desde enero de 2000 a septiembre de 2008 en la Laguna de Lobos.

	Profundidad (cm)	Secchi (cm)	pH (upH)	O ₂ dis (mg/l)	T° (°C)
Ene-00	86	14	9,3	13	25,4
Mar-00	51	5	8,4	4,8	26,1
Sep-00	135	16	8,8	8	14,8
Ene-01	193	31	8,5	4,7	26,9
Mar-01	171	21	8,1	4,3	23,8
Dic-01	140	19	7,1	7,5	27,6
Ene-02	121	24	8,5	14	29,9
Sep-02	113	31	8,1	14	15,1
Feb-03	110	27	10,3	14,3	22,8
Nov-03	122	25	7,4	8,3	25,7
Feb-04	92	-	9,4	15,2	23,3
Mar-05	140	27	8,1	9,7	21,3
Oct-05	84	22	8	7,1	15,5
Feb-06	54	7	7,4	5	23,5
Jul-06	62	15	8,2	4,1	19,4
Mar-07	104	26	8,2	7,4	23,7
Sep-08	154	27	8,2	8	17,8

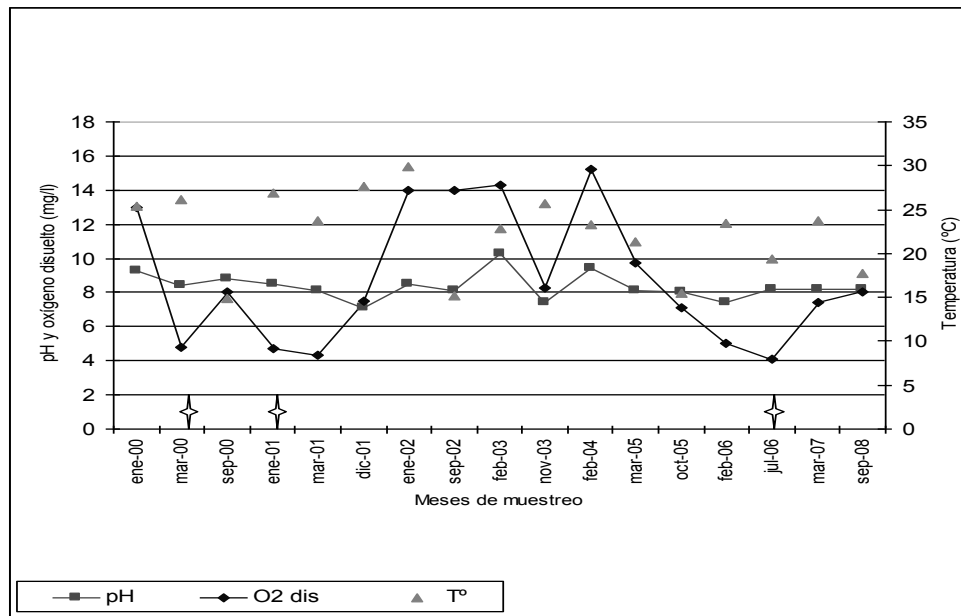


Figura 4. Área II. Valores medios de pH, oxígeno disuelto (mg/l) y temperatura (°C) desde enero de 2000 a septiembre de 2008 en la Laguna de Lobos. Con ✦ se indica la ocurrencia de mortandad de peces.

El análisis de la comunidad fitoplanctónica de la laguna demostró una composición similar a la del fitoplancton del Arroyo Las Garzas y los canales estudiados en el Área I, observándose la presencia de los taxones Cyanophyta, Chlorophyta, Chrysophyta (Bacillariophyceae) y Euglenophyta. La densidad algal total fue elevada en todos los muestreos realizados, observándose un máximo significativo en julio de 2006 (112050 cél/ml); el valor más bajo se registró en febrero de 2004 (21401 cél/ml) (Figura 5). Las cianofitas constituyeron el grupo dominante representando, en general, más del 50 % de la composición fitoplanctónica. Las clorofitas y diatomeas, si bien se observaron en todos los muestreos realizados fueron poco frecuentes. Las euglenofitas fueron raras y, en general, no alcanzaron densidades significativas (Figura 6).

DISCUSIÓN

La evolución de los humedales y cuerpos lacustres a largo plazo, ante

los cambios climáticos que se están registrando, implica la necesidad de establecer un programa integrado de control de estos ambientes (Perillo, 2008). El monitoreo periódico de los principales parámetros limnológicos de los ecosistemas acuáticos permite efectivizar el control y la vigilancia de los cuerpos de agua, conocer la dinámica de su comportamiento y fundamentar las decisiones que se tomen sobre su utilización y manejo resguardando el equilibrio ecológico. En la actualidad la diversidad en cantidad y calidad de las descargas y efluentes vertidos en ambientes acuáticos es tal que exige un análisis de múltiples variables que interactúan entre sí. Una de las principales falencias en la investigación de los ambientes acuáticos de importancia económica y social, además de su relevancia ecológica y ambiental, es la ausencia de políticas de investigación aplicada y la falta de vínculos entre los niveles académicos, de administración del recurso y del resto de la sociedad involucrada (Grossman, 2001).

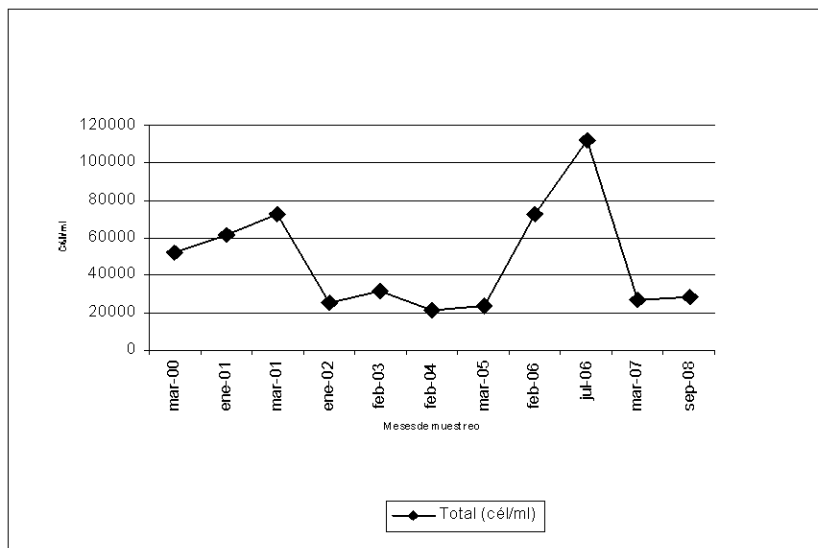


Figura 5. Área II. Valores medios de la densidad total fitoplanctónica desde marzo de 2000 a septiembre de 2008 en la Laguna de Lobos.

La Laguna de Lobos constituye un ambiente de gran importancia a nivel local y regional, cuya funcionalidad declina rápidamente, no sólo por las características de su dinámica acuática sino por su creciente tendencia a la fertilización, comprometida aún más por el incremento de las actividades del hombre en toda el área de su cuenca (Dangavs, 1991).

En esta laguna y ante la ocurrencia de hechos que alteraron sus condiciones ecológicas e hidrológicas en el año 2000 –contaminación, mortandad de peces–, se implementó el monitoreo del cuerpo de agua y de su afluente por la iniciativa de un conjunto de instituciones interesadas en conservar este ambiente para el uso turístico, recreativo y deportivo. Se registraron variables físico-químicas y biológicas de determinación relativamente sencilla y de bajo costo con el fin de constituir una base de datos que reflejara la dinámica del sistema en un período amplio de tiempo.

En el Área I se observaron vertidos de efluentes industriales y cloacales en los canales que desembocan en el Arroyo Las Garzas durante los muestreos de marzo de 2001, febrero de

2004 y septiembre de 2008. Estas descargas coinciden con concentraciones muy bajas de oxígeno disuelto (menores a 5 mg/l), valores de pH neutro (6-8) y una densidad fitoplanctónica total baja comparada con el resto de las muestras (menor a 10000 cél/ml). En cuanto a la composición del fitoplancton se observó que si bien las cianofitas representaron el taxón dominante como en todo el período estudiado, en los muestreos de marzo de 2001 y febrero de 2004 las euglenofitas ocuparon el segundo lugar en la densidad fitoplanctónica, modificando el patrón de composición algal observado en los muestreos realizados, donde este grupo aparece generalmente en forma escasa. La destacada presencia de euglenofitas podría constituir un indicador de abundante materia orgánica originada por procesos exógenos al sistema (Margalef, 1983). Si bien los resultados de este estudio no son concluyentes, se puede observar una tendencia entre la acción antrópica sobre el Arroyo Las Garzas, representada por vertidos y descargas puntuales, y la estructura y abundancia del fitoplancton.

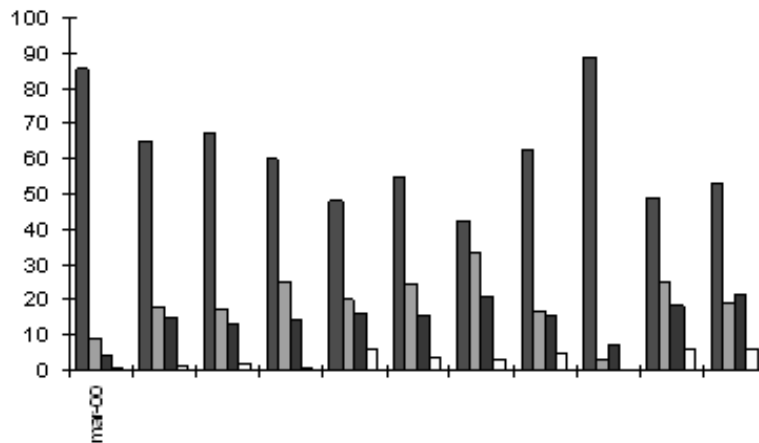


Figura 6. Área II. Abundancia relativa de las clases algales fitoplanctónicas de marzo de 2000 a septiembre de 2008 en la Laguna de Lobos. Referencia de clases algales idem Figura 3.

En el Area II, Laguna de Lobos, se produjeron mortandades de peces que afectaron a la mayoría de las especies de la comunidad íctica en marzo de 2000, enero de 2001 y julio de 2006. Estos fenómenos coincidieron con bajos registros de oxígeno disuelto (por debajo de 5 mg/l), altas temperaturas del agua en relación al valor medio correspondiente a la época del año y valores normales de pH para ambientes acuáticos lénticos (8-8,5). En marzo de 2000 y julio de 2006 la laguna presentaba una columna de agua poco profunda (50-60 cm) respecto a sus niveles históricos, a diferencia de lo registrado en enero de 2001 (193cm). Sin embargo, en los tres muestreos la lectura del disco de Secchi fue baja en relación a la profundidad medida en cada caso, lo que indica una marcada turbidez del agua. Esta escasa transparencia se relaciona directamente con una densidad algal elevada (más de 50000 cél/ml) si se la compara con el resto de los registros obtenidos en el período estudiado. Asimismo, en esas fechas, la comunidad fitoplanctónica presentó una

dominancia de cianofitas filamentosas que alcanzaron una abundancia relativa entre el 60% y 80%. Este taxón es mencionado por Boltovskoy *et al* (1990) como un grupo casi siempre dominante en la Laguna de Lobos. Se destaca la floración algal de julio de 2006 donde la densidad total fitoplanctónica superó las 110000 cél/ml, fenómeno que también fue registrado en el Arroyo Las Garzas para la misma fecha de muestreo y considerado como un episodio de características naturales. Si bien los datos obtenidos en este trabajo no son concluyentes, puede observarse una relación entre los sucesos de mortandad de peces ocurridos en el cuerpo de agua con los valores de algunas variables significativas como oxígeno disuelto, turbidez, temperatura del agua y abundancia y estructura del fitoplancton.

La Laguna de Lobos presenta un ambiente litoral marcadamente contrapuesto a la zona de aguas abiertas. La vegetación macrófita, confinada exclusivamente a sus orillas, es escasa y está representada exclusivamente por especies emergentes. Esta condi-

ción, sumada a la baja transparencia, alta densidad fitoplanctónica, variaciones en el volumen de agua y las actividades y características de su entorno próximo permiten clasificarla como laguna de aguas verdes o laguna turbia (Grosman, 2008).

La inspección ocular periódica y el registro de oxígeno disuelto, temperatura, pH, profundidad, transparencia y densidad y composición fitoplanctónica integran un conjunto de determinaciones válidas para evaluar la calidad de la Laguna de Lobos y su afluente y prever fenómenos adversos que afecten el equilibrio ecológico.

Este trabajo representa una contribución al conocimiento limnológico de la Laguna de Lobos. Los resultados obtenidos, de carácter preliminar, permiten inferir que un monitoreo continuo del sistema contribuye a conocer su comportamiento en condiciones hidrológicas y limnológicas normales y además constituye una herramienta para detectar alteraciones en el ambiente causadas por condiciones desfavorables o por impactos antrópicos perjudiciales de diferentes orígenes en la laguna o en su cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento al Club de Pesca Lobos, a la Junta de Fomento Laguna de Lobos y al Camping Bahía de los Lobos, por el apoyo e interés en este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Boltovskoy, A.; A. Dippolito.; M. Fogetta; N. Gómez y C. Alvarez.** 1990. La Laguna de Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* 14: 1-38.
- Bourrely, P.** 1966. Les algues d'eau douce. Initiation a la systématique. I: Les algues Vertes.. Ed. N. Boubeé et Cie. París. 512 pp.
- Bourrely, P.** 1968. Les algues d'eau douce. Initiation a la systématique. II: Les algues Jaunes et Brunnes. Ed. N. Boubeé et Cie. París. 440 pp.
- Bourrely, P.** 1970. Les algues d'eau douce. Initiation a la systématique. III: Euglénies, Peridiniéens, Algues Rouges et Bleues. Ed. N. Boubeé et Cie. París. 86 pp.
- Dangavs, N. V.** 1991. Propuesta de solución para frenar el proceso de eutroficación en la Laguna de Lobos, Buenos Aires. *Biología Acuática* 15: 40-41.
- Dangavs, N. V. y A. M. Blasi.** 1991. Los fenómenos de transvase e inminente captura en el Arroyo Las Garzas, Lobos, Provincia de Buenos Aires. *Biología Acuática* 15: 10-11
- Grosman, F.** 2001. Capítulo XXII: Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey. En F. Grosman (Ed.). *Fundamentos biológicos, económicos y sociales para una correcta gestión del recurso pejerrey.* Ed. Astyanax. Azul, 212 pp.
- Grosman, F.** 2008. Cap. I: Una invitación a conocer nuestras lagunas pampeanas. En: Grosman, F. (comp.) *Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región Pampeana.* Ed. UNC. Tandil. 174 pp.
- Izaguirre, I. y A. Vinocur.** 1994. Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina) based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia* 277: 49-62.
- Lopretto, E. y G. Tell (Eds.)** 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo I. Ediciones Sur. La Plata. 377 pp.
- Margalef, R.** 1983. *Limnología.* Ediciones Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Perillo, G. M. E.** 2008. La Red de Monitoreo de Humedales y Lagos (ReMHuL): el camino hacia su conocimiento y manejo. Conferencia. IV Congreso Argentino de Limnología CAL 4. Bariloche. http://www.conicet.gov.ar/scp/vista_resumen.php
- Proserpi, C.** 2005. Evaluación de la contaminación y eutrofización de aguas superficiales de la Provincia

de Córdoba. Temas de Ciencia y Tecnología Vol II, N° 7. Univ. Nac. Córdoba.

<http://www.secyt.unc.edu.ar/Temas/Temas7/Prosperi.htm>.

Venrick, E.L., 1995. Muestreo y submuestreo del fitoplancton marino y dulceacuícola. En: Alveal, K., M.E.Ferrario, E.C.Oliveira y E. Sar. (Eds.). Manual de Métodos Ficológi-

cos. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 262 pp.

Villafañe, V. E. y F. M. H Reid. 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K., M.E.Ferrario, E.C.Oliveira y E. Sar. (Eds.). Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 262 pp.

SECTORIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL ARROYO DEL AZUL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES, MEDIANTE LA APLICACIÓN DE TÉCNICAS ESTADÍSTICAS MULTIVARIADAS

L. RODRÍGUEZ, F. PELUSO & J. GONZALEZ CASTELAIN

*Instituto de Hidrología de Llanuras de Azul.
República de Italia 780, 7300 - Azul.
lorena@faa.unicen.edu.ar*

ABSTRACT. In the basin of the Azul Creek (centre of Buenos Aires Province) different uses are made (agricultural, recreational, the reception of urban effluents). Although there is a physicochemical characterization of its surface, it is necessary to do further studies in order to know the variables that determine the water quality of the resource to be managed more efficiently. This following aims at sectoring the basin according to its water quality and to identify significant parameters to describe the variations. Therefore, multivariate techniques were applied: Cluster (CA) and principal components (PCA) on standardized data. These techniques come from twelve seasonal campaigns where 27 variables were measured at 14 stations located in different sectors of the basin (n = 168). The results from CA show the formation of two groups: one consisting of samples of the upper and middle basin, and the other of some samples of the middle and lower basin. Due to the PCA, 3 factors were obtained that explain 53 % of the total variance, reducing the list of parameters to 13, weighing more than 0.70. To conclude, the results obtained by both techniques are consistent since areas with different water quality were identified and those affected by urban effluents were discriminated allowing the identification of parameters which explain this variability. The physicochemical sectoring of surface water which was obtained is not strictly coincident with that determined by the geomorphology and groundwater hydrochemistry.

Key words: Azul stream, water quality, cluster, principal components.

Palabras clave: arroyo del Azul, calidad de agua, cluster, componentes principales.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la calidad del agua implica la medición de múltiples parámetros tomada en diversos tiempos y sitios de muestreo necesitando, para dicha evaluación, una matriz de datos compleja (Chapman, 1992). Además, cuando se realizan monitoreos de ríos o arroyos, se debe hacer frente al problema de determinar si la variación en la concentración de los parámetros medidos se debe atribuir a

la contaminación (artificial, espacial) o a las características naturales del cuerpo de agua (temporal, climático). También deben identificarse los parámetros más significativos para la describir tales variaciones espaciales y temporales, las fuentes de contaminación, etc.

Estudios realizados por el Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA) permitieron caracterizar sectores con diferente calidad del agua del Arroyo del Azul (IHLLA, 2000), el tipo y la

presión de uso, y los riesgos ecológicos y ambientales derivados de ellos (Gonzalez Castelain *et al.*, 1995; Gonzalez Castelain y Grosman, 1997). Recientemente se aplicaron índices de calidad de agua (ICA) con datos obtenidos de un monitoreo realizado entre los años 2005 a 2007. Dicho trabajo permitió, a modo de aproximación inicial, enmarcar rangos, detectar tendencias y demarcar zonas con diferente calidad de agua en el arroyo. Sin embargo, estos índices, al estar desarrollados para otros ambientes, no proporcionan evidencias de las fuentes de contaminación, principalmente porque se calculan después de la normalización de valores de variables selectas y de la carga asignada a cada una de ellas para un uso determinado. Por ello, faltarían realizarse estudios con mayor profundidad que permitan conocer cuáles son las variables que determinan la calidad del agua del recurso para diferentes usos, ya que son factores clave para que los ICA reflejen más fielmente las condiciones locales (Rodríguez *et al.*, 2007). El objetivo del presente trabajo es sectorizar la cuenca según la calidad de agua de las aguas, e identificar parámetros significativos para describir tales variaciones.

Para ello se apelará a la aplicación de las técnicas de análisis multivariado (también llamadas quimiométricas) (Chapman, 1992), las cuales facilitan el análisis simultáneo de una gran cantidad de datos. Éstas técnicas abarcan una gran variedad de análisis entre los cuales las llamadas técnicas de reconocimiento de patrón son las más utilizadas en estudios de este tipo (Johnson y Wichern, 1992; Vega *et al.*, 1998; Helena *et al.*, 2000; Adams, 1998; Graca y Coimbra, 1998; Wunderlin *et al.*, 2001; Debels *et al.*, 2005; Feijóo y Lombardo, 2007).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y sitios de muestreo

El arroyo del Azul, centro de la provincia de Buenos Aires, Argentina, nace en cercanías de la localidad de Chillar y desarrolla su curso hacia el norte recorriendo 160 km hasta desaguar en el Canal 11. La cuenca consiste en una gran llanura (cuenca inferior) y un área menor de serranías bajas en la zona sur (cuenca superior) donde se ubican las cabeceras del arroyo del Azul. En la transición entre ambas zonas se observa un sector de piedemonte distal con suaves lomadas y ondulaciones (cuenca media), recibiendo en la misma las aguas de los arroyos Videla y Santa Catalina (Figura 1). La pendiente media del terreno es del 5% en la subcuenca superior y del 0,2% para la inferior, mientras que varía entre 0,5 y 0,8% en la zona de piedemonte (cuenca media) (Marzoratti *et al.*, 2006). El límite entre cuenca alta y la zona de transición estaría aproximadamente en la curva de 200 msnm. Esta zona se extiende hasta la curva de 140 m (coincidiendo con el límite norte del casco urbano de la ciudad de Azul), a partir de la cual comienza el sector de cuenca baja, con cotas que llegan a ser inferiores a 40 msnm (IHLLA, 2000). El comportamiento global de la región es el de un ambiente de llanura (Sala *et al.*, 1987). Químicamente, las aguas subterráneas de cuenca alta se caracterizan como bicarbonatadas sódicas, magnésicas y cálcicas, las de la cuenca media como bicarbonatadas sódicas, y las de la cuenca baja como bicarbonatadas cloruradas sódicas (IHLLA, 2000; IHLLA, 2003).

En la cuenca se desarrolla actividad agrícola ganadera. La aplicación de fertilización intensa se produce desde el año 1995, principalmente para los cultivos de maíz y trigo. El sector agrícola se desarrolla en la zona topográficamente más elevada de la cuenca,

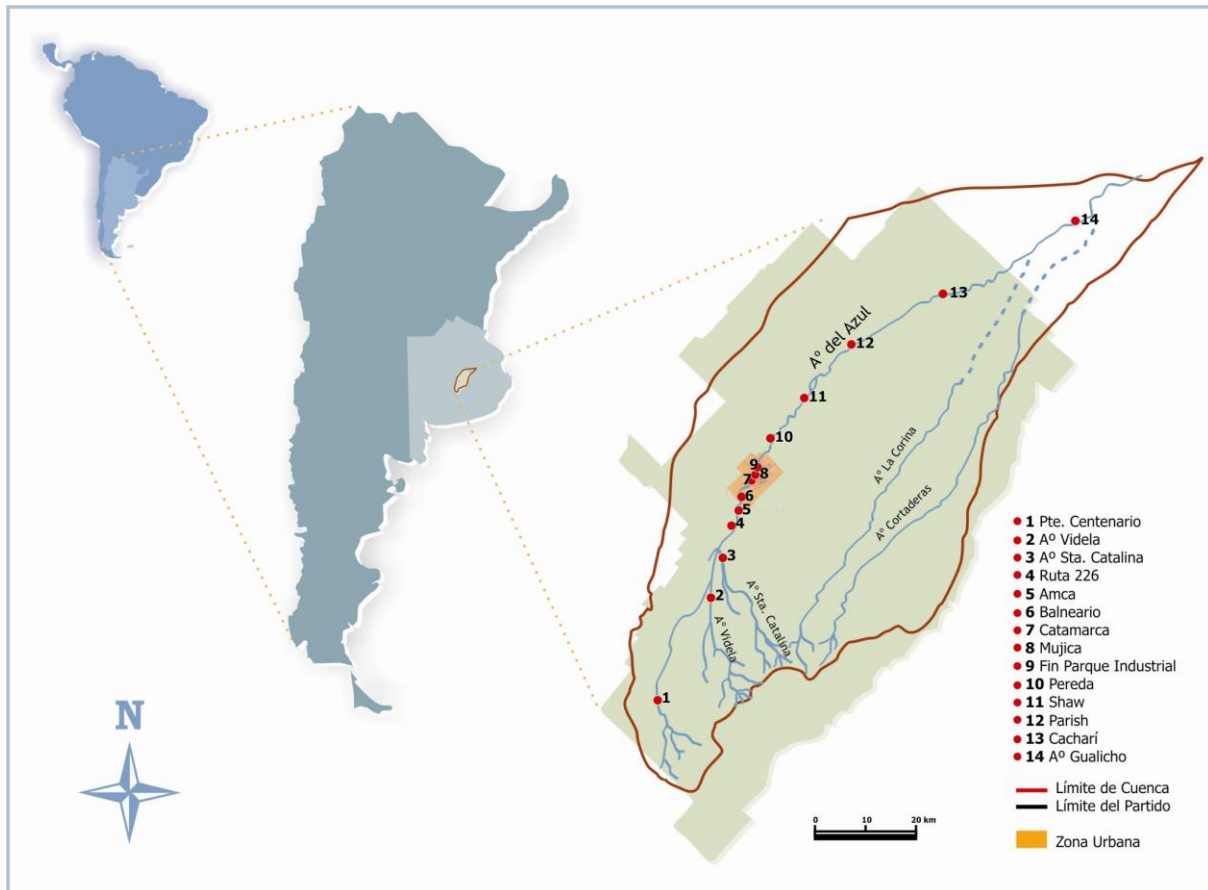


Figura 1. Ubicación de la cuenca del arroyo del Azul en la provincia de Buenos Aires, y localización de las estaciones de muestreo.

donde se cultivan maíz, trigo, soja y girasol. El sector ganadero se ubica en cuenca baja donde la calidad de los suelos limita la agricultura (Billelo, 2006).

Para analizar la variabilidad espacial de la calidad del agua del arroyo se localizaron 14 estaciones de muestreo (Figura 1). En la cuenca alta se escogieron 3 sitios: la estación 1 se encuentra ubicada sobre el arroyo del Azul (45 km aguas arriba de la ciudad), la estación 2 sobre el arroyo Videla (23 km aguas arriba de la ciudad) y la estación 3 se ubicó sobre el arroyo Santa Catalina (15 km aguas arriba de la ciudad) los cuales suelen transportar un caudal escaso ($0.55 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ y $0.20 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ respectivamente).

La estación 4 se encuentra ubicada 11 km aguas arriba de la zona urbana. En la ciudad de Azul se distribuyeron 7 puntos de muestreo teniendo en cuenta que en sus inmediaciones se realizan diversos usos de este recurso. Estos incluyen un predio de automovilismo (estación 5), la retención de las aguas en un espejo de 7 has que en período estival funciona como Balneario Municipal (estación 6), con usos deportivo, recreativo y paisajístico donde, además, también se realiza pesca.

La estación 7 se encuentra ubicada en la salida de un efluente pluvial. Las estaciones 8 y 9 se ubican pocos metros aguas debajo de la descarga del efluente de la planta de tratamiento de líquidos cloacales. La estación 10 se

ubicó 12 km aguas abajo del fin de la zona urbana.

En la cuenca baja el uso de la tierra está relacionado a la actividad ganadera por lo cual suele utilizarse el agua del arroyo para consumo por el ganado. En algunos sitios se practica la pesca. En esta zona se ubicaron 4 puntos de muestreo: la estación 11 se ubicó a 23 km aguas debajo de la ciudad de Azul en la localidad de Shaw, la estación 12 a 35 km en la localidad de Parish, la estación 13 a 65 km en la ciudad de Cacharí y la estación 14 a 120 km de la ciudad de Azul, aguas arriba de su desembocadura en el canal 11 unos pocos kilómetros al sudoeste de la ciudad de Las Flores.

La variabilidad temporal de la calidad del agua ha sido considerada, realizando campañas de muestreo estacionales, desde junio del 2005 hasta marzo del 2008.

Colección y análisis de las muestras

Tanto la colección, estabilización, transporte y almacenamiento de las muestras, así como los recipientes utilizados para tomarla, se realizaron considerando la GEMS/Water Operational Guide (WHO, 1987). Las muestras fueron tomadas a menos de 40 cm de la superficie del agua (subsuperficial) en sectores de aguas corrientes. Los muestreos se realizaron en ausencia de precipitaciones, o por lo menos 72 hs después de su finalización, cuando el arroyo retornó a sus condiciones de flujo normal.

Los métodos analíticos utilizados fueron tomados de APHA et al (1992). Los parámetros medidos incluyeron: Amonio (Visocolor ECO Ammonium 15 de Macherey-Nagel 931244), Nitrito (Visocolor ECO Nitrit Test de Macherey-Nagel 931010), Calcio (3500-Ca B), Magnesio (3500-Mg B), Sodio (3500-Na B), Potasio (3500-K B) con Espectrofotómetro de absorción atómica GBC 902 y lámparas de cátodo hueco, Fósforo Total (4500-P-E), Fósforo Reactivo Soluble (4500-P-E),

Fósforo Orgánico (4500-P-E), Cloruro (4500-Cl- D), Fluoruro (4500-F D) con Multivoltímetro con electrodos específicos, Nitrato (4500-NO₃- D), Sulfato (4500-SO₄-2 E), Carbonato (2320 B), Dureza (estimado), Temperatura (2550-B), Oxígeno disuelto (OD) (4500-O G) con Oxímetro de campo YSI mod 58, Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) en 5 días (5210-B), Demanda Química de Oxígeno (DQO) (5220-A), pH (4500-H+ B) con Peachímetro digital Altronix TPA IV, Sólidos Solubles (2540-C), Sólidos Suspendidos (2540-D), Sólidos Totales (2540-B), Sólidos Sedimentables (2540-F), Turbidez (2130-B), Conductividad eléctrica (Potenciométrico con Conductivímetro Digital Altronix CT2), Nitrógeno Kjeldahl (4500-Norg B), Detergentes SAAM (5540 C Espectrofotometría UV Visible), Hidrocarburos Totales de Petróleo (EPA 418.1 Espectrofotometría Infrarroja), Aerobios totales (9215-B), Coliformes fecales (9222-B), *Escherichia coli* (9222-D).

Tratamiento estadístico de los datos

La evaluación quimiométrica fue realizada sobre una matriz de datos obtenida de las doce campañas realizadas (n=168). Se aplicaron las siguientes técnicas de análisis multivariado: análisis componentes principales (PCA), análisis de conglomerados o Cluster (CA), (Guisande González *et al.*, 2006), considerando su utilización por diferentes autores para la evaluación de la calidad del agua (Johnson y Wichern, 1992; Vega *et al.*, 1998; Helena *et al.*, 2000; Adams, 1998; Graca y Coimbra, 1998; Wunderlin *et al.*, 2001; Debels *et al.*, 2005; Feijoó y Lombardo, 2007).

Se utilizaron los datos experimentales normalizados a cero (datos estandarizados por fecha de muestreo) para evitar las clasificaciones erróneas que se presentan debido a la gran variabilidad de los parámetros y sus diferentes órdenes de magnitud.

Los parámetros incluidos fueron 27 ya que el resto se consideró que aportaban información redundante. Los parámetros considerados fueron: pH, NH_4 , NO_2^- , Na^+ , Dureza, Alcalinidad, K^+ , Fósforo Total (PT), Fósforo Reactivo Soluble (PRS), Fósforo Orgánico (PO), Cl^- , F^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , % saturación De Oxígeno (% Sat. Ox.), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Solubles (SS), Sólidos Suspendidos (SSu), Sólidos Totales (ST), Sólidos Sedimentables (SSe), Turbidez (Tb), Conductividad eléctrica (Ce), Nitrógeno Kjeldahl (N), Aerobios totales (AT), Coliformes fecales (CF), *Escherichia coli* (EC).

Para la aplicación del PCA se realizó una rotación varimax cruda (varimax raw) de los componentes principales (PC) que se obtuvieron de las variables estandarizadas originales, para reducir la contribución de variables con menor importancia con mínima pérdida de información, de esta manera se

simplificó la estructura de datos. La rotación varimax fue hecha considerando trabajos previos usando PCA (Vega *et al.*, 1998; Helena *et al.*, 2000; Debels *et al.*, 2005; Adams, 1998; Wunderlin *et al.*, 2001).

El CA se realizó utilizando el método de Ward's. Este método utiliza un análisis de acercamiento de la variación para evaluar las distancias entre los grupos formados, intentando reducir al mínimo la suma de cuadrados de cualquier par de grupos que puedan formarse en cada paso. Este método fue aplicado de acuerdo a la bibliografía (Adams, 1998; Graca y Coimbra, 1998; Johnson y Wichern, 1992). Para el análisis espacial los datos se estandarizaron por fecha de muestreo. La distancia del acoplamiento se mostró como un porcentaje relativo a la distancia máxima de acoplamiento (Dlink/Dmax).

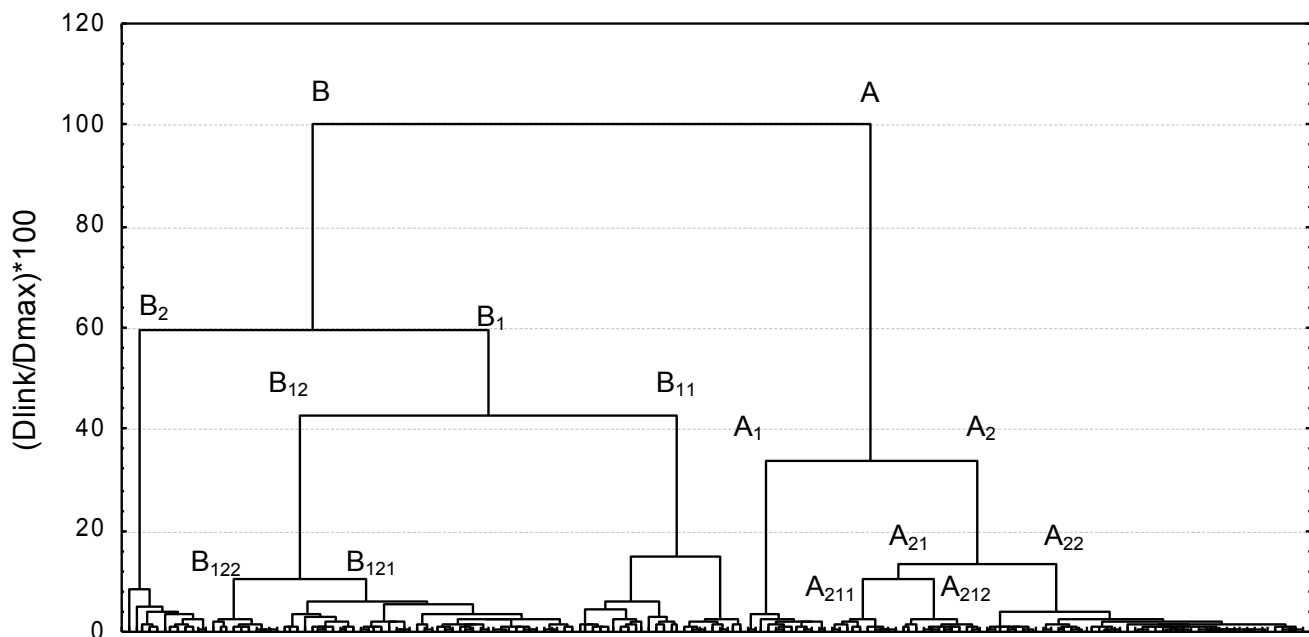


Figura 2: Dendrograma obtenido por el análisis CA, incluyendo 27 variables y 168 casos (en eje x).

RESULTADOS

El primer análisis que se realizó sobre los datos fue el CA. La primera observación permite identificar la formación de dos grandes grupos (A y B) (Figura 2).

El grupo A se encuentra conformado por la totalidad de las muestras de cuenca alta y un alto porcentaje de cuenca media (Tabla 1). Dentro de éste se identifican los grupos A1 y A2. El primero de ellos contiene únicamente las muestras del arroyo Santa Catalina. El grupo A2 se forma con los grupos A21 y A22: el primero contiene solamente las muestras correspondientes al arroyo Videla (grupo A212) y a la cuenca alta del arroyo del Azul (grupo A211); y el segundo (grupo

A22) incluye las muestras de la cuenca media, conteniendo todas las muestras de las estaciones 4, 5 y 6, un alto porcentaje de las muestras de la estación 7 y algunas de la estación 8 (Tabla 1).

El grupo B está integrado por muestras de la cuenca media y la totalidad de las de la cuenca baja. El grupo B1 incluye, por un lado, las muestras restantes de las estaciones de la cuenca media (grupo B11) y la casi totalidad de las muestras de cuenca baja (grupo B12). El grupo B2 presenta un alto porcentaje de las muestras de la estación de muestreo más cercana a la desembocadura del arroyo.

Tabla 1: Porcentajes de muestras de cada estación incluidos en los grupos formados en el dendrograma (Figura 2).

GRUPO	Subgrupo		% de muestras agrupadas	Estación	
A	A1		100	3	
	A2	A21	A211	83	1
			A212	100	2
		A22		100	4
				100	5
				100	6
				67	7
				8	8
				17	1
		B	B1	B11	B111
B112	25				7
B12	B121			42	8
				83	9
				8	4
				8	7
				17	9
				100	10
			100	11	
B2	B122			92	12
				25	13
				8	10
				8	12
				58	13
			17	14	
			83	14	
			17	13	

El grupo B11 reúne casi la totalidad de las muestras de las estaciones 8 y 9 y una cuarta parte de las muestras de la estación 7, todas correspondientes al sector de cuenca media. Sin embargo, estarían asociadas al grupo de muestras de cuenca baja por ser un sector afectado por las descargas de efluentes urbanos. Cabe mencionar que el mayor porcentaje de muestras de estación 7 se encuentran dentro del grupo A22. Esto puede deberse a que la misma se ve afectada por efluentes urbanos esporádicos.

Del análisis PCA para la misma matriz de datos estandarizados, se obtienen 3 factores, los cuales explican el 53 % de la varianza total, reduciendo la lista de parámetros a 13 con peso mayor a 0.70 (Tabla 2).

El factor 1 explica el 26.6% de la variación total, y muestra siete variables con peso mayor a 0.70, los cuales están relacionados en su gran mayoría con la salinidad de las aguas: los sólidos solubles y totales, alcalinidad, conductividad eléctrica, y las concentraciones de Na^+ , Cl^- y SO_4^{2-} (Tabla 2).

El factor 2 explica el 17.5% de la varianza total y muestra cuatro parámetros con peso mayor a 0.70, los cuales están relacionados con la contaminación cloacal: Coliformes, Aerobios, *Escherichia* y Amonio (Tabla 2).

El factor 3 explica el 9% de la varianza total y presenta dos parámetros con peso significativo: Sólidos suspendidos y turbidez (Tabla 2).

Atendiendo a los resultados obtenidos es posible observar que la mayor parte de la variación es explicada por los cambios en la concentración de "sales solubles" representadas en el factor 1, reconociendo la variabilidad espacial natural de la hidroquímica inorgánica a lo largo de la cuenca. En particular, permite segregar las muestras correspondientes al sector de cuenca baja del arroyo del Azul con aguas bicarbonatadas cloruradas sódicas donde las estaciones con mayor peso en el factor 1 son las correspondientes a este sector (estaciones

13 y 14), lo cual puede apreciarse como el grupo 2 en las figuras 3 y 4.

La segunda fuente de variación se debe a la carga bacteriana representadas en el factor 2, en correspondencia con el sector afectado por la descarga de efluentes urbanos, cloacal y pluviales, siendo identificadas las estaciones 8 y 9, y en menor porcentaje la estación 7, lo que se aprecia como el grupo 1 de la figura 3.

Es posible estimar la contribución de un tercer orden de los sólidos suspendidos y la turbidez. Dichos variables identifican al arroyo Santa Catalina, el cual presenta características diferenciadas del resto de la cuenca. En la figura 4 pueden observarse las muestras de provenientes de este arroyo identificadas como el grupo 3.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Se observa una alta similitud en los agrupamientos que se forman en el análisis de CA, marcando una alta homogeneidad espacial dentro de los distintos sectores y/o estaciones identificadas.

Es importante señalar la consistencia entre los resultados obtenidos en los análisis de CA y CP, existiendo coincidencia entre los grandes grupos A y B con el factor 1, principalmente el B21; los grupos B11 del B12 con el factor 2, el grupo A1 y A2 con el factor 3.

En una primera instancia es posible identificar la cuenca alta y media como un sector con características similares, siendo el arroyo Santa Catalina diferenciado del resto de la cuenca por presentar un aumento de los sólidos suspendidos y turbidez.

Las estaciones ubicadas en el límite entre la cuenca media y la baja se corresponden con la zona afectada por las descargas de efluentes urbanos, por lo cual resultan identificadas como un sector con diferente calidad de agua, siendo la alta carga bacteriana y el amonio las variables que lo identifican.

Tabla 2. Resultados del análisis de componentes principales, en negrita resaltados los que presentan pesos >0.70.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Dureza	-0.02	-0.14	0.19
Na ⁺	0.89	0.01	-0.03
K ⁺	0.67	-0.11	0.00
Cl ⁻	0.85	-0.04	0.15
NO ₃ ⁻	0.10	0.01	-0.51
SO ₄ ⁻²	0.77	-0.06	0.28
Alcalinidad	0.80	0.03	-0.14
F ⁻	0.54	0.08	-0.64
%Sat. Ox.	-0.04	0.14	0.01
pH	0.13	0.01	-0.02
SS	0.73	0.14	0.02
Ssu	0.28	-0.19	0.82
ST	0.76	0.12	0.07
Sse	0.31	0.13	0.59
Turbidez	-0.05	-0.19	0.79
Cond.	0.89	0.03	-0.03
Aerobios	0.02	0.94	-0.10
Coliformes	0.03	0.95	-0.10
Esterichia	0.00	0.93	-0.11
DQO	0.08	-0.21	0.37
N	-0.04	0.53	0.05
NO ₂ ⁻	-0.02	0.33	-0.10
NH ₄ ⁺	0.03	0.74	0.04
PT	0.28	0.29	-0.09
PRS	0.24	0.18	-0.16
PO	0.26	0.34	0.17
DBO	0.31	0.30	0.08
Expl.Var	5.89	4.13	2.72
Prp.Totl	0.22	0.15	0.10
Eigenvalor	7.19	4.73	2.45
% Varianza Total	26.63	17.51	9.08
Eigenvalor acumulado	7.19	11.92	14.37
% Acumulado	26.63	44.14	53.22

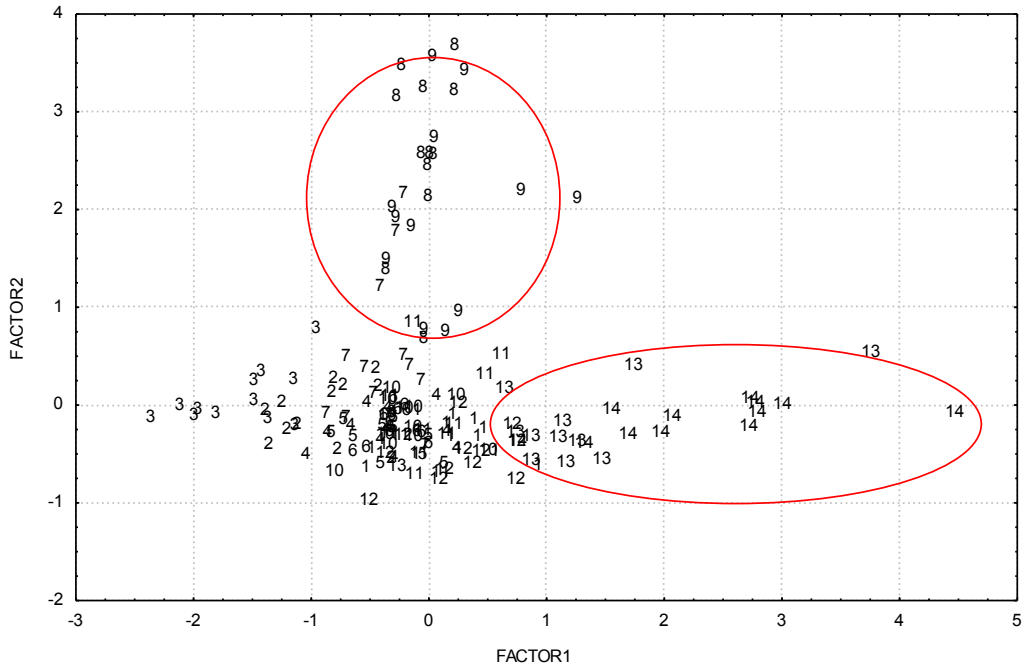


Figura 3. Scores factoriales obtenidos a partir del análisis de componentes principales con rotación varimax raw (factor 1 vs. Factor 2). Los círculos indican agrupamientos de muestras.

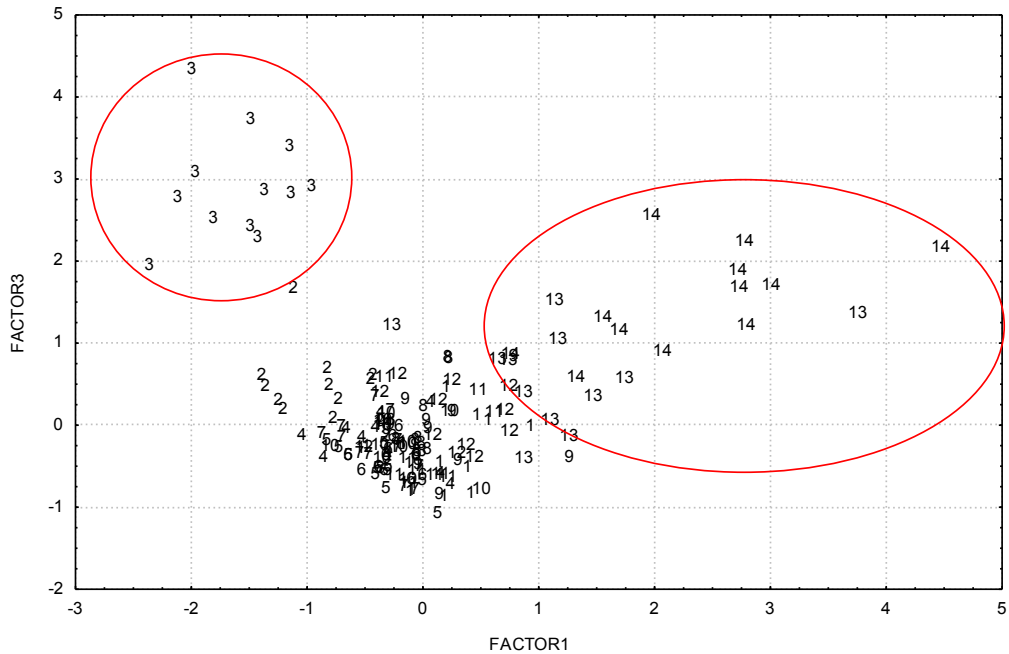


Figura 4. Scores factoriales obtenidos a partir del análisis de componentes principales con rotación varimax raw (factor 1 vs. Factor 3). Los círculos indican agrupamientos de muestras.

Estos resultados concuerdan con los obtenidos mediante la aplicación de los índices de calidad de agua, los

cuales permitieron diferenciar tres zonas del arroyo con diferente calidad de agua: la cuenca alta donde es bue-

na, el sector urbano donde disminuye a media y la cuenca baja donde mejora aunque no recupera las condiciones anteriores a su paso por la ciudad.

Si bien la geomorfología y la hidroquímica subterránea delimitan los sectores de cuenca alta, media y baja, estos no son estrictamente coincidentes desde el punto de vista de la calidad del agua superficial. Se podría hablar de un sector preurbano con aguas de buena calidad microbiológica y salinidad moderada que se conservan desde las nacientes (cuenca alta y media) hasta ser alteradas por los efluentes urbanos. En el último tramo urbano se origina un sector afectado por estos efluentes (estaciones 7, 8 y 9).

A continuación se identifica un sector de transición que abarca desde el límite de la zona urbana de la ciudad de Azul hasta Parish (cuenca baja). Esta transición presenta una calidad del agua con cierta semejanza con la calidad de las aguas preurbanas, pero que tienden a la reducción de la carga contaminante recibida y a una mayor salinidad (estación 13 y 14).

Estas muestras corresponden al último tramo previo a la desembocadura del arroyo del Azul, identificado como el límite norte de la cuenca baja. Las variables que caracterizan este sector están relacionadas con un aumento de la alcalinidad y la conductividad eléctrica.

Si bien existe una afectación de la calidad del agua en el sector urbano, otros cambios de la fisico-química del agua a lo largo de la cuenca son atribuibles a variaciones naturales esperables en un arroyo de llanura (aumento de la turbidez y la salinidad hacia cuenca baja), en concordancia con las características de la hidroquímica subterránea y la mayor proporción de suelos hidromórficos (natra-cuoles).

Las técnicas estadísticas de análisis multivariado permitieron elaborar información significativa sobre los datos de calidad de agua y los resultados

obtenidos a partir de la aplicación de las mismas están altamente relacionados con los obtenidos mediante la aplicación de distintos índices de calidad de aguas. Estas técnicas fueron utilizadas favorablemente en otros cursos de agua de la región para caracterizar y evaluar variaciones temporales y espaciales causadas por factores naturales y antropogénicos (Wunderlin *et al.*, 2001; Mugni *et al.*, 2005; Feijoó y Lombardo, 2007).

BIBLIOGRAFÍA

- Adams M. J.** 1998. The principles of multivariate data analysis. In: Analytical Methods of Food Authentication, eds P. R. Ashurst and M. J. Dennis, 350 pp. Blackie Academic & Professional, London, UK.
- APHA-AWWA-WPCF.** 1992. Métodos normalizados para el Análisis de las Aguas Potables y Residuales. 17^o edición, Ediciones Díaz de Santos, S.A., Juan Bravo, 3-A. 28006 Madrid. España.
- Ares, M.G., Varni, M., Entraigas, I. y Marzoratti, M.** 2007. Uso del suelo y grado de cobertura vegetal en una cuenca del centro de la provincia de Buenos Aires. Cuadernos del Curriham 13: 63-69..
- Bilello G.I.** 2006. Innovación Productiva y Empleo Rural en La Pampa Argentina. Un Estudio de Caso en Áreas Mixtas. VII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología Rural realizado en Quito, Ecuador durante los días 20 a 24 de noviembre del 2006.
- Chapman D.** 1992. Water Quality Assessment, ed. D. Chapman, p. 585. Chapman & Hall, London (on behalf of UNESCO, WHO and UNEP).
- Debels, P., Figueroa R., Urrutia R., Barra R., y Niell X.** 2005. "Evaluation of quality in the Chillán river (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index". Environmental Monitoring and Assessment. 110: 301-322.

- Feijoó, C. y Lombardo, R.J.** 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: a regional approach. *Water Research* 41: 1399-1410.
- Gonzalez Castelain J., Usunoff E., Peluso F. y Grosman F.** 1995. Propuestas para la Gestión del Arroyo Azul. Actas del 1er Congreso Nacional de Gestión de Agua y Saneamiento. La Falda. Provincia de Córdoba.
- Gonzalez Castelain, J. y Grosman, F.** 1997. "Monitoreo bacteriológico del sector urbano del arroyo del Azul (prov. de Buenos Aires)". Resúmenes del II Congreso Argentino de Limnología. Buenos Aires, 18 al 24 de septiembre de 1997. pág. 81.
- Graça, M.A.S. y Coimbra, C.N.** 1998. The elaboration of indices to assess biological water quality. A case study. *Water Research* 32: 380-392
- Guisande González, C.; Barreiro, A.; Maneiro, I.; Rivero, I.; Vergara, A. R. y Vaamonde A.** 2006. Tratamiento de Datos. Díaz de Santos editorial S.A. 01 ed. 376 págs.
- Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J.M. y Fernandez, L.** 2000. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research* 34: 807-816.
- IHLLA.** 2000. Aguas Superficiales. Avance metodológico en el tratamiento de los recursos hídricos en una cuenca de llanura. Cap. 4. Informe final. Instituto de Hidrología de Llanuras. Págs. 36 a 137 y anexos.
- IHLLA.** 2003. Aspecto Hidrológicos del Marco Regional. Herramientas para la gestión sustentable de los recursos hídricos en una cuenca de llanura. Informe final. Instituto de Hidrología de Llanuras. 134 Págs. + anexos.
- Jonson, R.A. y Wichon, D.W.** 1992. Applied Multivariate Statistical Analysis. 3rd ed. 642 págs. Prentice-Hall Internacional, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Marzoratti M.; Ares G.; Varni M. y Entraigas I.** 2006. Caracterización Espacio Temporal de Suelos, Usos y Precipitación para la Realización de un Balance Hídrico Diario de la Cuenca del Arroyo del Azul, Argentina. VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Asunción, Paraguay.
- Mugni, H.; S. Jergentz; R. Schulz; A. Maine y C. Bonetto.** 2005. Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentina). En: Serrano y Golterman (eds.), Phosphates in sediments, Bachuys Publishers: 163-170.
- Otto, M.** 1998. Multivariate methods. In *Analytical Chemistry*, ed. R. Kellner, J. M. Mermet, M. Otto y H. M. Widmer, 916 pp. Wiley-VCH, Weinheim, Germany.
- Rodríguez L., Peluso F., y González Castelain J.** 2007. Comparación de Índices de Calidad de Aguas Aplicados en el Arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires.
- Sala, J. M., Kruse, E., y Aguglino, R.** 1987. Investigación hidrológica de la Cuenca del Arroyo del Azul, Provincia de Buenos Aires. CIC, Informe 37.
- Vega, M., Pardo, R., Barrado, E. y Debn, L.** 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32: 3581-3592.
- WHO.** 1987. GEMS/ WATER Operational Guide. World Health Organization. Geneva.
- Wunderlin D. A., Díaz M. del P., Amé, M.V., Pesce S.F., Hued A.C., y Bistoni M. de los A.** 2001. Pattern Recognition Techniques for the Evaluation of Spatial and Temporal Variations in Water Quality. A Case Study: Suquía River Basin (Córdoba-Argentina). *Water Research* 35: 2881-2894.

DINÁMICA ESTACIONAL DE LA ICTIOFAUNA DE LAGUNA ALSINA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

M. SCHWERDT ¹ & A. LOPEZ CAZORLA ²

¹ Becario Doctoral CONICET.

² Investigador Adjunto CONICET. Dto. Biología, Bioquímica y Farmacia
Universidad Nacional del Sur. San Juan 670, 8000 - Bahía Blanca .
marceloschwerdt@yahoo.com.ar

ABSTRACT. This study aims at characterizing the seasonal dynamics of the ichthyofauna of Alsina lagoon which belongs to the Encadenadas del Oeste (Province of Buenos Aires, Argentina). Fish sampling was performed on a three-month basis, from April 2007 to March 2008, using gill nets and a trawl net. Diversity (H') and species richness were calculated for every sampling station and for each season. Differences in H' values were analyzed via ANOVA. Relative abundance in number was estimated with net mesh capture. Capture per unit effort (CPUE) was calculated considering the fishing night as unit effort and the size structure of the dominant species was described. A total of 8643 individuals belonging to 14 species were captured. Species richness varied from 8 to 11. H' evidenced no significant differences among places ($p=0.15$) although differences were recorded all over the year ($p=0.001$). H' was highest in autumn (2.23) and lowest in spring (0.96). In autumn, the dominant species were *Odontesthes bonariensis* (34%), *Parapimelodus valenciennis* (32%) and *Oligosarcus jenynsii* (28%). In winter, the dominant species were only *O. bonariensis* and *O. jenynsii*, both representing more than 90%. A significant increase in CPUE was observed in pejerrey (*O. bonariensis*). Dominant size ranges were 15-17 and 20-25 cm Lst in *O. bonariensis* and 17-23 cm Lst in *O. jenynsii*. It can thus be concluded that Alsina lagoon has a key role as a biodiversity reservoir of continental waters. The ichthyic community has undergone modifications, of which the most relevant include: disappearance of *P. valenciennis* and increase of *O. bonariensis*. The recuperation of *O. bonariensis* stock therefore guarantees a promising future for this environment which formerly reached highest productivity in Encadenadas del Oeste system.

Key words: dynamics, ichthyofauna, Alsina lagoon.

Palabras clave: dinámica, ictiofauna, laguna Alsina

INTRODUCCIÓN

La laguna Alsina está situada en el extremo noreste del sistema de Lagunas Encadenadas del Oeste (LEO) y presenta una superficie aproximada de 9000 ha (Figura1).

En situaciones de exceso hídrico la laguna Alsina se comunica, a través del Canal Aliviador, con el arroyo

Vallimanca, integrándose así a la cuenca del río Salado. Las conexiones artificiales han sido indicadas como el punto de reclutamiento de especies que, en las últimas décadas, han avanzado y colonizado las distintas lagunas de la cuenca (Miquelarena y López, 1995 y Schwerdt y Lopez Cazorla 2008).

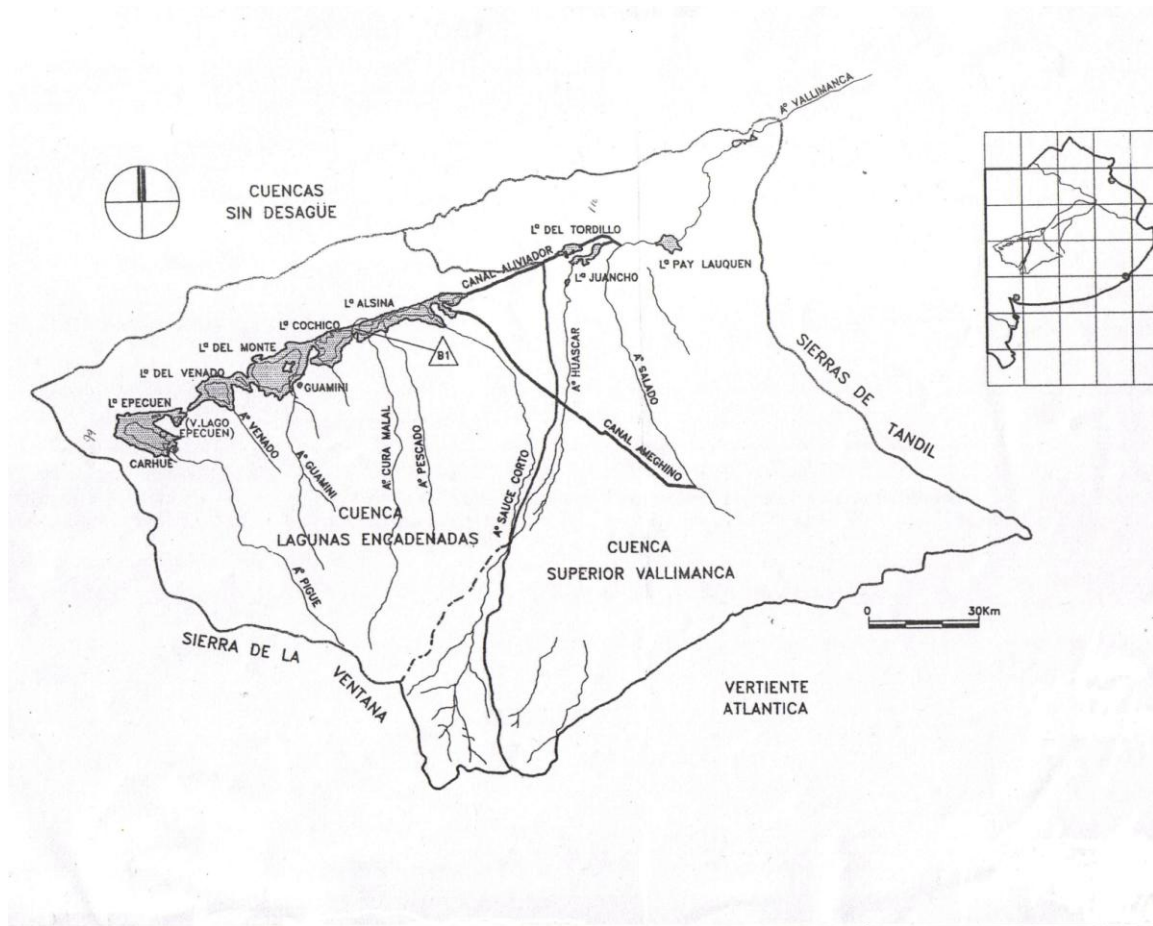


Figura 1. Sistema de Lagunas Encadenadas del Oeste. La laguna Alsina está situada en el extremo N-E (Fuente: IATASA, 1994).

La laguna Alsina a diferencia del resto de las LEO, se caracteriza por ser de agua dulce y se comporta como el “pulmón” hídrico del sistema, aliviando las situaciones de exceso hídrico por trasvase hacia la cuenca del Salado y actuando como reservorio de agua para las lagunas situadas aguas abajo (Cochicó, del Monte, del Venado y Epecuén), en situaciones de sequías (Autoridad del Agua, 2003).

Es la laguna que, dentro del sistema, presenta la mayor diversidad y en la cual han sido citadas 19 especies de peces (Ringuelet, 1975, Lüling, 1981, Miquelarena y López, 1995; López *et al.*, 2001; Schwerdt y Lopez Cazorla 2005 y Liotta, 2006).

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar la comunidad íctica de la laguna Alsina y su dinámica estacional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las capturas se efectuaron con frecuencia trimestral, entre abril de 2007 y marzo de 2008, en tres sitios de muestreo. El arte de captura empleado fue una batería de redes de enmalle, compuesta por los siguientes tamaños de malla: 15; 19; 21; 25; 28; 32; 36; 40; 52,5 y 70 mm de distancia entre nudos y 25 metros de largo de relinga cada paño y una red de arrastre a la costa.

Se calculó la riqueza específica y diversidad de Shannon-Wiener, $H' = - (\sum p_i \cdot \log_2 p_i)$ por lugar y estación de año (Margalef, 1974 y Zar, 1999). Los valores de H' fueron analizados mediante ANOVA doble sin réplica.

Con la captura obtenida con las redes de enmalle se estimó la abundancia relativa en número y la captura por unidad de esfuerzo en peso (CPUE), considerando la noche de pesca como unidad de esfuerzo. A las especies más abundantes se les describió la estructura de tallas capturada y la proporción por sexos (H:M).

En las campañas de muestreo se registraron los siguientes parámetros físico-químicos del agua: temperatura, pH, transparencia y color y las variables ambientales como temperatura ambiente, intensidad y dirección del viento y profundidad de los sitios de muestreo.

RESULTADOS

Se capturaron 7391 ejemplares con las redes de enmalle y 1252 con la red de arrastre, totalizando 8643 individuos entre las cuatro épocas de muestreo. Los peces retenidos pertenecieron a 14 especies agrupadas en 11 familias y 6 órdenes.

En la Tabla 1 se presentan las variables físicas, químicas y ambientales registradas en cada época de muestreo.

La riqueza específica presentó valores de 9 en otoño y primavera, 8 en invierno y mostró el mayor valor en verano con 11 especies.

La H' no presentó diferencias significativas entre sitios de pesca ($p=0,15$), pero sí entre épocas del año ($p=0,0009$). La mayor diversidad se encontró en otoño ($H'=2,23$) y la menor en primavera ($H'=0,96$), con valores para invierno y verano de 1,75 y 1,31 respectivamente.

En otoño, la laguna estuvo dominada por *Odontesthes bonariensis* (34%), *Parapimelodus valenciennis* (32%) y *Oligosarcus jenynsii* (28%) y a partir del invierno, la comunidad quedó dominada sólo por *O. bonariensis* y *O. jenynsii*, representando entre ambas más del 90% (Figura 2).

Tabla 1. Características físicas, químicas y ambientales de la laguna Alsina, para cada estación del año.

	Otoño 2007	Invierno 2007	Primavera 2007	Verano 2008
Fecha	14 al 16/05	6 al 8/8	13- 18 y 19/10	25 al 27/2
Temperatura del agua (°C)	10,4	6	18	26
pH	9,9	9,8	9,9	9,5
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1130	1001	1070	1050
Sólidos disueltos totales (mg/l)	785	645	-	-
Secchi (m)	0,3	0,28	0,23	0,35
Color Agua	parda-marrón	parda-marrón	parda-marrón	parda-marrón
Profundidad (m)	3,6	3,1	4,6	3,1
Temp. ambiente mínima media (°C)	9	2	11	17
Temp. ambiente máxima media (°C)	15	14	24	27
Direcciones del viento por día	SO - S - N	S - E - E	E - O - S	N - N - N

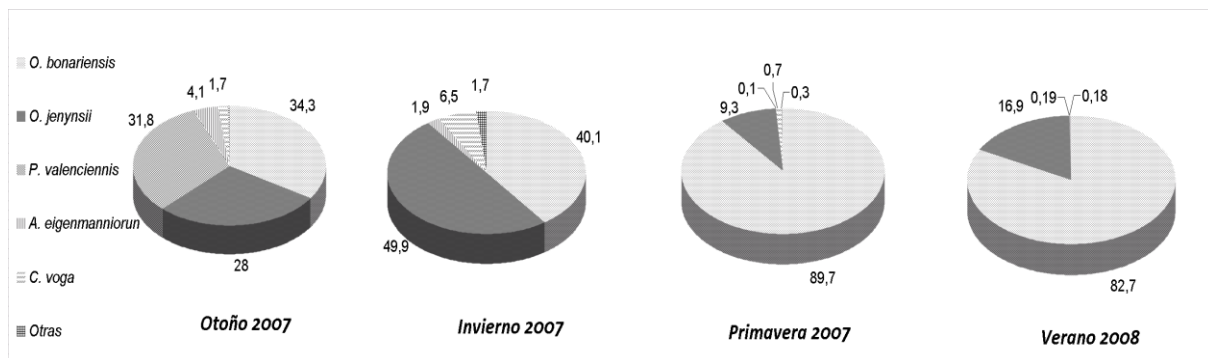


Figura 2. Abundancias relativas (%) de las especies capturadas en la laguna Alsina, por época de año.

La CPUE de *O. bonariensis* y *O. jenynsii* presentaron un comportamiento similar a lo largo del año de estudio, con valores máximos en verano, pero en pejerrey se observó un incremento exponencial de la biomasa estival (Figura 3).

En *O. bonariensis*, los rangos de tallas dominantes fueron 15-17 y 20-25 cm Lst y en *O. jenynsii* fue 17-23 cm Lst.

La relación H:M en *O. bonariensis* fue de 0,75 (otoño); 0,7 (invierno); 2,4 (primavera) y 1,7 (verano) y para *O. jenynsii* fue de 2,3 (otoño); 1,4 (invierno); 2,1 (primavera) y 2,5 (verano).

DISCUSIÓN

El número de especies citadas para las LEO ha aumentado en las últimas décadas de siete a diecinueve (Ringuelet, 1975 y López *et al.*, 2001), hasta alcanzar actualmente los veintiún taxones, contando el aporte de dos nuevas citas registradas en el presente proyecto: *Pimelodella laticeps* e *Hypostomus commersoni* (Schwerdt y López Cazorla, 2008).

La presencia de nuevas entidades biológicas está en concordancia con lo expuesto por Gómez y Menni (2005), quienes mencionan un corrimiento de la ictiofauna, desde la cuenca del río Salado, hacia los ambientes lagunares

del sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Estos autores describen al río Salado, como un corredor biológico desde la bahía Samborombón hacia el interior de la Pampasia y a las conexiones entre cuencas, de origen antrópico, como corredores hacia el oeste del Río Salado.

Miquelarena y López (1995) también consideran que el reclutamiento ictiofaunístico está asociado a la construcción de canales artificiales como el canal Aliviador, construido en la década de 1980. La finalidad de este canal es evacuar los excesos de agua del sistema, desde la laguna Alsina hacia la cuenca del A° Vallimanca y por éste hacia el río Salado, con el propósito de aliviar la problemática hídrica en épocas de inundaciones, pero biológicamente ha facilitado el avance desde otras cuencas, de especies no existentes anteriormente en el sistema, tales como *Cyprinus carpio* y *P. valenciennis*.

El enriquecimiento ictiofaunístico de laguna Alsina, la ha convertido en un ambiente de gran valor como reservorio de la biodiversidad de aguas continentales, registrándose actualmente 20 de las 21 especies de peces citadas para las LEO (Miquelarena y López, 1995; López *et al.*, 2001; Liotta, 1995; López *et al.*, 2006 y Schwerdt y López Cazorla, 2008).

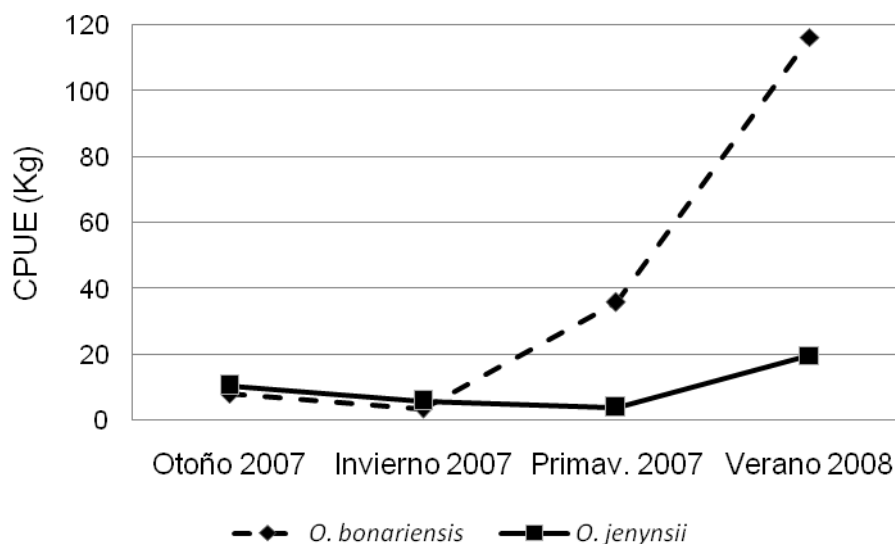


Figura 3. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de pejerrey y dientudo en la laguna Alsina, por época de año. La unidad de esfuerzo utilizada fue la batería de redes de enmalle y una noche de pesca.

El cambio significativo de la estructura comunitaria, se explica principalmente por una mortandad masiva de peces, originada por bajas temperaturas durante los primeros días de julio de 2007, con temperaturas que en el noveno día del mes alcanzaron los $-13,5^{\circ}\text{C}$. Este tipo de fenómeno extremo, si bien es poco frecuente presenta antecedentes en la pampasia bonaerense (Freyre, 1967). La mortandad provocó la desaparición total de *P. valenciennis*, especie muy sensible a las bajas temperaturas (Ringuelet, 1975) y afectó en menor medida a *O. jenynsii*, *Ciphocharax voga* y *Rhamdia quelen*. Por otra parte, el cambio en la estructura comunitaria también se explica por un aumento real del número de *O. bonariensis*, favorecido por el cambio ambiental descrito, la prácticamente nula presión pesquera tanto deportiva como artesanal y las tareas de siembra de alevinos de pejerrey desarrollada por la Estación de Piscicultura del Municipio de Guaminí.

La CPUE de *O. bonariensis* y *O. jenynsii* presentó un comportamiento similar a lo largo del año de estudio, con valores máximos en verano, pero en pejerrey se observó un incremento exponencial de la biomasa estival (Figura 3). Las bajas temperaturas del invierno explicarían la disminución en las capturas registradas en esta estación, debido al efecto depresor de este factor sobre el metabolismo basal de los peces, con la consecuente reducción en la actividad (Schmidt-Nielsen, 1976; Freyre *et al.*, 1981; Grosman y Rudzik, 1990 y Grosman, 1995).

La estructura de tallas descripta para *O. bonariensis* es otra evidencia de la recuperación de la especie, con ejemplares de tallas intermedias bien representados en número, situación muy diferente a la descripta años anteriores por Quirós (2003), Remes Lenicov *et al.* (2003), Saad (2004 y 2005), Schwerdt y Saad (2006) y Berasain y Argemi (2006) quienes utilizando artes de pesca comparables,

obtuvieron capturas de pejerrey siempre muy bajas y representadas esencialmente por ejemplares con tallas menores a 20 cm Lst y escasos ejemplares con tallas muy grandes, superiores a los 45 cm Lst.

La proporción de sexos H:M para pejerrey evidenció una distribución diferencial en la época reproductiva, situación comprobada por otros autores en distintas lagunas bonaerenses (Calvo *et al.*, 1977; Grosman *et al.*, 2001; Grosman y Sanzano, 2003 y Schwerdt y Lopez Cazorla, 2005). En diente el dominio de hembras fue constante a lo largo del año de estudio, duplicando al número de machos.

La recuperación del stock de *O. bonariensis*, avizora un futuro prometedor para este ambiente, que otra vez alcanzara la mayor productividad del sistema, con explotaciones pesqueras sostenidas que alcanzaban el millón de kilos anuales (Zalocco, 2003).

El control de la pesca deportiva y de la actividad furtiva que se desarrolla actualmente, a baja escala en la laguna Alsina, son medidas fundamentales para el cuidado del recurso *O. bonariensis*. Esto posibilitará efectuar una planificación eficaz para la explotación de este bien natural tan valioso para la economía de la región, de acuerdo al potencial desarrollo de la especie.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue subsidiado por la SGCyT PGI 24B/143 y contó con el apoyo de la Municipalidad de Guaminí.

BIBLIOGRAFÍA

Autoridad del Agua. 2003. Resolución N° 158. Anexo I. Manual de consignas de operación. Encadenadas del Oeste y nacientes del arroyo Vallimanca. Comité de cuencas de la región C del río Salado. Poder Ejecutivo, Provincia de Buenos Aires. 8 pp.

Berasain, G. y F. Argemi. 2006. Lagunas del Vendao, del Monte y Alsina, Partido de Guaminí. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Informe técnico N° 85. Dirección de Desarrollo Pesquero. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. 22 pp.

Freyre, L. 1967. Consecuencias de la mortandad de peces por las temperaturas extremas de junio de 1967 en laguna Chascomús. Agro, año IX (15): 35-36.

Freyre, L., O. Padín, y M. Denegri. 1981. Metabolismo energético de peces dulceacuícolas. II. El pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* Cuvier y Valenciennes (Pisces Atherinidae). Limnobios 2 (4): 227-232.

Gómez, S., y R. Menni. 2005. Cambio ambiental y desplazamiento de la ictiofauna en el oeste de la pampasia (Argentina central). Biología Acuática (22): 151-156.

Grosman, F. y G. Rudzik. 1990. Análisis de la dieta del "pejerrey patagónico" *Patagonina hatcheri* Eigenmann, 1909, Atherinidae, de la laguna Terraplén, Chubut, Argentina. Biota (6): 71-88.

Grosman, F. 1995. Variación estacional en la dieta del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 26 (1): 9-18.

Grosman, F., P. Sanzano, D. Agüeria, G. González y S. Sergueña. 2001. Ecología reproductiva, edad, crecimiento, condición y alimentación del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) en un ambiente del SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina. AquaTIC (Universidad de Zaragoza). www.revistaaquatic.com

Grosman, F. y P. Sanzano. 2003. ¿El pejerrey puede causar cambios estructurales en un ecosistema? Biología Acuática 20: 37-44.

IATASA. 1994. Estudio de sistematización de la cuenca del río Salado. 1° Etapa: Plan Director de la cuenca de las lagunas Encadenadas del Oeste y cuenca superior del arroyo

- Vallimanca. Informe General. Ministerio de Obras y Servicios Públicos de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, Vol. 1, Tomo 1, 13 pp.
- Liotta, J.** 2006. Distribución geográfica de los peces de aguas continentales de la República Argentina, Serie Documentos N° 3. ProBiota. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 701 pp.
- López, H., C. Baigún, J. Iwaszkiw, R. Delfino y O. Padin.** 2001. La cuenca del Salado: Uso y posibilidades de sus recursos pesqueros, EDULP, la Plata, 60 pp.
- Lüling, K.** 1981. Wissenschaftliche Ergebnisse des Forschungsaufenthaltes Dr. K. H. Lüling in Argentinien 1975/76. I. Ichthyologische und gewässerkundliche Beobachtungen und Untersuchungen an der Seenplatte von Guaminí (Südl. Prov. Buenos Aires, Argentinien) Zool. Beitr. 27: 1-24.
- Margalef, R.** 1974. Ecología. Ed. Omega, Barcelona, 951pp.
- Miquelarena, A. y H. López.** 1995. Fishes of the Lagunas Encadenadas (Province of Buenos Aires, Argentina), a wetland of international importance. Freshwater Forum 5 (1): 48-53.
- Quirós, R.** 2003. Rendimiento pesquero potencial de carpa de las lagunas de Alsina y Cochicó. Informe Final. Depto. Producción Animal, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Buenos Aires. 23pp.
- Remes Lenicov, M., D. Colautti y G. Berasain.** 2003. Laguna Alsina. Partido de Guaminí. Campaña de relevamientos limnológicos e ictiológicos. Evaluación del estado poblacional de la carpa común *Cyprinus carpio*. Potencialidades. Informe técnico N° 42. Dirección de Desarrollo Pesquero. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires. 13 pp.
- Ringuelet, R.** 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. Ecosur 2(3): 1-122.
- Saad, D.** 2004. Informe Técnico: Relevamiento pesquero de laguna Alsina. Dir. de Turismo y Rec. Hídricos, Municipalidad de Guaminí. 13 pp.
- Saad, D.** 2005. Informe Técnico: Relevamiento pesquero de laguna Alsina. Dir. de Turismo y Rec. Hídricos, Municipalidad de Guaminí. 10 pp.
- Schmidt-Nielsen, K.** 1976. Fisiología Animal. Ed. Omega, Barcelona, 499pp.
- Schwerdt, M. y A. Lopez Cazorla.** 2005. Caracterización de la ictiofauna en la laguna del Monte, Provincia de Buenos Aires. Biología Acuática, 22: 239-248.
- Schwerdt, M. y D. Saad.** 2006. Relevamiento ictiológico de laguna Alsina, Partido de Guaminí. Dir. de Turismo y Rec. Hídricos, Municipalidad de Guaminí. 15 pp.
- Schwerdt, M. y A. Lopez Cazorla.** 2008. Nuevas citas y ampliación de la distribución de la ictiofauna del Sistema de las Encadenadas del Oeste, provincia de Buenos Aires. V Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (en prensa).
- Zalocco, B.** 2003. Apogeo y crisis de la pesca comercial en el partido de Guaminí. II Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerense, Universidad del Sur, Bahía Blanca. Tomo III: 633-646.
- Zar, J.** 1999. Biostatistical analysis. 4th. ed. Prentice Hall. 663p.

PRODUCCIÓN PRIMARIA FITOPLANCTÓNICA DE UN LAGO SOMERO TURBIO ORGÁNICO EN RELACIÓN CON EL ZOOPLANCTON (LA PAMPA, ARGENTINA)

A. VIGNATTI, S. ECHANIZ, D. RAMOS,
A. PILATI & G. BAZÁN

*Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa
Avenida Uruguay 151, 6300 - Santa Rosa, La Pampa.
aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar*

ABSTRACT. Primary production (PPr) is the energy fixed by autotrophic organisms. In aquatic ecosystems, it is mostly produced by photosynthetic processes performed by planktonic or benthic algae and macrophytes. In La Pampa, the ecology of shallow lakes has recently begun to be studied, but there is no reference made to the algal PPr and how it is influenced by zooplankton. Since shallow lakes in La Pampa are different from those widely studied in Buenos Aires province, the objective of this contribution was to determine the phytoplanktonic PPr of an organic turbid shallow lake of the northeast La Pampa, and the influence of zooplankton in its value. PPr was estimated 6 times along the day with the dissolved oxygen technique, using clear and dark bottles. To test the effect of zooplankton on PPr estimates, we compared PPr with and without zooplankton, which was removed with a 40-micron mesh net. A higher concentration of nutrients was recorded than the typical pampasic shallow lakes of Buenos Aires province. Phytoplankton was dominated by Chlorophyta and the zooplankton assemblage was typical of low salinity environments. Zooplankton densities were reduced during noon-afternoon hours, what might indicate an important zooplankton migration process. Net PPr was similar to the detected in lakes at similar latitudinal location, but the maximum PPr per unit chlorophyll was higher than the recorded in organic turbid lakes of Buenos Aires Province. Zooplankton had a weak influence on PPr. Determinations from the two treatments did not show significant differences, except at 8 PM when the net PPr without zooplankton was three times higher than the treatment with zooplankton.

Key words: shallow lakes, primary production, zooplankton.

Palabras clave: lagos someros, producción primaria, zooplancton.

INTRODUCCIÓN

La producción primaria en un ecosistema acuático corresponde a la energía fijada por organismos autótrofos, principalmente algas (fitoplanctónicas y bentónicas) y macrófitas y puede expresarse mediante la canti-

dad de carbono fijado (Rodríguez, 1999).

En Argentina, la información acerca de la producción primaria de los lagos someros ubicados en la región pampeana es reciente, ya que generalmente se ha determinado la concentración de clorofila *a* y las especies presentes en el fitoplancton, pero no es frecuen-

te la determinación de la producción primaria fitoplanctónica. Allende *et al.* (2009) analizaron la diversidad, estructura de tamaños y el aporte a la producción primaria de cada fracción del fitoplancton en 10 lagos someros de la cuenca del río Salado, en la provincia de Buenos Aires, incluyendo los tres tipos de lagos: claros y vegetados, turbios a causa del fitoplancton y turbios inorgánicos. Torremorell *et al.* (2009) estudiaron las adaptaciones de la comunidad fitoplanctónica, dadas por su dinámica estacional -tanto su biomasa como su producción- en respuesta al patrón estacional de radiación solar incidente, en la laguna Chascomús, un lago somero turbio de la cuenca del río Salado.

En La Pampa, la ecología de los lagos someros ha comenzado a estudiarse recientemente (Echaniz y Vignatti 2001, 2002; Echaniz *et al.*, 2005, 2006 y 2008; Pilati 1997, 1999; Vignatti y Echaniz, 1999; Vignatti *et al.*, 2007). En estas investigaciones se estudiaron la composición taxonómica y aspectos ecológicos del zooplancton, en relación con las principales variables físico químicas, principalmente la salinidad, cantidad de nutrientes y concentración de clorofila *a*, pero sin referencia a la producción primaria fitoplanctónica y como es influida por el zooplancton, siguiente nivel en la estructura trófica de los ecosistemas. Es por esto que resulta de interés el estudio de este aspecto de la ecología de los ambientes pampeanos, principalmente teniendo en cuenta que la mayor parte de los lagos someros de la provincia de La Pampa presentan algunas diferencias con los estudiados en la provincia de Buenos Aires, como son su carácter arreico y su elevada concentración de nutrientes y de sales (Echaniz *et al.*, 2008). El objetivo de este trabajo es determinar la producción primaria fitoplanctónica durante un día, en verano, y la influencia ejercida sobre ésta por el zooplancton, en una laguna turbia orgánica del noreste de La Pampa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la laguna La Arocena (35° 40' 57" S, 63° 42' 03" O) (Fig. 1), ubicada al noreste de la provincia de La Pampa, a 4 km de la ciudad de General Pico. Se trata de una laguna arreica, situada en el paisaje más fértil de la provincia, rodeada de campos dedicados al cultivo de soja, con poca carga animal. Como la gran mayoría de los cuerpos de agua del territorio pampeano, fue un ambiente semipermanente, pero desde la derivación de los desagües pluviales de la localidad mediante un canal de hormigón, se ha transformado en cuerpo léntico permanente. Tiene un largo máximo de 1446 m, un ancho máximo de 512 m, una superficie de 48,5 ha y una profundidad máxima de 3,2 m. Posee una fauna íctica dominada por pejerreyes (*Odonesthes bonariensis*) y tarariras (*Hoplias malabaricus*) (Gilbert *et al.*, 1996). Presenta reducida vegetación acuática en las orillas, especialmente juncos (*Schoenoplectus californicus*). En su costa Este se encuentra emplazado un parque comunitario en relativo desuso y un club náutico y de pesca.

Trabajo de campo

El trabajo de campo se realizó el 14 de febrero de 2008. *In situ* se registraron la temperatura del agua y concentración de oxígeno disuelto (oxímetro Lutron DO 5510), transparencia (disco de Secchi), pH (peachímetro Corning PS-15) y conductividad (conductímetro Oakton TDSTestr 20). Cada dos horas se tomaron muestras de agua subsuperficiales para la determinación en laboratorio de las concentraciones de clorofila *a*, sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos y sólidos disueltos totales. A las 14 hs se tomó una muestra para la determinación de nutrientes y contenido iónico. Todas

las muestras se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis.

Los muestreos de zooplancton se realizaron también cada dos horas. Se colectaron muestras cualitativas mediante arrastres de una red cónica de 22 cm de diámetro de boca y 40 μm de abertura de malla y además se tomaron muestras cuantitativas utilizando una trampa de tipo Schindler-Patalas de 10 litros de capacidad equipada con una red de 40 μm de abertura de malla.

A las 14 hs se tomaron dos muestras cualitativas de fitoplancton con una red de 20 μm de abertura de malla. En todos los casos, las muestras fueron preservadas con formol al 4-5% y depositadas en la Planctoteca de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam.

Trabajo experimental

A efectos de determinar la producción primaria fitoplanctónica se empleó la técnica de determinación de la concentración de oxígeno disuelto en el agua de botellas claras y oscuras (Cole, 1988; Izaguirre y Conzonno, 1995). El agua en todas las ocasiones se tomó subsuperficialmente, mediante un recipiente plástico de 10 l, con el

que se llenaron las botellas a efectos de evitar burbujeos. Tanto la concentración de oxígeno inicial como las resultantes luego de las incubaciones, se midieron con el mismo oxímetro mencionado más arriba. Las botellas fueron incubadas a una profundidad de 10 cm aproximadamente, durante una hora. En todos los casos la experiencia se desarrolló en el mismo sector de la laguna, a 10 m de la costa, en un punto con una profundidad de 1, 2 m (Fig. 1).

Para determinar diferencias a lo largo del día, el experimento se llevó a cabo a las 10, 12, 14, 16, 18 y 20 horas. Dado que también se procuró establecer la influencia del zooplancton sobre la producción primaria, se realizaron dos tratamientos diferentes en ambas botellas, con y sin zooplancton >40 μm , el que fue eliminado por filtración a través de una malla de 40 μm de abertura. En cada ocasión se hicieron dos réplicas de cada tratamiento. Los resultados se expresan como cantidad de carbono fijado por unidad de tiempo (Cole, 1988; Izaguirre y Conzonno, 1995) y se empleó un coeficiente fotosintético de 1,2 (Cole, 1988; Conzonno, 1995).

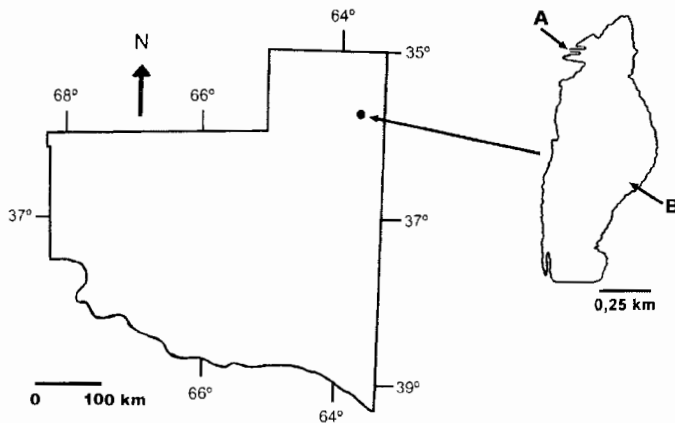


Figura 1. Ubicación de la laguna La Arocena (departamento Maracó, provincia de La Pampa). A: entrada del canal de desagüe desde General Pico. B: sector en donde se realizó la experiencia.

Trabajo de laboratorio

Los sólidos disueltos totales se determinaron por el método gravimétrico, con secado del agua filtrada a través de filtros de fibra de vidrio de 1,5 μm de poro marca Microclar FFG047WPH en estufa a 104 °C (APHA, 1999). Los sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos se determinaron mediante secado de los mismos filtros de fibra de vidrio prepesados, a 104 °C y posterior calcinado a 550 °C (EPA, 1993).

El contenido de clorofila *a* se estimó mediante extracción con acetona acuosa y espectrofotometría (espectrofotómetro Metrolab 1700) (APHA, 1992; Arar, 1997). La concentración de nitrógeno total se estimó mediante el método de Kjeldahl y la de fósforo total mediante la digestión de la muestra con persulfato de potasio en medio ácido y lectura espectrofotométrica (APHA, 1992).

Para determinar la abundancia del zooplancton, se realizaron los conteos de las dos réplicas. El microzooplancton se contabilizó en cámaras de Sedgwick-Rafter de 1 ml y microscopio óptico a 40x - 100x y el macrozooplancton en cámaras tipo Bogorov de 5 ml y microscopio estereoscópico. Los resultados se expresan como la media de ambas réplicas.

A efectos de determinar las frecuencias relativas de los taxa fitoplanctónicos presentes, se contaron los individuos de cada grupo taxonómico, bajo microscopio óptico, expresándose los resultados en porcentajes.

Análisis de datos

A efectos de verificar la homogeneidad de varianzas, se realizó el test de Levene y se probó la normalidad de los datos. Se efectuó el análisis de varianza entre los tratamientos con zooplancton y sin zooplancton $>40 \mu\text{m}$ y se calcularon coeficientes de correlación de Pearson (Zar, 1996). En todos

los casos el nivel de significación fue 0,05.

RESULTADOS

Parámetros ambientales

La concentración de sólidos disueltos en el agua de la laguna La Arocena fue reducida y alcanzó 0,18 g.l^{-1} . El contenido iónico estuvo dominado por los bicarbonatos entre los aniones y el sodio entre los cationes (Fig. 2).

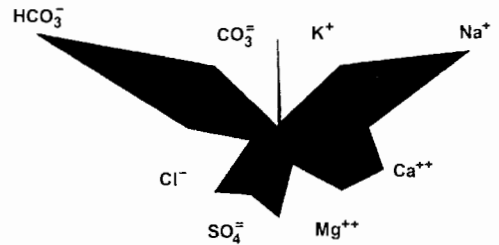


Figura 2: Representación de la composición iónica del agua de la laguna La Arocena mediante el diagrama de Maucha.

La temperatura y el pH del agua en la zona en la que se realizó la toma de las muestras y las experiencias (Fig. 3) mostraron un patrón similar, con un incremento hasta alcanzar sus máximos a las 16 horas y una disminución posterior. La transparencia del agua registrada a lo largo del día, no presentó grandes variaciones (Fig. 4) y se calculó una media diaria de 0,27 metros ($\pm 0,02$). La concentración de sólidos suspendidos totales tampoco mostró oscilaciones diarias marcadas y la media calculada fue de 33,7 mg.l^{-1} ($\pm 1,02$). En todas las ocasiones predominaron sólidos de origen orgánico, que representaron entre el 96,5 y el 99,2 % del total (Fig. 4).

La concentración de oxígeno disuelto en el agua de la laguna aumentó constantemente a lo largo del día,

hasta alcanzar el máximo a las 20 horas (Fig. 5).

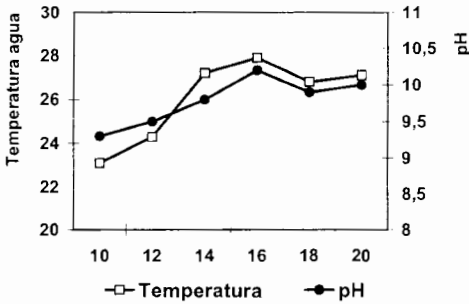


Figura 3. Fluctuación de la temperatura (°C) y el pH del agua en el ciclo diario estival analizado en la laguna La Arocena.

sólidos suspendidos de origen orgánico.

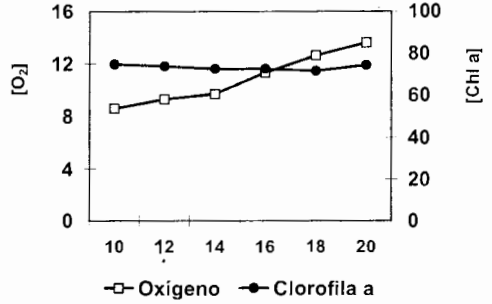


Figura 5. Variación de la concentración de oxígeno disuelto (mg.l⁻¹) y clorofila a (mg.m⁻³) en el ciclo diario estival analizado en la laguna La Arocena.

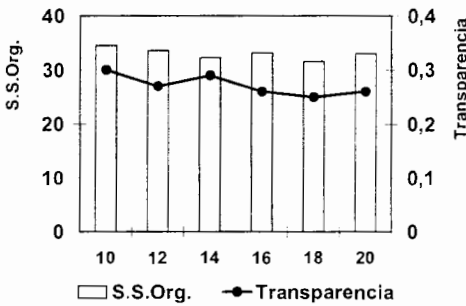


Figura 4. Variación de la transparencia del agua (m) y de la concentración de sólidos suspendidos orgánicos (mg.l⁻¹) en el ciclo diario estival analizado en la laguna La Arocena.

En el fitoplancton se verificó la presencia de un total de 39 taxa, con el predominio de clorofíceas seguidas por cianofíceas y bacilariofíceas (Fig. 6).

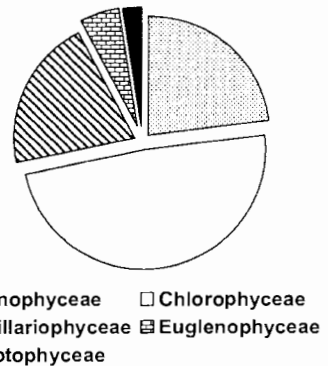


Figura 6. Proporción de las clases de algas registradas en el fitoplancton en el ciclo diario estival analizado en la laguna La Arocena.

La concentración de nutrientes registrada fue muy elevada, en el caso del fósforo total fue de 10 mg.l⁻¹ y 9,37 mg.l⁻¹ en el caso del nitrógeno total. El cálculo de la relación TN:TP, en peso, arrojó un valor de 0,94.

Parámetros biológicos

La concentración de clorofila a (Fig. 5) no registró oscilaciones mayores a lo largo del día y la media calculada fue de 73,16 mg.m⁻³ (± 1,22). Se obtuvo una relación significativa (r = 0,869) entre este parámetro y los

En la comunidad zooplanctónica se registraron 10 taxa (Tabla 1): dos cladóceros, un copépodo y siete rotíferos, con el predominio entre éstos de especies del género *Brachionus*. Con respecto a la abundancia zooplanctónica, el microzooplancton predominó con un valor medio diario de 3.021

ind.l⁻¹, mientras que el macrozooplancton alcanzó menores valores de densidad (373,75 ind.l⁻¹). Se detectó un descenso en la abundancia en las horas de mayor insolación (Fig. 7), tanto en el caso del macro como del microzooplancton, con un patrón similar.

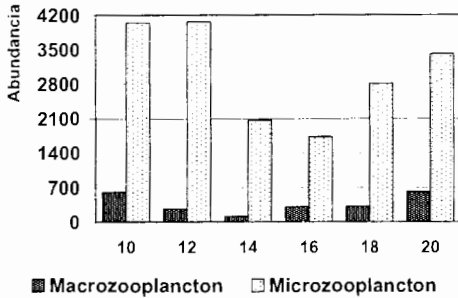


Figura 7. Variación de la abundancia zooplanctónica (ind.l⁻¹) en el sector subsuperficial de la laguna La Arocena en el ciclo diario estival analizado

Se verificó la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas mediante el test de Levene. ANOVA permitió verificar diferencias significativas en la producción primaria neta a lo largo del día ($F = 4,427$; $p = 0,0084$), ya que en ambos tratamientos ascendió hasta pasado el mediodía, momento a partir del cual descendió (Fig. 8). El test de Bonferroni indicó que los tratamientos de las 18 hs ($p = 0,022$) y las 20 hs ($p = 0,013$) fueron los que difirieron. No se calcularon correlaciones significativas entre la producción primaria neta y variables ambientales tales como transparencia y temperatura del agua o concentración de clorofila *a*.

Aunque en la experiencia efectuada a las 20 horas se registró una producción primaria neta casi tres veces mayor en los tratamientos sin zooplancton >40 μm (Fig. 8), al comparar la totalidad de los resultados, ANOVA no mostró diferencias entre ellos ($F = 4,095$; $p = 0,0553$), a pesar de que la probabilidad calculada fue muy cercana al nivel de significación.

Tabla 1. Especies registradas en el zooplancton.

Cladóceros

Bosmina huaronensis (Delachaux, 1918)

Diaphanosoma birgei (Korinck, 1981)

Copépodos

Microcyclops anceps (Richard, 1897)

Rotíferos

Brachionus havannaensis (Rousselet, 1913)

B. plicatilis (Müller, 1786)

Brachionus sp.

Keratella cochlearis (Gosse, 1851)

Hexarthra sp.

Trichocerca sp.

Lecane sp.

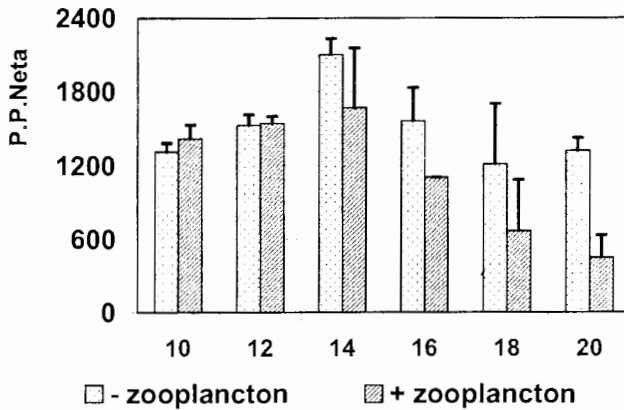


Figura 8. Variación de la producción primaria neta ($\text{mgC.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$) en los dos tratamientos realizados. La barra indica el desvío estándar.

DISCUSIÓN

Si bien los datos provienen de una única ocasión de muestreo, la reducida salinidad de la laguna La Arocena ($0,18 \text{ g.l}^{-1}$), permite clasificarla como una laguna de agua dulce (Hammer, 1986). Esta situación, poco común en la provincia de La Pampa, es similar a la de la laguna Don Tomás, aledaña a la ciudad de Santa Rosa, que comparte con La Arocena la alimentación dada especialmente por los desagües pluviales (Echaniz *et al.*, 2008). Teniendo en cuenta que está ubicada dentro de la llanura pampeana, cercana a su límite occidental, su permanencia, la reducida salinidad y la dominancia de bicarbonatos entre los aniones y el sodio entre los cationes, puede ser considerada como una típica laguna pampeana (Torremorell *et al.*, 2007) en el sentido regional del término, aunque se diferencia de la mayor parte de los lagos someros de la provincia de La Pampa, que son temporales, de salinidad mayor y altamente variable y predominio de cloruro de sodio (Echaniz *et al.*, 2005 y 2006.; Vignatti *et al.*, 2007).

Considerando la reducida transparencia del agua, la elevada cantidad

de sólidos suspendidos orgánicos determinados en esta ocasión y el elevado coeficiente de correlación calculado entre éstos y la concentración de clorofila *a*, La Arocena puede ser considerada como turbia a causa del fitoplancton (Quirós *et al.*, 2002, Torremorell *et al.*, 2007; Allende *et al.*, 2009), situación que comparte con lagunas de la región pampeana, en la provincia de Buenos Aires, tales como Chascomús, Vitel y Adela (Torremorell *et al.*, 2007).

La elevada concentración de nutrientes registrada en esta laguna en esta ocasión, es un rasgo que comparte con otras lagunas de la provincia (Echaniz *et al.*, 2008) pero que la diferencia de las lagunas pampásicas típicas de la provincia de Buenos Aires, ya que la concentración de fósforo total de La Arocena fue 25 veces mayor que la registrada en Vitel, en Chascomús y en Adela (Torremorell *et al.*, 2007) o casi 10 veces superior a los máximos valores hallados por Quirós *et al.* (2002) en 23 lagunas turbias orgánicas de la región pampeana. En el caso del nitrógeno total, la concentración fue sólo 10 veces superior a la estimada en las lagunas Vitel, Chascomús y Adela (Torremorell *et al.*,

2007) pero considerablemente más baja que los máximos valores encontrados por Quirós *et al.* (2002). El cálculo de la relación entre TN:TP, que apenas alcanzó a 0,94, permite suponer una fuerte limitación por nitrógeno para el crecimiento algal, situación compartida por las tres lagunas bonaerenses estudiadas por Torremorell *et al.* (2007).

La concentración de clorofila *a* registrada en La Arocena ($73,16 \mu\text{g.l}^{-1}$) fue inferior a la registrada durante el mismo mes en Don Tomás (Echaniz *et al.*, 2008), con características similares a La Arocena, ya que es alimentada por desagües pluviales provenientes de la ciudad de Santa Rosa. Este valor queda incluido en el rango dado por Quirós *et al.* (2002) para lagunas turbias orgánicas de la provincia de Buenos Aires, y es similar al registrado en las lagunas Vitel y Lacombe (Allende *et al.*, 2009).

Los elevados valores de pH medidos fueron relativamente similares a los verificados en otras lagunas de la provincia. La variación de este parámetro a lo largo del día fue similar a la del lago Santa Olalla (López-Archilla *et al.*, 2004) vinculada a la acción fotosintetizadora de las algas (Cole, 1988; López-Archilla *et al.*, 2004). Este aumento de pH como consecuencia de una alta producción primaria es especialmente notable en los sistemas hipereutróficos (López-Archilla *et al.*, 2004) tales como la laguna La Arocena.

La asociación zooplanctónica registrada en La Arocena en ese momento, fue la típica de lagos someros de La Pampa de salinidad reducida (Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz *et al.*, 2008), representada por los cladóceros *Bosmina huaronensis* y *Diaphanosoma birgei* y el ciclopoideo *Microcyclops anceps*, todas especies de talla relativamente reducida. Esta composición es común en ambientes que presentan en su fauna íctica alguna especie depredadora de la comunidad zooplanctónica como el pejerrey (Grosman y Sanzano, 2003). La variación diaria de

la abundancia del zooplancton mostró una disminución desde la mañana y un aumento hacia la tarde, lo que es un patrón observado repetidamente en lagos profundos y más recientemente en lagos someros y tendría sus causas en el descenso del zooplancton a estratos más profundos a efectos de evitar la detección por parte de depredadores (De Meester *et al.*, 1999; Weigand y Escalante, 2008).

En La Arocena se verificó producción primaria neta positiva a lo largo de todo el día, ya que a las 10 horas se registró un valor relativamente elevado de fijación de carbono que aumentó hasta un máximo a las 14 horas, a partir de la cual disminuyó, a pesar de que las concentraciones de clorofila *a* registradas a lo largo del día fueron relativamente constantes. La disminución de la tasa de producción primaria apenas pasado el mediodía, podría deberse al fenómeno de fotoinhibición, que se produce durante períodos en que la intensidad de la luz es demasiado elevada (Reigosa *et al.*, 2003). Considerando el predominio de la producción primaria sobre la respiración, La Arocena es una laguna en la que predomina la autotrofia (Ramírez-R y Alcaraz, 2002).

La cantidad de carbono fijado por hora en La Arocena fue similar a los máximos registrados en lagos de similar localización latitudinal, como el lago sudafricano Zeekoe (Kalff, 2002). La proporción de producción primaria neta frente a la producción bruta determinada en febrero en La Arocena fue más elevada que en otros ambientes, ya que alcanzó el 92% mientras que en el lago Tana (Etiopía), la producción primaria neta representó el 35% (Wondie *et al.*, 2007) y en los lagos salinos ubicados en el valle del Rift keniano el 70, 65 y 55% respectivamente de la producción primaria bruta (Oduor y Schagerl, 2007).

El cálculo de la producción máxima por unidad de clorofila *a* fue $25,9 \text{ mg C. mg Chl } a^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, muy superior a los valores registrados por Allende *et al.* (2009) en lagos turbios

orgánicos de la provincia de Buenos Aires. La producción máxima en el caso de la laguna Vitel, que tuvo una concentración de clorofila *a* similar a La Arocena, fue de 5,19 mg C.mg Chl α^{-1} . h⁻¹ mientras que en Chascomús, con casi el doble de clorofila *a* fue de 13,84 mg C.mg Chl α^{-1} . h⁻¹. En el estudio sobre los patrones anuales de producción primaria realizado en la misma laguna, Torremorell *et al.* (2009) registraron una producción máxima de 27,5 mg C. mg Chl α^{-1} .h⁻¹ a fines de marzo de 2006, valor relativamente similar al registrado en La Arocena en febrero de 2008, aunque debe considerarse que estas conclusiones se refieren a un contexto limitado, dado que provienen de información colectada en una única ocasión.

Considerando los resultados de las experiencias realizadas, puede concluirse que la influencia del zooplancton en la producción primaria neta de La Arocena fue relativamente baja, ya que no se encontraron diferencias entre los tratamientos con o sin zooplancton >40 μ m, aunque en los experimentos llevados a cabo a las 18 y 20 horas, en los tratamientos en los que se excluyó el zooplancton >40 μ m, se registró una producción primaria neta más elevada. Dado que la abundancia zooplanctónica que se verificó a esa hora fue casi la misma que se registró antes de comenzar el movimiento descendente, a las 10 horas, una posible explicación podría ser que debido a su descenso hacia niveles más profundos, durante las horas de permanencia en zonas con menor oferta de fitoplancton, la tasa de alimentación del zooplancton herbívoro habría sido reducida, debiendo ser compensada al volver a niveles más superficiales. Teniendo en cuenta que no se contempló la cuantificación de la clorofila *a* presente en las botellas al finalizar las experiencias, esta es una hipótesis que debería ser probada mediante el diseño y la realización de otros experimentos, que inclu-

yan nuevos objetivos y determinaciones estacionales.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, por el aporte financiero. A los Dres. Susana Boeris, Gladys Scoles y José Camiña por su asesoramiento en las determinaciones químicas y por facilitar el acceso al equipamiento. A los revisores anónimos que con su trabajo mejoraron sustancialmente esta contribución.

BIBLIOGRAFÍA

- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustin-gorry, R. Escaray e I. Izaguirre.** 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid, and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia*, 624: 45-60.
- APHA.** 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- APHA,** 1999. 2540 Solids. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. <http://www.umass.edu/tei/mwwp/acrobat/sm2540Dsuspendedsolid.s.PDF>
- Arar, E. J.** 1997. In vitro determination of chlorophylls *a*, *b*, *c* + *c* and pheopigments in marine and freshwater algae by visible spectrophotometry. Method 446.0. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/glnpo/lmmb/methods/methd446.0.pdf>
- Cole, G.** 1988. Manual de limnología. Ed. Hemisferio Sur, Bs. As. 405 pp.

- Conzonno, V.** 1995. Producción primaria del fitoplancton. pp. 113 - 119. En: Lopretto E. y G. Tell (eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata.
- De Meester, L., P. Dawidowicz, E. van Gool y C. 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.
- Echaniz, S. y A. Vignatti.** 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros (Crustacea: Anomopoda y Ctenopoda) planctónicos y química del agua de la laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam, 12 (2): 23-35.
- Echaniz, S. y A. Vignatti.** 2002. Variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos (Crustacea: Branchiopoda) de una laguna de elevada salinidad (La Pampa, Argentina). Neotrópica, 48: 11-17.
- Echaniz, S., A. Vignatti y P. Bunino.** 2008. El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. Biota Neotrópica, 8(4): 63-71.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi y J. Paggi.** 2005. Riqueza y composición del zooplancton de lagunas saladas de la región pampeana argentina. Revista FABICIB, 9: 25-39.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi y A. Pilati.** 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American saline shallow lakes. International Review of Hydrobiology, (91): 86-100.
- EPA.** 1993. ESS Method 340.2: total suspended solids, mass balance (dried at 103- 105°C) volatile suspended solids (ignited at 550°C). Environmental Protection Agency (EPA).
<http://www.epa.gov/glnpo/lmmb/methods/methd340.pdf>.
- Gilbert, V., O. Del Ponti, M. Wrede, S. Tiranti e I. Doma.** 1996. Ictiofauna y ambientes acuáticos en la provincia de La Pampa. Actas de las VI Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales, Santa Rosa: 123-131.
- Grosman, F. y P. Sanzano.** 2003. ¿El pejerrey puede causar cambios estructurales en un ecosistema? Biología Acuática, 20:37-44.
- Hammer, U. T.** 1986. Saline lake ecosystems of the world. Monographiae Biologicae 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- Izaguirre, I. y V. Conzonno.** 1995. Medición de la productividad primaria fitoplanctónica. Pp. 259-262. En: Lopretto E. y G. Tell (eds.) Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata.
- Kalff, J.** 2002. Limnology. Inland Water System. Prentice Hall. 592 pp.
- López-Archilla, A., D. Moreira, P. López-García y C. Guerrero.** 2004. Phytoplankton diversity and cyanobacterial dominance in a hypereutrophic shallow lake with biologically produced alkaline pH. Extremophiles, 8:109-115.
- Oduor, S. y M. Schagerl.** 2007. Phytoplankton primary productivity characteristics in response to photosynthetically active radiation in three Kenyan Rift Valley saline - alkaline lakes. Journal of Plankton Research, 29(12):1041-1050.
- Pilati, A.** 1997. Copépodos calanoides de la provincia de La Pampa. Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam, 9 (2): 57-67.
- Pilati, A.** 1999. Copépodos ciclopoideos en la provincia de La Pampa (Argentina). Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam, 10 (1): 29-44.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. Rosso, y A. Sosnovsky.** 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas

- pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Ramírez-R, J. y H. Alcaraz.** 2002. Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un sistema eutrófico tropical: laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Caldasia*, 24(2): 411-423.
- Reigosa, M., P. Nuria y A. Sánchez.** 2003. La ecofisiología vegetal. Ed. Paraninfo, Madrid. 1216 pp.
- Rodríguez, J.** 1999. *Ecología*. Ed. Pirámide, Madrid. 411 págs.
- Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray y H. Zagarese.** 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologia*, 37: 100-108.
- Torremorell, A., M. Llamas, G. Pérez, R. Escaray, J. Bustingorry y H. Zagarese.** 2009. Annual patterns of phytoplankton density and primary production in a large, shallow lake: the central role of light. *Freshwater Biology*, 54: 437-449.
- Vignatti, A. y S. Echaniz.** 1999. Presencia de *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *menucoensis* Paggi, 1996 en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía Universidad Nacional de La Pampa*, 10 (1): 21-27.
- Vignatti, A., S. Echaniz y M. Martín.** 2007. El zooplancton de tres lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (Argentina). *Gayana*, 71 (1): 34-48.
- Weigand, P. y A. Escalante.** 2008. ¿Existen migraciones verticales en el zooplancton de la laguna de Los Padres? *Biología Acuática*, 24: 165-172.
- Wondie, A., S. Mengistu, J. Vijverberg y E. Dejen.** 2007. Seasonal variation in primary production of a large high altitude tropical lake (Lake Tana, Ethiopia): effects of nutrient availability and water transparency. *Aquatic Ecology*, 41: 195-207.
- Zar, J. H.** 1996. *Biostatistical analysis*. 3° Ed. Prentice Hall, New Jersey. 988 págs.

MUESTREO INTENSIVO DEL ZOOPLANCTON EN EL SECTOR INFERIOR DEL RÍO SALADO (BS. AS.) DURANTE LA EJECUCIÓN DE UNA OBRA HIDRÁULICA

A. DIPPOLITO ¹, D. ARDOHAIN ², M. CLAPS ²
& N. GABELLONE ²

¹ Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Av. 122 y 60, 1900- La Plata.

E-mail: dippolitoa@gmail.com

² Instituto de Limnología (ILPLA), CCT CONICET La Plata, Av. Calchaquí km 23,5
1888 - Florencio Varela, Argentina.

E-mail: ardohain@ilpla.edu.ar

ABSTRACT. The objective of this study was to investigate changes occurred in the structure and dynamics of zooplankton community during dredging works made in the lower sector of Salado River (Buenos Aires, Argentina). The samples were taken before and during the extraction of a river restriction and the replacement of a bridge at one site upstream and other downstream of this hydraulic modification. The dredging works were made during low water period. Zooplankton samples were obtained filtering volumes of 10 l extracted at three points of a transect in the river channel (both banks and the middle of the course) during 14 weeks (weekly from March to June). Physical and chemical parameters were measured *in situ* with a multimeter. The conductivity decreased from 12,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (March-April) to 6,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (April-June). The zooplankton assemblages were correlated with factors such as conductivity, turbidity, water temperature, and phytoplankton density. Tintinids (*Tintinnidium fluvatile* and *Codonella cratera*) prevailed with high salinity whereas rotifers (*Brachionus plicatilis* and *Keratella tropica*, among others) dominated later. Microcrustaceans were scarce related to the conductivity of the river. The analyzed sites showed similar composition and abundance of zooplankton during all sampling period. We can assume that the effects of dredging works in low water conditions cause minimal downstream perturbations on zooplankton community.

Key words: zooplankton, Salado river, Buenos Aires, intensive sampling, hydraulic works.

Palabras clave: zooplankton, río Salado, Buenos Aires, muestreo intensivo, obras hidráulicas.

INTRODUCCIÓN

El grado de conocimiento acerca de los factores que controlan la abundancia y distribución del zooplancton lótico y su significado ecológico ha tenido menor desarrollo en comparación al que se tiene de esta comunidad en ambientes lénticos. Entre los componentes del zooplancton, los rotíferos están bien adaptados a los ambientes lóticos debido a su tipo de reproduc-

ción con tiempos generacionales cortos regulándose las poblaciones por pérdidas advectivas y otros factores abióticos (Zimmermann-Timm et al., 2007).

En ríos de llanura, los factores que afectan la estructura y la variación espacio-temporal del zooplancton pueden ser de índole hidrológica, química y geomorfológica. Se considera que el incremento en el tiempo de residencia, la presencia de "zonas

muertas” o contacto con la planicie de inundación permite el desarrollo del zooplancton por lo cual aguas abajo éste es más abundante (Baranyi *et al.*, 2002; Casper y Thorp, 2007).

Las investigaciones acerca de la estructura y dinámica del zooplancton en ríos de llanura que involucren muestreos de periodicidad menor a la mensual son escasas, pudiéndose citar los efectuados por Kobayashi (1997) y Kobayashi *et al.* (1998) en Australia y los de Thorp y Mantovani (2005) y Casper y Thorp (2007) en USA.

Los trabajos que analizan efectos de obras hidráulicas sobre la biodiversidad en ríos de llanura no son frecuentes. Puede mencionarse uno efectuado en Australia que aborda la incidencia que tiene la construcción de embalses o desviaciones del curso del río sobre la biodiversidad (Kingsford, 2000) y otro desarrollado en el Danubio de acuerdo a su esquema de regulación (Hein *et al.*, 1999) que analiza su influencia en el funcionamiento de comunidades acuáticas.

El objetivo de este trabajo es presentar las diferencias estructurales del zooplancton en dos sitios del cauce inferior del Río Salado (Buenos Aires) en un lapso de cuatro meses con un muestreo de frecuencia promedio semanal durante la realización de obras hidráulicas en un sector ubicado entre ambos sitios analizados. En el marco del Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999) se efectuó la remoción de la constricción fluvial y mejora del puente en el paraje La Postrera para aumentar la sección de escurrimiento del río y su capacidad de transporte en el sector inferior dentro del período que abarca esta investigación. Debe señalarse que existen antecedentes acerca de la composición y dinámica del zooplancton del río Salado correspondientes a muestreos estacionales realizados desde 1997 que involucran ambos sectores de la cuenca inferior (Neschuk, 2002; Solari *et al.*, 2002; Claps *et al.*, 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río Salado es el río más importante de la provincia de Buenos Aires. Recorre una de las zonas agroganaderas más relevantes del país, con una cuenca aproximada de 145.000 km². Es un típico río de llanura, con una longitud de 571 km y una pendiente promedio de 0.107 m/km (Gabellone *et al.*, 2003).

El área de estudio comprende dos sitios, ubicados en la cuenca inferior: El Destino (ED) aguas arriba y Guerrero (G) aguas abajo del puente La Postrera (Figura 1). El paraje El Destino está situado a 462 km de las nacientes y a 109 km aguas arriba de la desembocadura. Este sector recibe agua de lagunas encadenadas localizadas en la margen izquierda y constituye el comienzo de la cuenca inferior. En este sector, el río tiene un ancho de 114 m y una profundidad media de 3,8 m, pudiendo alcanzar una profundidad de 8,7 m durante períodos de inundación. El sitio denominado Guerrero está localizado en la Ruta Nacional N° 2, a 28 km de El Destino, aguas abajo de la laguna La Tigra. El ancho del río en este sector es de 100 m. Recibe aporte de la laguna San Miguel y del arroyo San Miguel (efluente de la laguna San Lorenzo) y de las lagunas Camarones Grande y Chica. El puente La Postrera es un importante lugar de referencia histórica y natural de la región y está localizado a 25 km de ED, aguas abajo de la laguna La Tigra (Quaini *et al.*, 2005).

Las muestras se extrajeron en ambos sitios en el mismo día o con 24 horas de diferencia en un período que se extendió por 14 semanas entre marzo y junio de 2004, durante un período de aguas bajas. Cada muestra de zooplancton (30 l) se obtuvo de la

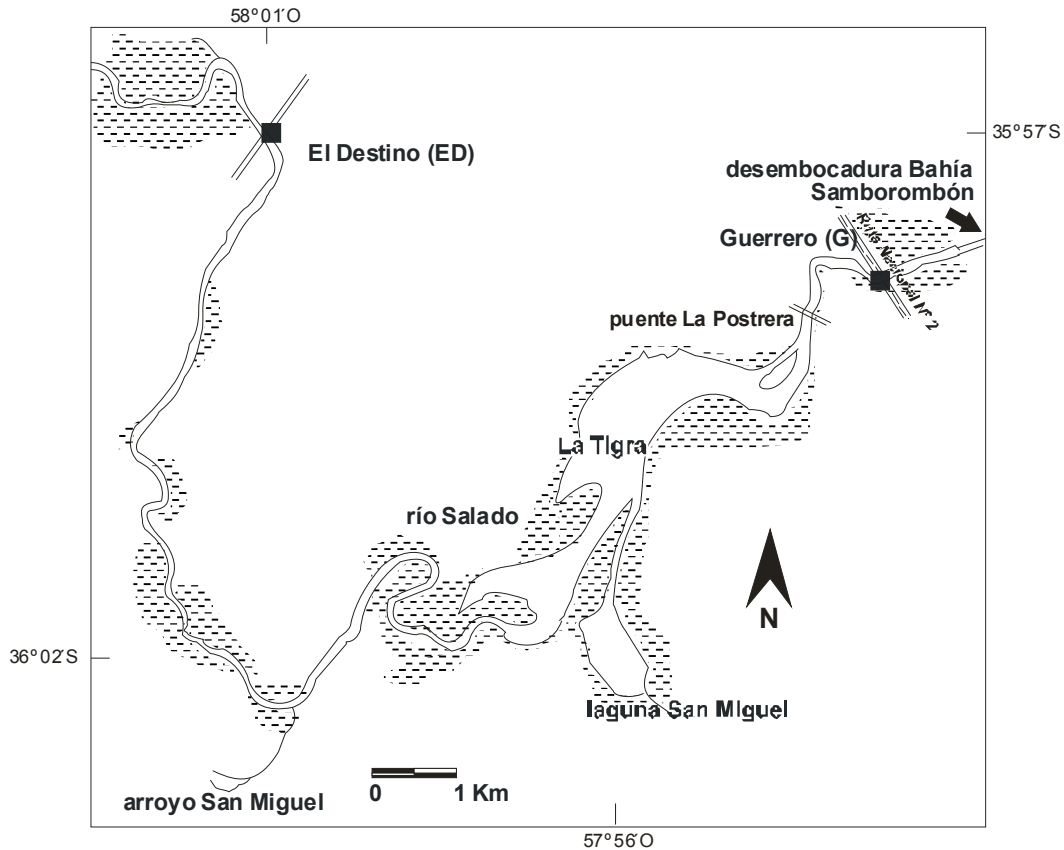


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el río Salado Inferior (Buenos Aires).

integración de tres muestras (10 l) tomadas de manera equidistante a lo largo de una transecta perpendicular al cauce y que fueron filtradas por una red de abertura de malla de 35 μ m y para luego ser fijadas con formol al 4%. En forma simultánea se midieron en cada punto de la transecta parámetros físico-químicos del agua: temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y turbidez con un sensor múltiple Horiba U-10. El análisis cuali-cuantitativo del zooplancton se realizó mediante cámaras tipo Sedgwick-Rafter en microscopio óptico. La identificación de los taxa se realizó con bibliografía específica para los grupos zooplanctónicos (Ringuelet, 1958; Koste, 1978; Paggi, 1979; Foissner et al, 1999; entre otros).

El diagrama de Olmstead-Tukey fue utilizado para jerarquizar la dominancia de las especies zooplanctónicas (Sokal y Rohlf, 1979; López-López y

Serna-Hernández, 1999). Las especies dominantes, constantes, ocasionales y raras se determinan a partir de la relación entre las densidades de las especies y su frecuencia de aparición. El criterio de discriminación se basa en la media de la frecuencia de aparición relativa para el eje de la abscisa y de la media respectiva del logaritmo de la sumatoria de la densidad absoluta para el eje de la ordenada de forma que al trazar ambas quedan formados cuatro cuadrantes. Las especies dominantes presentan densidad y frecuencia mayores a ambas medias. Las constantes tienen una densidad menor a la media y una frecuencia mayor a la media. Las ocasionales cuentan con una densidad mayor respecto a la media y una frecuencia menor. Por último, las raras presentan densidad y frecuencia menor a la media.

Se efectuaron correlaciones simples entre algunas variables ambientales y

la densidad total del zooplancton y de algunas especies numéricamente importantes.

RESULTADOS

La temperatura del agua tuvo un neto patrón estacional, con un máximo de 27 °C al comienzo del muestreo y un mínimo de 8 °C en junio en ambos sectores analizados. El pH disminuyó desde valores alcalinos al inicio del muestreo (valores promedio ED: 9,53 y G: 9,27) a valores neutros hacia el final del mismo (valores promedio ED: 7,53 y G: 7,84). La conductividad presentó la misma tendencia con valores cercanos a los 12000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la primera mitad del muestreo para luego disminuir en forma abrupta a valores cercanos a 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ que se mantuvieron hasta el final del muestreo (Figura 4). El oxígeno disuelto mostró oscilaciones en sus niveles de saturación, con valores menores en ED en el período marzo - abril (51 % de saturación) respecto a los estimados para mayo-junio (70 %). En Guerrero, se observó la misma tendencia pero con valores superiores de saturación (76 y 91%, respectivamente).

En el total de 61 muestras se identificaron 44 especies (12 protistas, un turbelario, un gastrotrico, 25 rotíferos y cinco crustáceos). Ambos sectores del río compartieron la mayoría de las especies, siendo exclusivos de ED la testácea *Arcella hemisphaerica*, un gastrotrico, los rotíferos *Lepadella ovalis*, *Squatinella* sp. y un ostrácodo. En el sitio aguas abajo (G) se hallaron cinco taxa exclusivos (la testácea *Difflugia* sp., el ciliado peritrico *Systylis hoffi*, el rotífero *Brachionus urceolaris*, el cladócero *Ceriodaphnia* sp. y estadios larvales de un copépodo calanoides). Las especies dominantes en ED incluyeron a un ciliado loricado (*Tintinnidium fluviatile*) y dos rotíferos (*Keratella tropica* y *Brachionus plicatilis*) mientras que en G se registró la misma predominancia con la inclusión de

otro tintínido (*Codonella cratera*) (Figura 2). En ambos sectores hubo ausencia de especies ocasionales, compartiendo la mayoría de las especies constantes y raras (Figura 2).

En ambos sitios, los tintínidos predominaron en el inicio del muestreo, siendo reemplazados en la dominancia por los rotíferos desde fines del otoño, con una representatividad cercana al 90 % de la densidad total zooplanctónica (Figura 3). Los cladóceros y copépodos fueron escasos, con valores máximos cercanos al 10 % en junio (Figura 3).

El pico máximo zooplanctónico se registró en ED con 17.652 individuos/l, debido a la supremacía numérica de *T. fluviatile* (17.100 individuos/l), mientras que en G ocurrió en la semana previa, alcanzando valores de 10.181 individuos/l. En este sector, la predominancia fue de *C. cratera* (6.162 individuos/l), mientras que *T. fluviatile* codominó con 3.662 individuos/l (Figura 4). Los valores mínimos de densidad zooplanctónica se hallaron al inicio del muestreo (ED: 165 individuos/l, G: 114 individuos/l) (Figura 4).

En el sitio El Destino, la abundancia de los rotíferos *Brachionus angularis* y *Filinia longiseta* junto con el ciliado *T. fluviatile* mostraron una relación directa con la temperatura y la conductividad (Tabla 1). Los rotíferos *Keratella tropica*, *Brachionus plicatilis* y el copépodo harpacticóideo *Cleto-camptus deitersi* presentaron las mayores densidades en coincidencia con las menores conductividades (Tabla 1). Los rotíferos mencionados previamente, tuvieron una relación directa con el porcentaje de saturación de oxígeno, al igual que la abundancia total del zooplancton (Tabla 1). Con respecto a la relación con la densidad fitoplanctónica, la mayoría de los pastoreadores tuvo una relación directa salvo *K. tropica* y *C. deitersi* que tuvieron una relación significativa pero de signo negativo (Tabla 1).

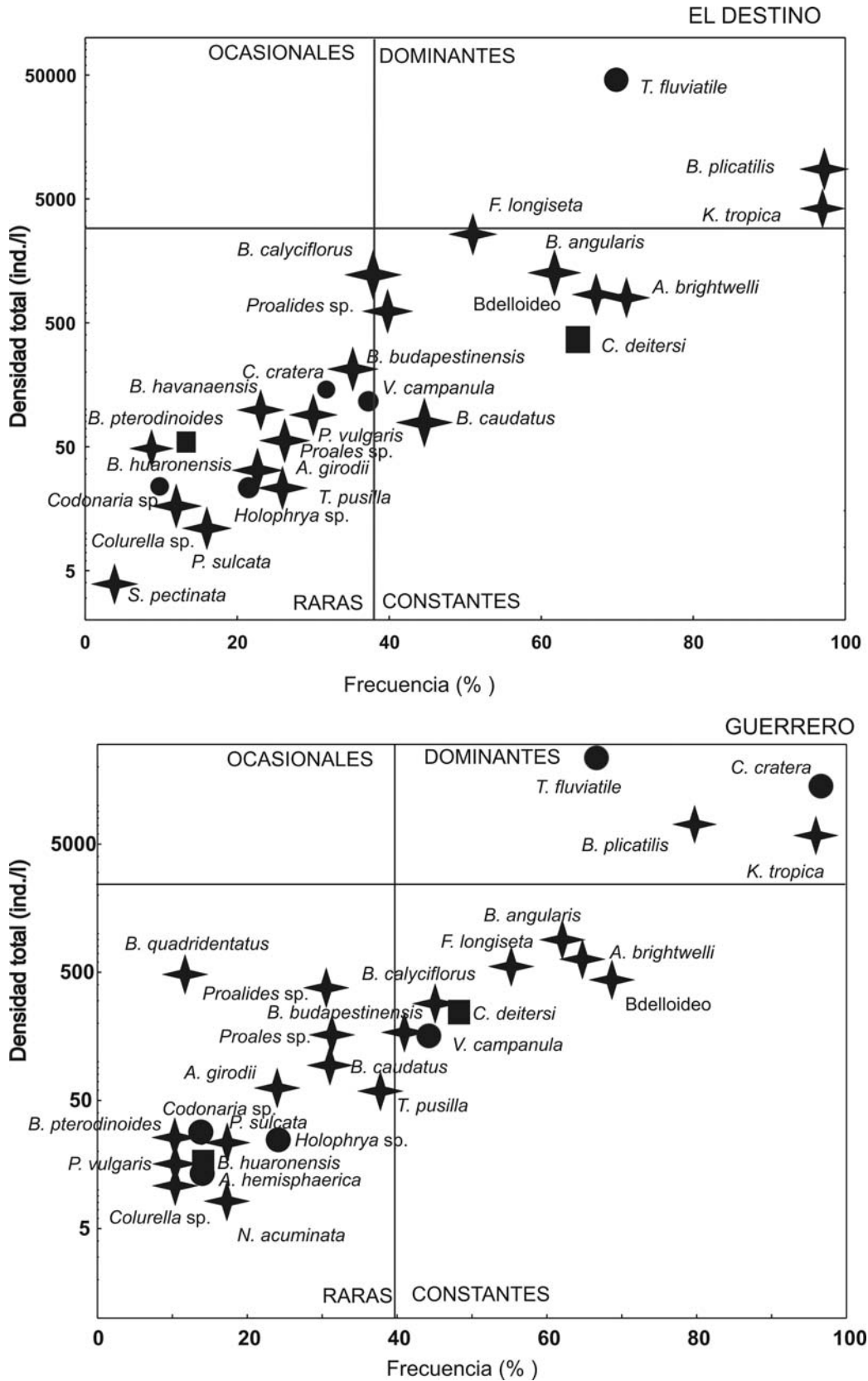


Figura 2. Diagrama de Olmstead-Tukey de las especies registradas en los sitios de muestreo (protistas: círculo, rotíferos: estrella, crustáceos: cuadrado) (sólo se incluyen las especies raras con mayor abundancia y/o frecuencia).

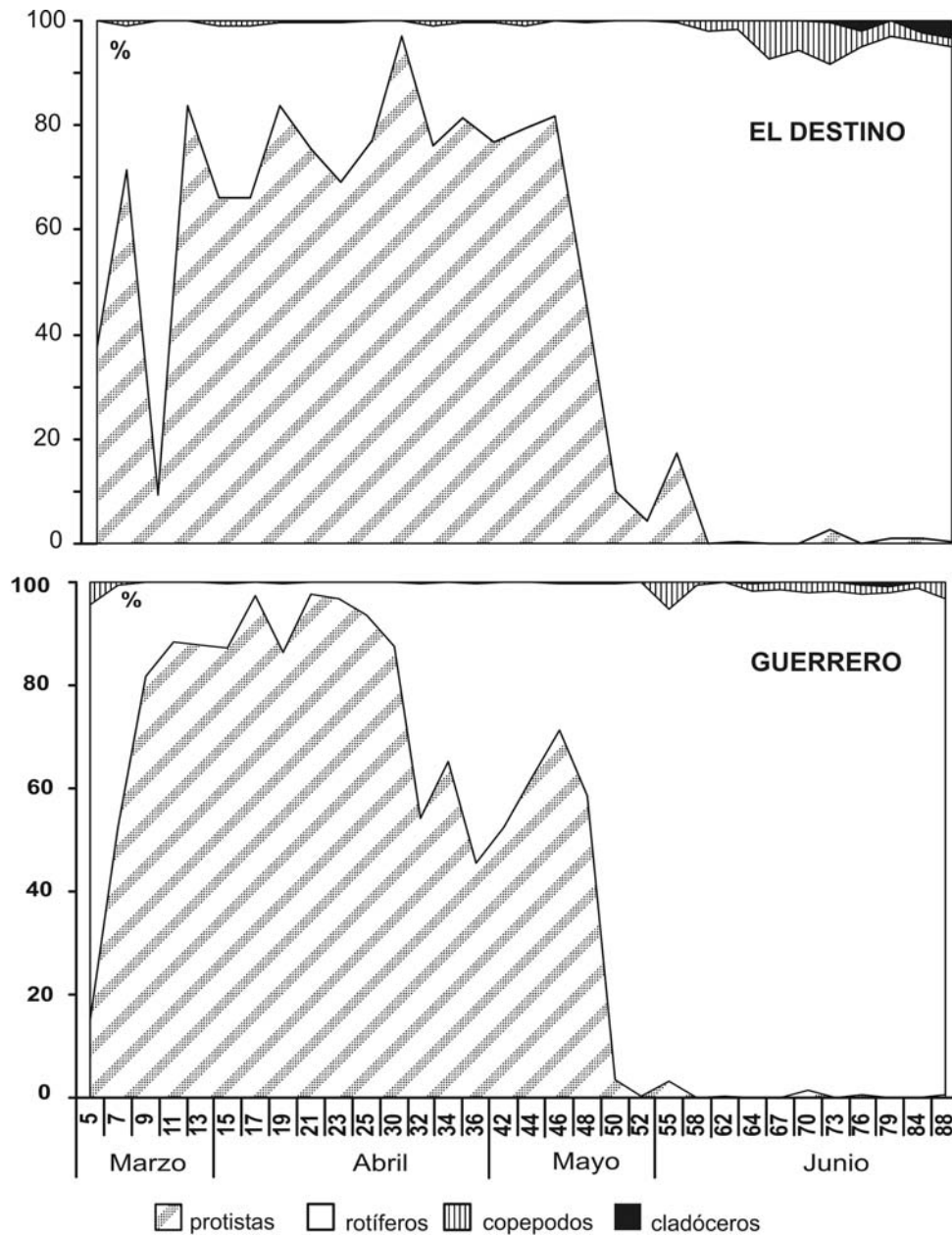


Figura 3. Variación temporal de la representatividad de los grupos zooplanctónicas en los dos sitios de muestreo del río Salado Inferior (Buenos Aires).

En el sitio Guerrero, la abundancia de *F. longiseta*, *B. angularis* y *T. fluviatile* presentó una relación directa con la conductividad mientras que fue inversa para el total del zooplancton, para *B. plicatilis* y para *K. tropica* (Tabla 2). Estos rotíferos tuvieron una relación directa con el porcentaje de saturación de oxígeno (Tabla 2). La densidad de *K. tropica* y de *C. deitersi* exhibió una relación inversa con la abundancia del fitoplancton mientras

que en el resto de las especies analizadas, ocurrió lo contrario (Tabla 2). En este sitio la turbidez mostró una correlación negativa con la densidad total del zooplancton y con la de *F. longiseta*, mientras que fue positiva con la densidad de *B. plicatilis* y de *K. tropica* (Tabla 2). El pH tuvo una relación inversa únicamente con el número de individuos de *B. plicatilis* (Tabla 2).

Tabla 1. Valores de correlación entre la densidad total zooplanctónica y algunas especies con parámetros físicos y químicos registrados en el sitio El Destino durante el muestreo intensivo (entre paréntesis y en cursiva se indican las probabilidades).

	Temperatura	Conductividad	O. D.	pH	Densidad fitoplanctónica	turbidez
Total zooplanctónica	n.s.	n.s.	0,51 (0,042)	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Brachionus plicatilis</i>	-0,72 (0,002)	-0,62 (0,01)	0,61 (0,013)	n.s.	0,63 (0,009)	n.s.
<i>Brachionus angularis</i>	0,56 (0,025)	0,66 (0,006)	n.s.	n.s.	0,65 (0,006)	n.s.
<i>Filinia longiseta</i>	0,77 (0,000)	0,70 (0,003)	n.s.	n.s.	0,74 (0,001)	n.s.
<i>Keratella tropica</i>	-0,85 (0,000)	-0,81 (0,000)	0,63 (0,009)	n.s.	-0,80 (0,000)	n.s.
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	0,59 (0,017)	0,52 (0,04)	n.s.	n.s.	0,62 (0,011)	n.s.
<i>Cletocamptus deitersi</i>	n.s.	-0,58 (0,019)	n.s.	n.s.	-0,65 (0,007)	n.s.

Tabla 2. Valores de correlación entre la densidad total zooplanctónica y la de algunas especies con parámetros físicos y químicos registrados en el sitio Guerrero durante el muestreo intensivo (entre paréntesis y en cursiva se indican las probabilidades).

	Temperatura	Conductividad	O. D.	pH	Densidad fitoplanctónica	turbidez
Total zooplanctónica	n.s.	-0,79 (0,000)	n.s.	n.s.	-0,66 (0,005)	-0,77 (0,001)
<i>Brachionus plicatilis</i>	n.s.	-0,68 (0,004)	n.s.	-0,50 (0,049)	-0,70 (0,003)	-0,65 (0,006)
<i>Brachionus angularis</i>	n.s.	0,53 (0,033)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Filinia longiseta</i>	n.s.	0,55 (0,029)	n.s.	n.s.	n.s.	0,54 (0,031)
<i>Keratella tropica</i>	n.s.	-0,80 (0,000)	n.s.	n.s.	-0,74 (0,005)	-0,54 (0,031)
<i>Tintinnidium fluviatile</i>	n.s.	0,59 (0,016)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Cletocamptus deitersi</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

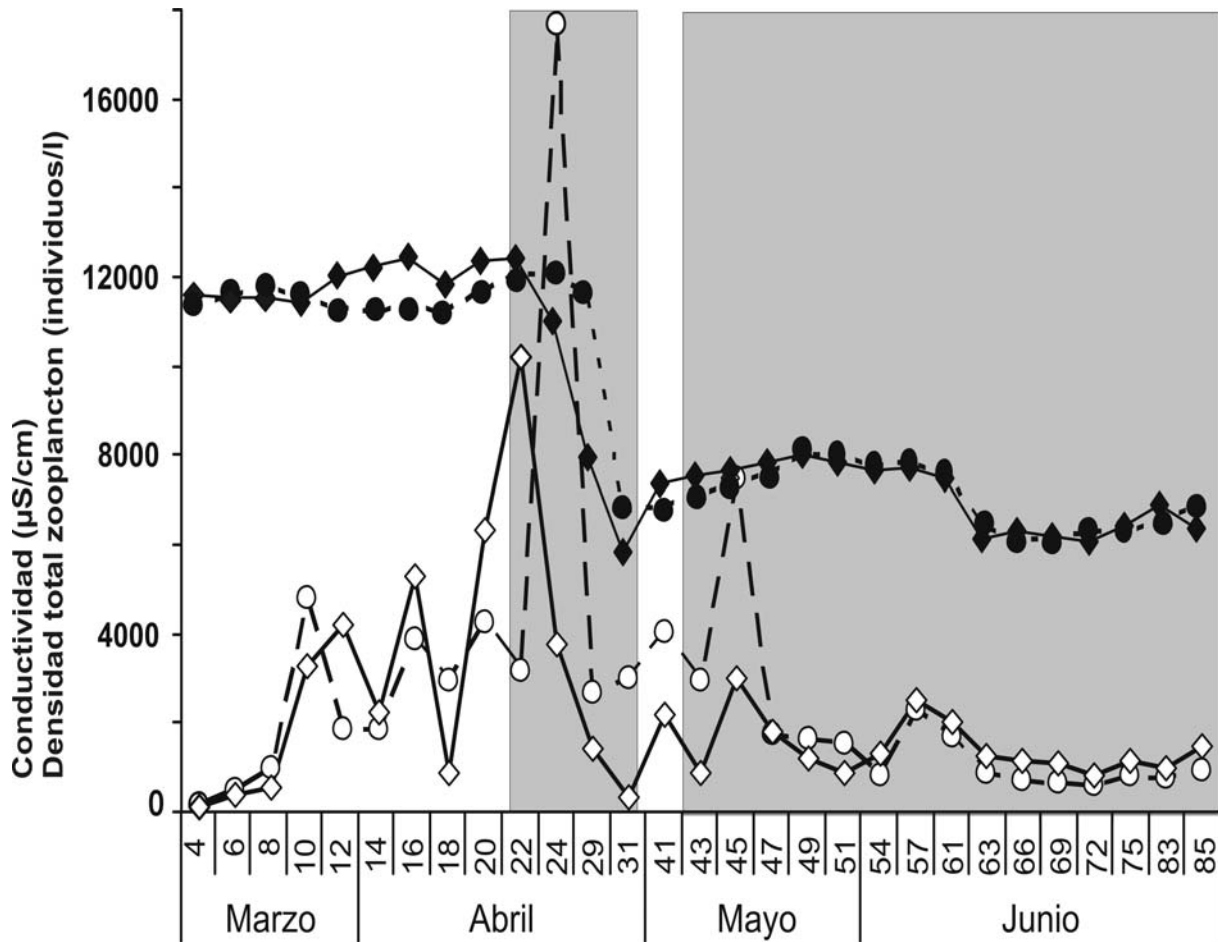


Figura 4. Variación temporal de la conductividad y densidad zooplanctónica en el sitio El Destino (conductividad: línea quebrada con círculo negro y zooplancton: línea quebrada con círculo blanco) y en el sitio Guerrero (conductividad: línea continua con rombo negro y zooplancton: línea continua con rombo blanco). La zona en gris corresponde a períodos de realización de obras hidráulicas.

DISCUSIÓN

En ambos sectores del río Salado, la diversidad y abundancia de las amebas testáceas en el plancton es baja con aparición esporádica, siendo los géneros *Arcella* y *Centropyxis* los más destacados, en coincidencia con lo señalado por Kiss et al. (2009) en el plancton del río Danubio.

Los ciliados constituyen un grupo importante en verano tardío - otoño, con supremacía de formas pelágicas. El predominio de tintínidos entre estos integrantes del zooplancton es coincidente con lo registrado en el río Rhin (Scherwass y Arndt, 2005) aunque en diferente estación climática y condi-

ción hidrológica. La dominancia de *T. fluviatile* se vincula a su preferencia por temperaturas otoñales y su tolerancia a elevadas salinidades (Foissner et al., 1999). Debe destacarse que el predominio de los ciliados ocurre durante un período de bajo caudal considerado negativo para el desarrollo de sus poblaciones en ríos europeos (Kiss et al., 2009) debido principalmente a la presencia de depredadores bentónicos y a la disminución del fitoplancton palatable (Scherwass y Arndt, 2005). *Codonella cratera*, mencionada para el zooplancton léntico (Scherwass y Arndt, 2005) fue importante en el sitio Guerrero durante momentos de elevada conductividad.

Esta especie fue hallada como integrante del zooplancton en el estuario del Río de la Plata (Souto, 1974).

En el río Salado, los rotíferos representados principalmente por miembros de la familia Brachionidae constituyen el grupo dominante (Neschuk et al., 2002; Claps et al., 2009). Las gran mayoría de las especies halladas pueden ser consideradas euritopas (Koste, 1978). El caudal no constituye un factor negativo para el desarrollo de las poblaciones de rotíferos (Saunders y Lewis, 1988; Pace et al., 1992; Holst et al., 1998) por mantenerse el río en aguas bajas durante todo el período de muestreo. La densidad de los rotíferos presenta un incremento al disminuir drásticamente la conductividad debido a que representa un factor limitante para la mayoría de las especies (Green, 1993). La presencia abundante de braquiiónidos filtradores es común en la parte inferior de ríos de llanura europeos con respecto a sectores localizados aguas arriba cuando se registra una disminución en su caudal (Zimmermann-Timm et al., 2007). Se ha señalado que la especie *Filinia longiseta* no es frecuente en el curso principal del río Elba por ser vulnerable al movimiento turbulento, siendo dominante en ambientes lénticos asociados ("backwaters") (Zimmermann-Timm et al., 2007). En ambos sitios del río Salado, esta especie es importante numéricamente entre los rotíferos durante el otoño temprano en ocasión de las máximas conductividades y aguas bajas. Su presencia en ambientes con elevada salinidad ya ha sido registrada (Zakaria et al., 2007).

Los crustáceos planctónicos no se destacan por su abundancia y diversidad debido que su desarrollo en el sector inferior es favorecido sólo en condiciones de menor conductividad (Solari et al., 2002). La escasa importancia de cladóceros y copépodos no coincide con lo señalado por Sluss et al. (2008) acerca de su supremacía respecto de los rotíferos durante momentos de baja turbulencia.

La turbidez registrada en ambos sitios del río Salado puede constituir un factor negativo para la mayoría de las poblaciones de rotíferos (Thorp y Mantovani, 2005) y la de los crustáceos (Kirk y Gilbert, 1990; Akopian et al., 1999).

La mayoría de los zooplanctones registrados son herbívoros y el alimento no constituye un factor limitante ya que hubo escasa variación en las poblaciones fitoplanctónicas, siendo las clorofitas el grupo dominante al inicio del estudio. El pastoreo desarrollado por los rotíferos se evidencia por la sustitución en el predominio fitoplanctónico de las especies palatables por cianofitas (Bazzuri et al., 2008).

En ambos sitios, el zooplancton muestra similitud en la composición específica y abundancia, con diferencias debido a variaciones en las poblaciones de tintinidos. No se observa un enriquecimiento del zooplancton aguas abajo en Guerrero por una escasa incorporación de inóculos desde ambientes lénticos asociados y desde la laguna La Tigra ("flushing lake") por la condición de aguas bajas.

En coincidencia con lo señalado por Baranyi et al. (2002) y Thorp y Mantovani (2005), los factores abióticos influyen en la estructura y dinámica del zooplancton pudiéndose señalar como importantes a la conductividad, la turbidez (sólidos en suspensión), temperatura del agua y condiciones hidrológicas.

Las obras hidráulicas no tuvieron incidencia aguas abajo en la estructura y dinámica del zooplancton (Guerrero). Se considera que al realizarse las tareas de dragado y construcción del nuevo puente durante condiciones de aguas bajas el impacto negativo fue menor. Esto coincide con lo señalado con Quaini et al. (2005) para ciertos parámetros químicos.

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. M. Sala y al Técnico C. Martínez de la empresa Construere S.A. por la obtención de las muestras y el

registro de parámetros físicos y químicos. Al Ing. M. Borges por su iniciativa en el desarrollo de estudios ambientales en La Postrera. A la Lic. M. E. Bazzuri por los datos del fitoplancton. Contribución Científica del Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet" N° 890.

BIBLIOGRAFÍA

- Akopian, M., J. Garnier y R. Pourriot.** 1999. A large reservoir as a source of zooplankton for the river: structure of the populations and influence of fish predation. *Journal of Plankton Research*, 21: 285 - 297.
- Baranyi, C., T. Hein, C. Holarek, S. Keckeis y F. Schiemer.** 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology*, 47: 473 - 482.
- Bazzuri, M. E., N. Gabellone y L. Solari.** 2008. Variación estacional del fitoplancton en la cuenca inferior del río Salado (prov. de Buenos Aires). *Biología Acuática*, 24: 137 - 148.
- Casper, A. F. y J. H. Thorp.** 2007. Diel and lateral patterns of zooplankton distribution in the St. Lawrence River. *River Research and Applications*, 23: 73 - 85
- Claps, M. C., N. Gabellone y N. Neschuk.** 2009. Influence of regional factors on zooplankton structure in a saline lowland river: the Salado River (Buenos Aires Province, Argentina). *River Research and Applications*, 25: 453 - 451.
- Foissner, W., H. Berger y J. Schaumburg.** 1999. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates. Bavarian State Office for Water Management: Munich.
- Gabellone, N. A., R. Sarandón y M. Claps C.** 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado. En: O. C. Maiola, N. A. Gabellone y M. A. Hernández (Eds.) *Inundaciones en la región Pampeana*, Edulp, La Plata: 87 - 122.
- Green, J.** 1993. Zooplankton associations in East African lakes spanning a wide salinity range. *Hydrobiologia*, 267: 249 - 256.
- Hein, T., C. Baranyi, G. Heiler, C. Holarek, P. Rieder y F. Schiemer.** 1999. Hydrology as a major factor determining plankton development in two floodplain segments and the River Danube, Austria. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 115: 439 - 452.
- Holst, H., H. Zimmermann, H. Kausch y W. Koste.** 1998. Temporal and spatial dynamics of planktonic rotifers in the Elbe estuary during spring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 261 - 273.
- Kingsford, R. T.** 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25: 109 - 127.
- Kirk, K. L. y J. J. Gilbert.** 1990. Suspended clay and the population-dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology*, 71, 1741-1755.
- Kiss, A. K., E. Ács, K. T. Kiss y J. K. Török.** 2009. Structure and seasonal dynamics of the protozoan community (heterotrophic flagellates, ciliates, amoeboid protozoa) in the plankton of a large river (River Danube, Hungary). *European Journal of Protistology*, 45: 121 - 138.
- Kobayashi, T.** 1997. Associations between environmental variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research*, 48: 523 - 529.
- Kobayashi, T., R. J. Shiel y P. Gibbs.** 1998. Size structure of river zooplankton: seasonal variation, overall pattern and functional aspect. *Marine and Freshwater Research*, 49: 547 - 552..
- Koste, W.** 1978. Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, Bergrunder. Von Max

- Voigt. Uberordnung Monogononta. Gebr Borntraeger
- López-López, E. y J. A. Serna-Hernández.** 1999. Variación estacional del zooplancton del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales. *Revista Biología Tropical*, 47: 643 – 657.
- Neschuk, N., M. C. Claps y N. Gabellone.** 2002. Planktonic rotifers of a saline lowland river (Salado River Argentina). *Annales de Limnologie*, 38: 191 - 199.
- Pace, M. L., S. E. G. Findlay y D. Lints.** 1992. Zooplankton in advective environments: the Hudson River community and a comparative analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1060 – 1069.
- Paggi, J. C.** 1979 Revisión de las especies argentinas del género *Bosmina* Baird agrupadas en el subgénero *Neobosmina* Lieder (Crustacea:Cladocera). *Acta zoológica Lilloana*, 35: 136 – 162.
- Plan Maestro Integral de la cuenca del río Salado** (1999) Informe Situación Base. Sir William Halcrow and Partners Ltd. para el Ministerio de Economía. Unidad Ejecutora Provincial. Provincia de Buenos Aires. Argentina.
- Quaini, K., N. Gabellone, D. Ardohain y L. Solari.** 2005. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del Río Salado (Provincia de Buenos Aires): estudio comparativo. *Biología Acuática*, 22: 215 - 222.
- Ringuelet, R.** 1958. Los Crustáceos Copépodos de las aguas continentales argentinas. Sinopsis Sistemática. Contribución Científica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, 1: 35 - 126.
- Saunders J. F. y W. Lewis.** 1988. Zooplankton abundance in the Caura River, Venezuela. *Biotropica*, 20: 206 - 214.
- Scherwass, A. y H. Arndt.** 2005. Structure, dynamics and control of the ciliate fauna in the potamo-plankton of the River Rhine. *Archiv für Hydrobiologie*, 164: 287 – 307.
- Sluss, T. D. G. A. Cobbs y J. H. Thorp.** 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 53: 1999 – 2010.
- Sokal, R. R. y J. A. Rohlf.** 1979. *Biometria*. H. Blume, Madrid, 832 pp.
- Solari L, M. Claps y N. Gabellone.** 2002. River backwater—pond interactions in the lower basin of Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiology Supplement* 141: 99 – 119.
- Souto, S.** 1974. Tintinidos del Río de la Plata y su zona de influencia (Protozoa, Ciliata). *Physis*, 33: 201 - 205.
- Thorp, J. H. y S. Mantovani.** 2005. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. *Freshwater Biology*, 50: 1474 – 1491.
- Zakaria, H. Y., A. A. Radwan y M. A. Said.** 2007. Influence of salinity variations on zooplankton community in El-Mex Bay, Alexandria, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 33: 52 – 67.
- Zimmermann-Timm, H., H. Holst y H. Kausch.** 2007. Spatial dynamics of rotifers in a large lowland river, the Elbe, Germany: How important are retentive shoreline habitats for the plankton community? *Hydrobiologia*, 593: 49 – 58.

CONCLUSIONES DEL V CONGRESO ARGENTINO DE ECOLOGIA Y MANEJO DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS PAMPEANOS (EMEAP V)

1 - Debe informarse sobre la inconveniencia del excesivo uso de fertilizantes y agroquímicos en los cuerpos de agua.

2 - Medida concreta contra la contaminación difusa de los cuerpos de agua: protección de las zonas ribereñas mediante la creación de zonas de amortiguación en arroyos, ríos y lagunas teniendo en cuenta que cuanto más desarrollada es el área de la costa más frágil se torna el cuerpo de agua y más necesaria la protección. Un área de protección puede evitar el ingreso indeseado al cuerpo de agua de fertilizantes, agroquímicos y ganado.

3 - Deben estudiarse medidas de mitigación de los efectos del cambio climático en ambientes costeros y continentales.

4 - Evitar la ocupación territorial en zonas que pueden ser afectadas por modificaciones sustanciales del hábitat (ejemplos, incremento del nivel del mar, reducción del espejo de agua en lagunas).

5 - En aquellos casos que sea posible, utilizar más ampliamente tecnologías blandas como la construcción y recuperación de humedales para mejorar la calidad del agua y reducir el impacto de los contaminantes en los cuerpos de agua.

6 - Monitorear durante períodos prolongados los parámetros básicos para control del estado del recurso y para el uso de la información por parte de la comunidad científica (ej. precipitaciones, temperatura, caudal, profundidad). Los datos deben ser públicos y de fácil acceso.

7 - Establecer mecanismos de financiación reducida destinada al monitoreo durante períodos prolongados

8 - Realizar previsiones a futuro en el manejo de sistemas agrícola-ganaderos.

9 - Mejorar la coordinación entre grupos de trabajo de científicos.

10 - Formar divulgadores científicos que medien o conecten a los organismos de gestión y la gente ofreciendo soluciones posibles para que estos actores opten por las más adecuadas. En algunos casos, este lugar estaría ocupado por ONGs que no siempre cuentan con información actualizada y demostrable.

11 - Se sugiere que en los Congresos EMEAP: a) se estimule la participación de representantes de municipios y ONGs; b) se mantenga la modalidad de realización de Mesas Redondas temáticas o de discusión; c) los autores presenten trabajos asociados a aspectos ecológicos, en lo posible sistémicos, y aspectos de manejo de ecosistemas acuáticos; d) acotar la duración del Congreso a dos días e intentar que los asistentes participen durante todo el transcurso del Congreso para enriquecer las discusiones e intercambios de opiniones.

12 - Procurar que el Congreso ocupe un rol de nexo entre la comunidad científica, los gestores y demás actores involucrados con los ecosistemas acuáticos continentales.

13 - En los próximos Congresos, realizar una Discusión de Cierre con el objetivo de elaborar un documento resumen, con soluciones concretas, cuestionamientos y sugerencias, dirigidas a gestores, políticos y a la sociedad en general.