



Palabras clave: Hidrobiología, laguna, Argentina

Key words: Hydrobiology, lakes, Argentina

# Hidrobiología del sistema lagunar La Salada - La Brava (Córdoba), Argentina.

Claudia Rodríguez(\*), Miguel Mancini(\*),  
Carlos Prósperi (\*\*), Alicia Weyers(\*) y  
Gabriel Alcantú(\*)

(\*)Fac. de Agronomía y Veterinaria. UNRC.  
Ruta Nac. 36. km 601 (5800) Río Cuarto. (\*\*)  
Fac. de Ciencias Exactas, Fcas. y Naturales.  
UNC. Vélez Sarsfield 272. (5000) Córdoba.

## RESUMEN

Las lagunas pampásicas del sur de Córdoba constituyen un recurso fundamental en los problemas hídricos, adquiriendo importancia económica para fines recreativos y como soporte de la acuicultura clásica. El objetivo del presente trabajo fue evaluar por un periodo de dos años las fluctuaciones físico-químicas, bacteriológicas y algales del sistema lagunar La Salada-La Brava ( $33^{\circ} 28'$  y  $33^{\circ} 41'$  S,  $63^{\circ} 03'$  y  $63^{\circ} 06'$  W), determinando los riesgos para el uso recreacional y el recurso íctico. Se evaluaron microorganismos aerobios totales, *Streptococcus faecalis*, coliformes totales y fecales. Se analizaron parámetros físico-químicos de rutina, se realizaron análisis fitológicos y se midió clorofila-*a*. La calidad del agua fue evaluada según Directivas de la Comunidad Económica Europea (CEE) y criterios de calidad de US EPA. Desde el punto de vista bacteriológico, el recurso se consideró apto para uso recreacional y piscícola. El agua resultó de características mesohalinas (media anual 5,70 g/l), fue clasificada como clorurada y/o sulfatada sódica y se obtuvieron altos índices de diversidad algal. Según otras características limnológicas y grado de eutrofia, el ambiente evaluado se encuadra dentro de los parámetros de referencia para lagunas pampásicas. Los resultados obtenidos permiten inferir la aptitud del sistema La Salada - La Brava para el aprovechamiento con fines recreacionales y pesqueros.

## ABSTRACT

### *Hydrobiology of the La Salada - La Brava lake system, (Córdoba), Argentina*

*Pampasic lakes in the south of the Córdoba Province constitute one fundamental resource in the hydric subject. They are gaining economical importance for recreational use as well as a support for classic aquaculture. The objective of this work was to evaluate the physico-chemical, bacteriological and algal fluctuations of the La Salada-La Brava lake system ( $33^{\circ} 28'$  y  $33^{\circ} 41'$  S,  $63^{\circ} 03'$  y  $63^{\circ} 06'$  W), for two years, in relation to recreational activities and to fish. Aerobic microorganisms as well as total coliforms, faecal coliforms and Streptococcus faecalis were evaluated. The chemical parameters and phycollogical studies were taken, and chlorophyll-a were measured. The quality of continental water was assessed taking into account the EEC and US EPA regulations. Under bacteriological terms this resource has been considered apt for recreational and fishing use. Water showed mesohaline characteristics (annual rate 5.7 g/l) and was classified as chloride and/or sodic sulphate type. High indexes of algae diversity were obtained. Considering some other limnological characteristics and the eutrophic degree the studied resource agrees with the reference parameters for pampasic lakes. From the results obtained in La Salada-La Brava lake system, it was possible to infer its potentiality regarding fishing and recreational activities.*



## INTRODUCCION

El agua continental es un recurso multifuncional. Se lo utiliza para abastecimiento humano, actividades agropecuarias, producción de energía, transporte, recreación y pesca. En América latina, el conflicto entre las necesidades urbanas de agua y los impactos de la agricultura en la calidad de los recursos hídricos, puede verse en regiones metropolitanas donde se ha intensificado el uso de la tierra en los ecosistemas agrícolas (ECLAC, 1992), con una mayor escorrentía de plaguicidas y sedimentos hacia las fuentes de agua para uso doméstico. La agricultura produce impactos en la calidad del agua superficial y subterránea y puede ser una causa importante de su eutrofización y degradación, además de producir impactos directos en la salud humana y animal. A través de la erosión y

pérdida del suelo superficial, se puede producir impactos aguas abajo, tales como la sedimentación y la pérdida de pesquerías. El aporte en exceso de materia orgánica, al igual que el enriquecimiento de nutrientes inorgánicos desplazan el equilibrio químico natural del agua; en el caso del fósforo tiene como consecuencia el aumento de la producción primaria (González de Infante, 1988).

Asimismo, la composición del agua (contenido de cloruros y sulfatos) puede aumentar por contaminación de origen urbano e industrial. Sin embargo la naturaleza del suelo en algunas regiones también puede elevar su contenido (Kinkelin *et al.*, 1991). Por otra parte, durante el proceso de eutrofización las algas juegan un rol muy importante como productores primarios, pueden ser utilizados como indicadores de polución, pudiendo ser peligrosas sus floraciones para el ganado y el consumo humano. Es bien conocido que muchas



Figura 1

Area de muestreo en el sistema lagunar La Salada-La Brava. Córdoba.



cianofíceas tienen la capacidad de producir sustancias altamente tóxicas (Lerda y Prósperi, 1994).

Otros autores sugieren que estas algas no son usadas por el zooplancton y aun así cuando son ingeridas, son pobremente aprovechadas (De Bernardi y Giussanni, 1990). El resultado sería un escaso desarrollo del zooplancton que determinaría un bajo porcentaje de especies zooplánctivas como el pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Grosman y Mancini, 1997).

Dentro de los recursos hídricos del sur de Córdoba, las lagunas pampásicas se han constituido en ambientes relevantes. Revisten una importancia soslayada en los problemas hídricos, en el vaivén de inundaciones y sequías, adquiriendo interés económico como fuente turística y recreativa (Dangavs, 1998).

Considerando que los usos de un ambiente acuático deben ser analizados como un conjunto integrado de actividades económicas y sociales dentro de una cuenca hidrográfica, se planteó estudiar la calidad del recurso en el sistema de lagunas denominado La Salada - La Brava (Las Salinas) en la provincia de Córdoba.

Los objetivos del presente trabajo fueron determinar las fluctuaciones bacteriológicas, físico-químicas y algales, evaluando los riesgos para el uso recreacional y el recurso íctico.

## MATERIAL Y METODOS

### Descripción de la zona de estudio

Las lagunas La Salada - La Brava ( $33^{\circ} 28'$  y  $33^{\circ} 41'$  S,  $63^{\circ} 03'$  y  $63^{\circ} 06'$  W), tienen una superficie de 1600ha ubicadas en el departamento Unión, forman parte de una antigua llanura fluvial del sudeste de la provincia de Córdoba. Es denominada Sistema de Grandes Lagunas Laboulaye - Bajos del Saladillo, integrada por 56 lagunas permanentes con una superficie de unas 21600ha en donde se practica principalmente la pesca deportiva y comercial del pejerrey y otras actividades recreacionales. La profundidad media es de 2,10m. Las temperaturas medias oscilan entre 25,6 y 9,8°C, con un régimen pluviométrico anual de 829 mm. La cuenca está ubicada en una zona agrícola-ganadera recibiendo por consiguiente aportes de herbicidas y fertilizantes. Se establecieron cuatro estaciones de muestreo, una inmediata al canal de acceso a la laguna (Est. 1), El Señuelo (Est. 2), El Camoatí (Est. 3) y canal de salida (Est. 4). La elección correspondió a lugares destinados al uso recreacional

y los aportes de agua al sistema (Fig. 1). Los muestreos se realizaron estacionalmente durante los años 1994 y 1995. Las muestras se obtuvieron desde la costa, a una profundidad aproximada de un metro y en zonas libres de vegetación litoral.

Para el análisis bacteriológico, las muestras se tomaron en envases estériles de plástico a 0,3m de profundidad y se mantuvieron refrigeradas hasta su procesamiento en laboratorio. Se evaluaron microorganismos aerobios totales (AT) a 37°C (agar placa), coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) por la técnica del número más probable (NMP/100 ml), utilizando series de tres tubos de caldo MacConkey, caldo verde brillante y caldo para la prueba de Indol (Bergey's manual, 1986; APHA, 1992). Para la búsqueda de *Streptococcus faecalis* se realizó la siembra en placa con KF Streptococcus agar (US EPA, 1975). Los resultados se expresaron como log<sub>10</sub> del NMP/100 ml + 1 (INMP).

En el análisis físicoquímico, se utilizaron envases de vidrio; las muestras se obtuvieron a 0,3m de profundidad. Se evaluaron: olor, sabor, turbidez, color, temperatura según métodos estándar, pH, oxígeno (oxímetro digital Lutron DO-5508), dureza, cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos, Mg, Ca, Na y K, alcalinidad, sales totales (residuo seco a 105°C), arsénico y nitritos (US EPA, 1976; APHA, *op. cit.*).

Las muestras para análisis ficológico, se obtuvieron en recipientes plásticos de la zona eufótica, a una profundidad de 0,30-0,45m, que fueron concentradas por decantación y fijadas en formol al 3%. La taxonomía se realizó siguiendo claves específicas (Desikachary, 1959; Bourelly, 1972; Kutzing, 1983; Parra *et al.*, 1983). Para el recuento de las muestras se aplicó conteo directo, mediante microscopía fotónica (Stein, 1975; Whitton *et al.*, 1991). Los resultados se expresaron en número de especies/25 µl. Se determinó la diversidad a través del índice de Shannon-Wiener. La clorofila-*a* se midió en espectrofotómetro, luego de su extracción en metanol durante 12 hs a -5°C (Prósperi, 1994).

La calidad del agua continental fue evaluada según las Directivas de la Comunidad Económica Europea (CEE) 76/160/CEE del Consejo de 1975 y los Criterios de calidad de US EPA (1968), para aguas de baño y la 78/659/CEE (1978), para uso piscícola. También se consideraron los criterios microbiológicos provisionales de calidad para el empleo de aguas residuales y excretas en acuicultura (Mara y Cairncross, 1990). Se establecieron parámetros físicos, químicos y microbiológicos para medir la calidad del agua utilizando valores obligatorios (imperativos) o indicativos (guías) siendo

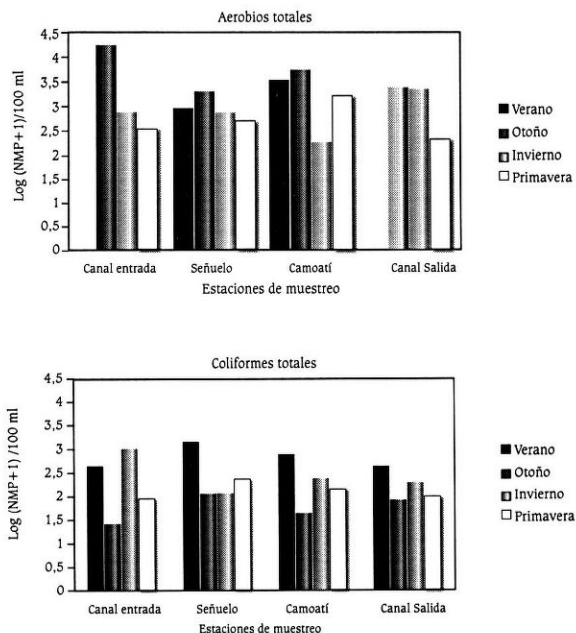


considerados más importantes aquellos microorganismos indicadores de contaminación fecal.

En el estudio bacteriológico se realizó el análisis de la varianza de dos factores sobre un diseño completamente aleatorio y se comprobaron los supuestos básicos de homogeneidad y normalidad de varianzas (Montgomery, 1991), utilizando el software estadístico Stata.

## RESULTADOS

Las cargas de microorganismos AT y CT, si bien fueron bajas, mostraron variabilidad según los sitios de muestreo y la estación del año (Fig. 2). Para AT, las cargas superiores correspondieron al otoño en el canal de entrada, aunque no se detectaron diferencias significativas estacionales, ni entre unidades de



**Figura 2**  
Evaluación bacteriológica en el sistema lagunar La Salada-La Brava  
(Promedio de dos años consecutivos)



Cuadro 1

Limnología química del sistema lagunar La Salada-La Brava (promedios de dos años consecutivos)

	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Mg mEq/l	7,04	7,32	7,52	10,30
Ca mEq/l	3,12	3,77	4,41	4,89
Na mEq/l	59,11	64,60	77,60	91,45
K mEq/l	3,13	2,59	2,34	4,02
Mg+Ca/Na+K	0,16	0,16	0,14	0,15
Mg/Ca	2,26	1,94	1,70	2,10
S.T. g/l	4,78	5,24	5,51	7,28
Cl g/l	1,30	1,76	1,59	2,17
Salinidad g/l	4,62	5,08	5,44	7,22
pH	8,39	8,64	7,99	7,85
HCO <sub>3</sub> g/l	0,51	0,42	0,50	0,54
SO <sub>4</sub> g/l	1,20	1,15	1,24	2,03

muestreo, no existiendo interacción significativa ( $p > 0,05$ ). Para CT los valores más altos se encontraron en el verano para las estaciones 2, 3 y 4 (Fig. 2), detectándose diferencias significativas únicamente entre estaciones del año ( $p < 0,05$ ). Los valores encontrados para CF y *S. faecalis* fueron inferiores a 1 NMP/100 ml y 1 ufc/ml, respectivamente. La determinación del NMP de CF y *S. faecalis* arrojó una media de 0,58.

Los parámetros físicos se encontraron dentro de los límites admisibles considerados. La temperatura media del agua fue de 14,2; 11,6; 20,2 y 27,5 °C para otoño, invierno, primavera y verano, respectivamente. La concentración de oxígeno disuelto expresado en ppm para dichas estaciones fue de 9,5; 10,1; 8,2 y 7,1. A lo largo del año, de los aniones considerados (cloruros, sulfatos y bicarbonatos), los dominantes fueron cloruros y en primavera los sulfatos. Los valores de pH, si bien fueron altos y con variaciones estacionales, con una media anual de 8,21 para las estaciones de muestreo (Cuadro 1), se encontraron dentro de los límites guías de la Directiva 78/659/CEE de 1978.

El promedio obtenido de la relación entre cationes bivalentes/monovalentes (Ca+Mg/Na+K) fue de 0,17 encontrándose dentro del rango esperado para las lagunas pampásicas (Menni, *et al.*, 1984). La relación Mg/Ca, si bien presentó variaciones, siempre estuvo dentro del límite esperado para estas lagunas (Ringuelet, *et al.*, 1967), encontrándose un promedio

anual de 2,29. Los niveles de Ca siempre fueron superiores a 20 ppm (Ringuelet, 1968; 1972) con una media anual de 63 ppm (Cuadro 1). En primavera se observó un aumento de las sales totales (7,28 g/l), lo que coincidió con un aumento de los niveles de Ca, Mg, Na y cloruros (Cuadro 1).

Por sus características químicas el agua fue clasificada como clorurada y/o sulfatada sódica. Según la clasificación de Arguesse, modificada por Ringuelet *et al.*, *op. cit.*, fue mesohalina considerando un residuo sólido medio anual de 5,70 g/l.

Los valores de alcalinidad fueron máximos para verano en la Est. 1 con 391,9 mg/l; para otoño en la Est. 4 con 228,0 mg/l; en invierno en la Est. 1 con 268,6 mg/l y para primavera en la Est. 4 con 301,9 mg/l. La dureza total expresada como CaCO<sub>3</sub> reveló una media anual de 613 mg/l, resultando aguas de características muy duras (FAO, 1991), encontrándose las tasas más altas en primavera para el canal de entrada.

No se detectó arsénico en ninguna de las estaciones evaluadas. Los valores promedios encontrados para nitritos fueron inferiores a 0,15 mg/l, no superando el límite normal de 0,2 mg/l (Schlotfeldt and Alderman, 1995).

El valor medio anual para clorofila-*a* fue de 33,68 µg/l con un rango de 25,11.

El recuento promedio anual de las algas más constantes no tuvo registros similares en las



estaciones de muestreo evaluadas a lo largo del año. En invierno predominaron *Mougeotia parvula*, *Scenedesmus armatus*, *Chlorella vulgaris* y *Oedogonium crassum* (Chlorophyceae), encontrándose la mayor diversidad en las Est. 2 y 3. Cabe señalar que las dos últimas sólo se encontraron en las estaciones 2, 3 y 4. Otros géneros predominantes fueron *Callonella* sp., *Amphora* sp. y *Navicula* sp. (Bacillariophyceae).

En primavera, predominaron *Anabaena flos-aquae* (Cyanophyceae) en el canal de entrada, *Mougeotia parvula* y *Pediastrum simplex* (Chlorophyceae).

En verano, la mayor diversidad correspondió a las Est. 1 y 2 con las siguientes especies: *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae), *Scenedesmus armatus* y géneros de la familia Bacillariophyceae.

En otoño, predominaron los géneros *Callonella* sp., *Amphora* sp., *Navicula* sp. (Bacillariophyceae) y *Microcystis aeruginosa* (67% y 100% en las estaciones 2 y 3, respectivamente). La mayor diversidad se encontró para las Est. 2 y 4. Cabe expresar que en general en el canal de entrada se halló siempre el menor número de especies.

La diversidad algal para los dos años, expresada a través del índice de Shannon-Wiener, fue de 2,45; 1,73; 2,47 y 2,81, mientras que la equidad fue 0,68; 0,61; 0,82 y 0,81 para verano, otoño, invierno y primavera, respectivamente. La transparencia fue siempre menor a 0,45m

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Se ha demostrado que la contaminación por coliformes en aguas para consumo estuvo relacionada con la duración y precipitación en los días que precedieron al muestreo (Stukel et al., 1990). Harding (1992), demuestra para aguas de baño, que el recuento de CF permanecía elevado después de una lluvia de 5 mm o más, durante 2 a 5 días. Los resultados obtenidos para CT coincidirían con lo anteriormente expuesto ya que la estación de lluvias corresponde al verano. Estudios realizados por Emiliani y González de Paira (1997), señalan que el promedio encontrado para CT o CF en ambientes prístinos, ríos y lagunas, resultaron inferiores a 100/100 ml, resultados que coinciden con los obtenidos en este trabajo, en donde se encontraron niveles por debajo de ese valor para todos los muestreos.

Los niveles encontrados para CF y *Streptococcus faecalis* permitieron considerar la aptitud de esta

laguna para los fines planteados.

Es necesario destacar que estudios realizados en pejerrey (*O. bonariensis*) y otros peces indican que la presencia de bacterias en el contenido intestinal, está estrechamente ligada al grado de contaminación de agua y al hábito alimentario. Análisis realizados en el tracto digestivo de pejerrey durante el invierno, revelaron una densidad promedio para CT del NMP igual a 2,78 respecto de las halladas en el agua que correspondieron a 2,05.

El NMP para CF y *S. faecalis* serían similares a los hallazgos realizados por Gariboglio et al. (1976) y Balfour y Pruginin (1991). Asimismo Leung et al. (1992), no demostraron diferencias significativas para *S. faecalis* y CF en muestras de agua, sedimentos y vísceras de peces. Para consumo, es importante señalar que otros autores no lograron aislar CF en filetes de carpas (*Cyprinus carpio*) criadas en aguas de desecho que contenían cargas de hasta  $2 \times 10^8/100$  ml (Slabbert et al., 1989).

El medio acuático comprende una compleja interacción entre los diferentes parámetros del agua y prácticamente todos ellos intervienen en el mantenimiento de la homeostasis, siendo esenciales para el crecimiento y reproducción de los peces. La eutroficación y la contaminación son problemas que enfrentan muchos ecosistemas acuáticos del mundo. Algunos ambientes están también afectados por nuevas barreras ecológicas al movimiento de los peces, incrementando la fragmentación del hábitat (Valtonen et al., op. cit.).

Si bien la alcalinidad del agua mantiene el pH más estable, el efecto tóxico del amoníaco es superior a medida que aumenta el pH y la temperatura. Por el contrario, el aumento de la salinidad tiende a contrarrestar este efecto (Kinkelin op. cit.). Por otra parte, es necesaria una suficiente provisión de oxígeno para llevar los nitritos a nitratos, que resultan ser menos tóxicos, los registros observados se consideraron normales y próximos a los de saturación. Los valores de alcalinidad junto con los niveles de pH hallados demuestran no sólo la alta capacidad buffer de este sistema, sino también permiten aseverar la producción del ambiente estudiado. Otros autores en cambio, no encontraron una correlación entre la temperatura, pH, carbonatos, bicarbonatos y alcalinidad total con la población planctónica, obedeciendo los cambios observados a fenómenos estacionales (Fasihuddin y Kumari, 1990). Respecto al contenido de sales totales, el valor encontrado en la primavera puede considerarse alto si se lo compara con registros de lagunas pampásicas para esa época del año (Ringuelet et al., op. cit.), no



coincidiendo con la mayoría de las lagunas bonaerenses en donde se observa generalmente que el residuo sólido presenta su máximo valor en verano. En el sistema lagunar paradójicamente en esta estación del año se obtuvo el valor más bajo.

La toxicidad de los compuestos nitrogenados si bien es variable, respecto a los nitritos, los mismos causan daño tisular y oxidan la hemoglobina en metahemoglobina, lo que la incapacita para el traslado de oxígeno. Cabe señalar que al encontrarse valores inferiores a los admisibles tal efecto no pudo ser demostrado.

El análisis de clorofila- $\alpha$  puede ser interpretado como indicador válido de la abundancia fitoplanctónica, así como de la concentración de nutrientes existentes y productividad íctica (Boyd, 1982). Para lagos y embalses templado cálidos de la Argentina se determinó que además de la clorofila- $\alpha$ , la profundidad de los distintos ambientes lacustres y la salinidad -expresada en términos de conductividad-, son variables discriminantes para inferir la abundancia de pejerrey, sin embargo valores muy altos de conductividad y clorofila- $\alpha$  indican una biomasa moderada (Baigún y Delfino, 1994).

De acuerdo a los niveles de clorofila- $\alpha$ , el número de algas (Whitton *et al.*, *op.cit.*) igual a  $5,2 \times 10^6/l$  y otras variables analizadas, la clasificación del sistema lagunar en estudio correspondería a eutrófica, esto coincide con los hallazgos para lagos pampásicos, los cuales se encuadran entre eutróficos e hipertróficos (Quirós, 1992; Dangavs, *op. cit.*). Los bajos valores de disco de Secchi se debieron a la abundancia algal y en menor parte a la presencia de sólidos en suspensión. Trabajos realizados por López *et al.* (1994), en distintas lagunas encadenadas del sudeste de la provincia de Buenos Aires, concluyen que dichos ambientes se encuadran dentro de la clasificación eutrófica según niveles de fósforo, nitrógeno, clorofila- $\alpha$  y transparencia del disco de Secchi encontrados.

Existen además, diversos trabajos que relacionan clorofila- $\alpha$ , nivel de nutrientes y biomasa de zooplancton entre sí con la biomasa de atherinidos (Quirós 1991; Quirós, *op. cit.*). Muestreos estacionales realizados en el sistema en estudio, demuestran que el rendimiento calórico del zooplancton en función del pejerrey se encuentra dentro de valores medios comparados con los hallados en otros ambientes de la región (Mancini y Grosman, *op. cit.*). Sin embargo, futuras modificaciones en la oferta alimentaria de este pez, por consecuencias de cambios en el sistema conducentes al aumento del grado de eutrofia,

determinarían una disminución en la producción neta de la especie (Freyre *et al.*, 1994).

La riqueza específica del necton y su equitabilidad, serían otros de los factores condicionantes que determinarían el futuro aprovechamiento recreacional de este cuerpo de agua, al influir en la competencia interespecífica. La presencia de especies con alto poder de adaptación a condiciones extremas del agua, como es el caso de *Cyprinus carpio*, considerada competitivamente muy peligrosa debido a la ubicuidad de sus hábitos (López *et al.*, 1992), incidirán seguramente en la explotación del sistema lagunar.

Las aguas superficiales en contacto con la atmósfera tienen en ella una reserva permanente de nitrógeno. En los lagos, las algas son capaces de utilizar nitratos, nitritos y amonio, las cianofíceas además pueden fijar nitrógeno atmosférico, pero cuando hay presencia de nitratos y amonio, pueden suprimir parcialmente la formación de heterocistes y la fijación de nitrógeno molecular (González de Infante, *op. cit.*). En las muestras analizadas, se pudieron observar heterocistes en todo el periodo de estudio. Sin embargo, una incorporación excesiva de otros nutrientes, especialmente fósforo, sería aprovechado precisamente por las cianobacterias fijadoras de nitrógeno, como por ejemplo *Anabaena flos-aquae*, lo que llevaría a una proliferación incontrolada con la consiguiente pérdida del equilibrio del sistema. En ninguno de los muestreos realizados apareció el característico olor similar a gammexane propio de algunas cianofíceas.

Los resultados hallados confirman que debido al escaso asentamiento poblacional en la zona de estudio, el aporte de nutrientes por efluentes cloacales sería mínimo. Se podría suponer que las lluvias y materiales alóctonos como escorrentías y desechos agropecuarios, serían en principio los que incidirían en la eutrofización de este ambiente.

Los resultados físico-químicos y bacteriológicos obtenidos en el sistema lagunar La Salada - La Brava coinciden con los obtenidos por otros autores en ambientes similares (Ringuet *et al.*, *op. cit.*; 1968; 1972), y permiten inferir su aptitud para el aprovechamiento del recurso hídrico con fines pesqueros y recreacionales. A pesar de existir un predominio de diatomeas y clorofíceas, la presencia de cianofíceas potencialmente tóxicas, como los géneros *Microcystis* y *Anabaena*, sumado a los niveles de clorofila y de lectura del disco de Secchi, alertan sobre la posibilidad de florecimientos en el futuro. Además, si la evolución eutrófica se agrava, el exceso de producción primaria podría ir en detrimento de



aquellas familias de peces más exigentes, entre las que se encuentra *O. bonariensis*, especie blanco de la pesquería.

De este estudio surge la necesidad de establecer monitoreos periódicos para controlar la calidad del recurso hídrico a fin de establecer medidas preventivas, si fueran necesarias, tendientes a la protección del medio y al uso sustentable del mismo.

### AGRADECIMIENTOS

Al Dpto. de Geología - Hidrología de la Univ. Nac. de Río Cuarto y a la Prof. Susana Ferrero del Dpto. de Matemática de la Fac. de Cs. Exactas, Fco. Qcas. y Naturales de la Univ. Nac. de Río Cuarto. Este trabajo fue financiado por la SECYT de la UNRC.

### REFERENCIAS

- APHA. 1992. Standard methods for the examination of water and waste water. *American Public Health Association*, New York. 1889 pp.
- Baigún, C.R. y R.L. Delfino. 1994. Relación entre factores ambientales y biomasa relativa de pejerrey en lagos y embalses templado-cálidos de la Argentina. *Acta Biol. Venez.* 15 (2): 47-57.
- Balfour, H. e Y. Pruginin. 1991. Cultivo de peces comerciales. *Ed. Limusa*. México. 316 p.
- Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 1986. Vol II. *Ed. Williams & Wilkins*: 956-1599.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce. *Ed. Boubee*. París. Tomo I: 517 pp.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce. *Ed. Boubee*. París. Tomo II: 572 pp.
- Bourrelly, P. 1972. Les algues d'eau douce. *Ed. Boubee*. París. Tomo III: 529 pp.
- Boyd, C.E. 1982. Water quality management for pond fish culture. *Elservier Scientific Publishing Company*, New York, 318 pp.
- Dangavs, N. 1998. Los ambientes lénticos de la pampasia bonaerense, República Argentina. En: *Agua. Problemática Regional. EUDEBA*: 145-149.
- De Bernardi, R. & G. Giussanni. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton?. An overview. *Hydrobiologia* 200-201: 29-41.
- Desikachary, T. 1959. Cyanophyta. *ICAR*. N. Delhi. 686 pp.
- Directiva 76/160/CEE del Consejo. 1975. Aguas de baño 19: 1-7.
- Directiva 78/659/CEE del Consejo. 1978. Peces de agua dulce. 22, 54-63. (Legislación comunitaria relativa al medio ambiente, 1967-1987. Comisión de las Comunidades Europeas, CCE. Dirección General de Medio Ambiente, Protección del Consumidor y Seguridad Nuclear. Bruselas).
- ECLAC. 1992. Water management in metropolitan areas of Latin America. United Nations Centre for Regional Development, Sao Paulo, Brazil. Economic Commission for Latin America and the Caribbean.
- Emiliani, F y S. González de Paira. 1997. Bacterias coliformes en ambientes acuáticos no contaminados del Río Paraná Medio (Santa Fe, Argentina): distribución y correlaciones con variables ambientales. *Rev. FABICIB*: 39-51.
- Fasihuddin, M. y J. Kumari. 1990. Seasonal variations in physico-chemical properties and plankton periodicity in a freshwater fish pond at Bhagalpur, India. *Environ. Ecol.* 8 (3): 929-932.
- Freyre, L.R., M.E. Maroñas y E.D. Sendra. 1994. Demografía del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) de la laguna de Lobos (provincia de Buenos Aires). *Tankay* 1: 231-232.
- Gariboglio, M., E. Ebbecke y M. Merlassino. 1976. Bacterias indicadoras de contaminación fecal en el contenido intestinal de peces de agua dulce. *Limnobiología* (1) 3: 95-100.
- González de Infante, A. 1988. El plancton de las aguas continentales. *Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos*. Washington. 130 p.
- Grosman F. y M. Mancini. 1997. La pesca deportiva como sistema interactivo de tres niveles tróficos. *Actas IV Jornadas Científico-Técnicas*. I. Univ. Nac. Río Cuarto: 391-393.
- Harding, W.R. 1992. Faecal coliform densities and water quality criteria in three coastal recreational lakes in the SW Cape, South Africa. *Water SA* 19: 235-246.
- Kinkelin, de P., Ch. Michel y P. Guittino. 1991. Tratado de las Enfermedades de los Peces. *Ed. Acribia*. Zaragoza, 353 p.
- Kutzing, F. 1983. Bacillarien. *Koeltz. Koenigstein*. 181 pp.
- Leirda, D. y C. Prósperi. 1994. Consideraciones sobre la potabilización del agua para consumo humano en Río Tercero (Córdoba-Argentina). Parte 1. *Municipalidad de Marcos Juárez*. Córdoba, 42 p.
- Leung, C., Y. Huang & O. Pancorbo. 1992. Bacterial





- pathogens and indicators in catfish and pond environments. *J. Food Protec.* 55 (6): 424-427.
- López, H.L., L.C. Protogino y A.E. Aquino. 1992. Ictiofauna de la Argentina (prov. de Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires). *Public. Museo Cs. Nat.* (UNLP). La Plata, 25 p.
- López, H.; O. Padín y J. Iwaszkiv. 1994. Biología pesquera de las Lagunas Encadenadas del Sudoeste de la provincia de Buenos Aires. *IATASA*, Vol 3, Anexo 4 (8): 1-44.
- Mara, D. y S. Cairncross. 1990. Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Medidas de protección de la salud pública. *OMS*, 213 p.
- Menni, R., H. López, J. Casciotta y A. Miquelarena. 1984. Ictiología de las áreas serranas de Córdoba y San Luis. *Biol. Acuática* 5: 63 p.
- Montgomery, D.C. 1991. Diseño y Análisis de Experimentos. *Ed. Iberoamérica*: 175-197.
- Parra, O., M. González y V. Dellarossa. 1983. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. *Univ. de Concepción*. Chile. Tomo I: 70 p.
- Parra, O., M. González y V. Dellarossa. 1983. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. *Univ. de Concepción*. Chile. Tomo II: 97 p.
- Parra, O., M. González y V. Dellarossa. 1983. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. *Univ. de Concepción*. Chile. Tomo III: 99 p.
- Parra, O., M. González y V. Dellarossa. 1983. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. *Univ. de Concepción*. Chile. Tomo IV: 353 p.
- Parra, O., M. González y V. Dellarossa. 1983. Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales. *Univ. de Concepción*. Chile. Tomo V: 151 p.
- Prósperi, C. 1994. A Cyanophyta capable of fixing nitrogen under high levels of oxygen. *J. Phycol.* 30: 222-224.
- Quirós, R. 1991. Empirical relationships between nutrients, phyto and zooplankton and relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 1198-1206.
- Quirós, R. 1992. La pesca continental limitada por otros usos de los recursos de tierras y aguas en Argentina. Informes sobre temas hídricos 1. *FAO*, Santiago de Chile: 29-45.
- Ringuelet, R. 1968. Tipología de las lagunas de la provincia de Buenos Aires. La Limnología regional y los tipos lagunares. *Physis* 28 (76): 65-76.
- Ringuelet, R. 1972. Ecología y biocenología del hábitat lagunar o lago del tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina). *Physis* 31 (82): 55-76.
- Ringuelet, R., A. Salibian, E. Claverie y S. Ilhero. 1967. Limnología química de las lagunas pampásicas (Provincia de Buenos Aires). *Physis* 18 (74): 201-221.
- Schlotfeldt, H. & D. Alderman. 1995. What should I do?. A practical guide for the fresh water fish farmer. *Eu. Assoc. Fish Pathol.* 15 (4): 1-60.
- Slabbert, J., W. Morgan & A. Wood. 1989. Microbiological aspects of fish cultured in waste water - The South African experience. *Wat. Sci. Tech.* 21 (3): 307-310.
- Stein, S. 1973. Handbook of phycological methods. *Cambridge Univ. Press*. Cambridge. 445 pp.
- Stukel, T., R. Greenberg, D. Bradley, F. Reed & N. Jacobs. 1990. A longitudinal study of rainfall and coliform contamination in small community water supplies. *Environ. Sci. Technol.* 24: 571-575.
- US EPA. 1968. Water quality criteria. *Federal Water Pollution Control Administration. Dep. of Interior*, Washington, 7-14.
- US EPA. 1975. Handbook for evaluating water bacteriological laboratories. 670/9-75-006. 195 pp.
- US EPA. 1976. Methods for chemical analysis of water and wastes. Environmental monitoring and support laboratory. *EPA-625-6-74-003a*. Cincinnati, Ohio 298 pp.
- Valtonen, E.T., J.C. Holmes & M. Koskivaara. in press. Eutrophication, pollution, and fragmentation: effects on parasite communities in roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*) in four lakes in central Finland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*
- Whitton, B.E., Rott & G. Friedrich. 1991. Use of algae for monitoring rivers. *Univ. Innsbruck* 156 pp.