

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 $\mu\text{S cm}^{-1}$) higher than chlorophytes and cyanobacteria (4506 and 3508 $\mu\text{S cm}^{-1}$). *Aphanocapsa delicatissima* showed markedly low conductivity optima in the lakes (2002 $\mu\text{S cm}^{-1}$) respect to the obtained in the Salado River (8989 $\mu\text{S cm}^{-1}$). 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).

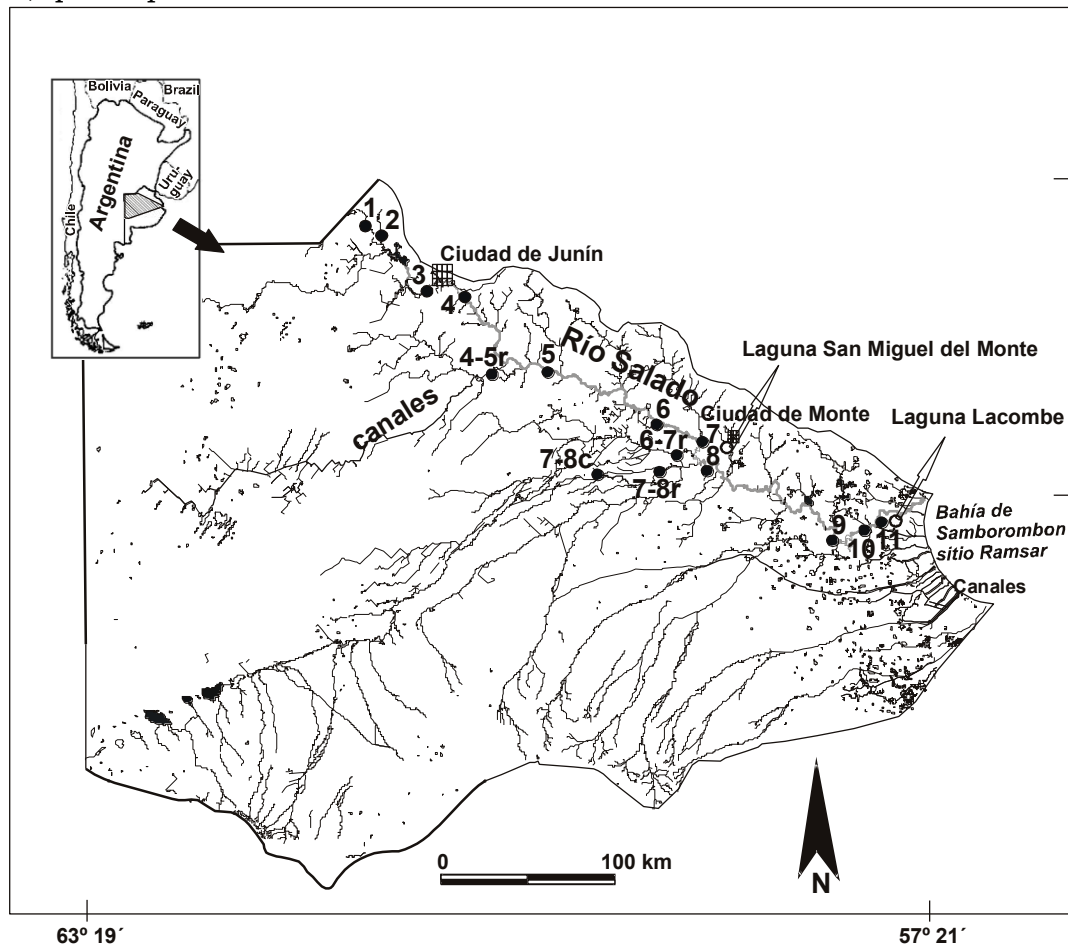


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la cuenca del Río Salado de donde proceden las muestras analizadas.

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 criptomonada) 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).

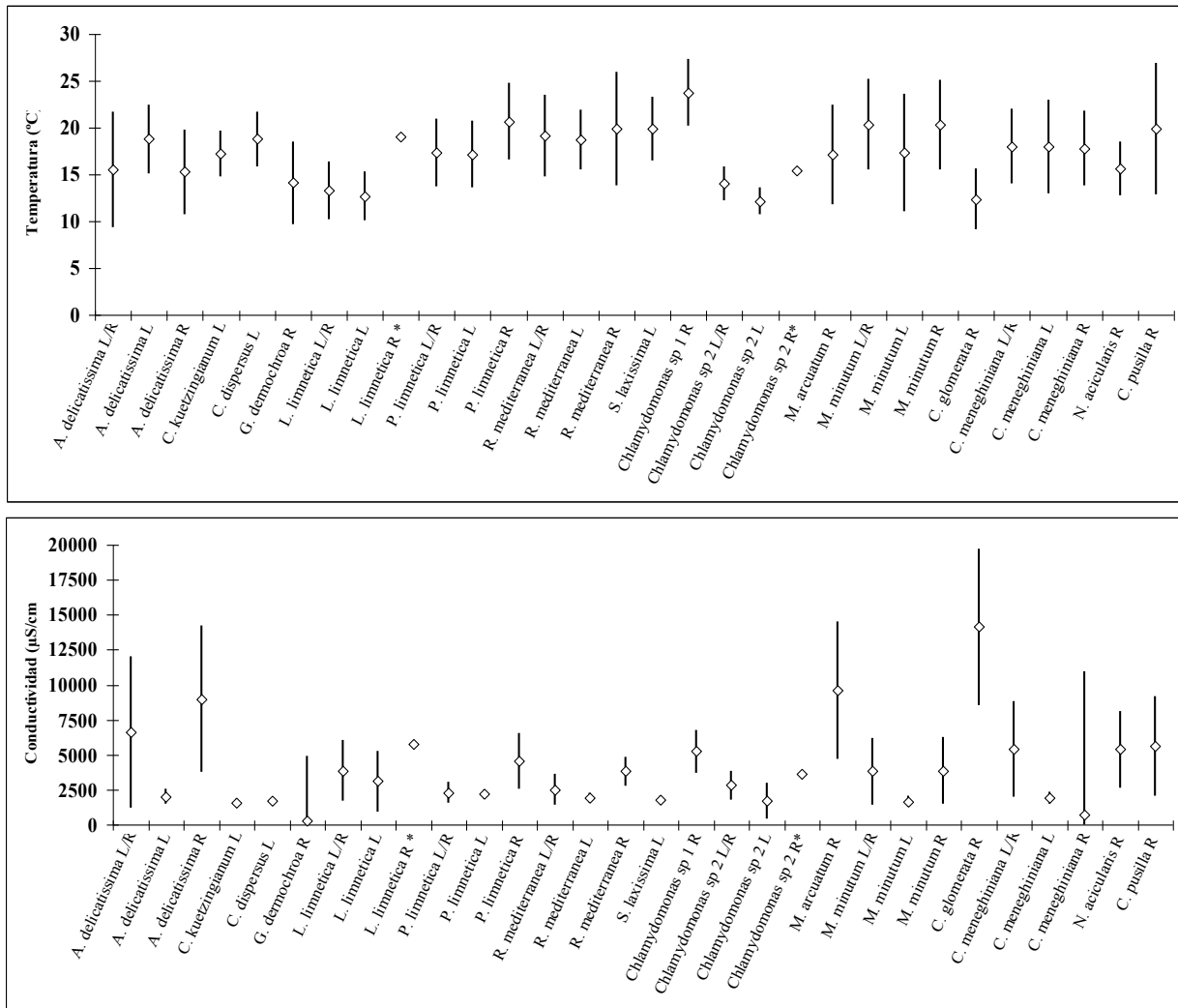


Figura 2. Óptimos y rangos de tolerancia a la conductividad y a la temperatura de las especies de algas analizadas (L, lagunas San Miguel del Monte y Lacombe y R, río Salado, L/R con presencia en las lagunas y el río)(* corresponde a un solo muestreo).

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).

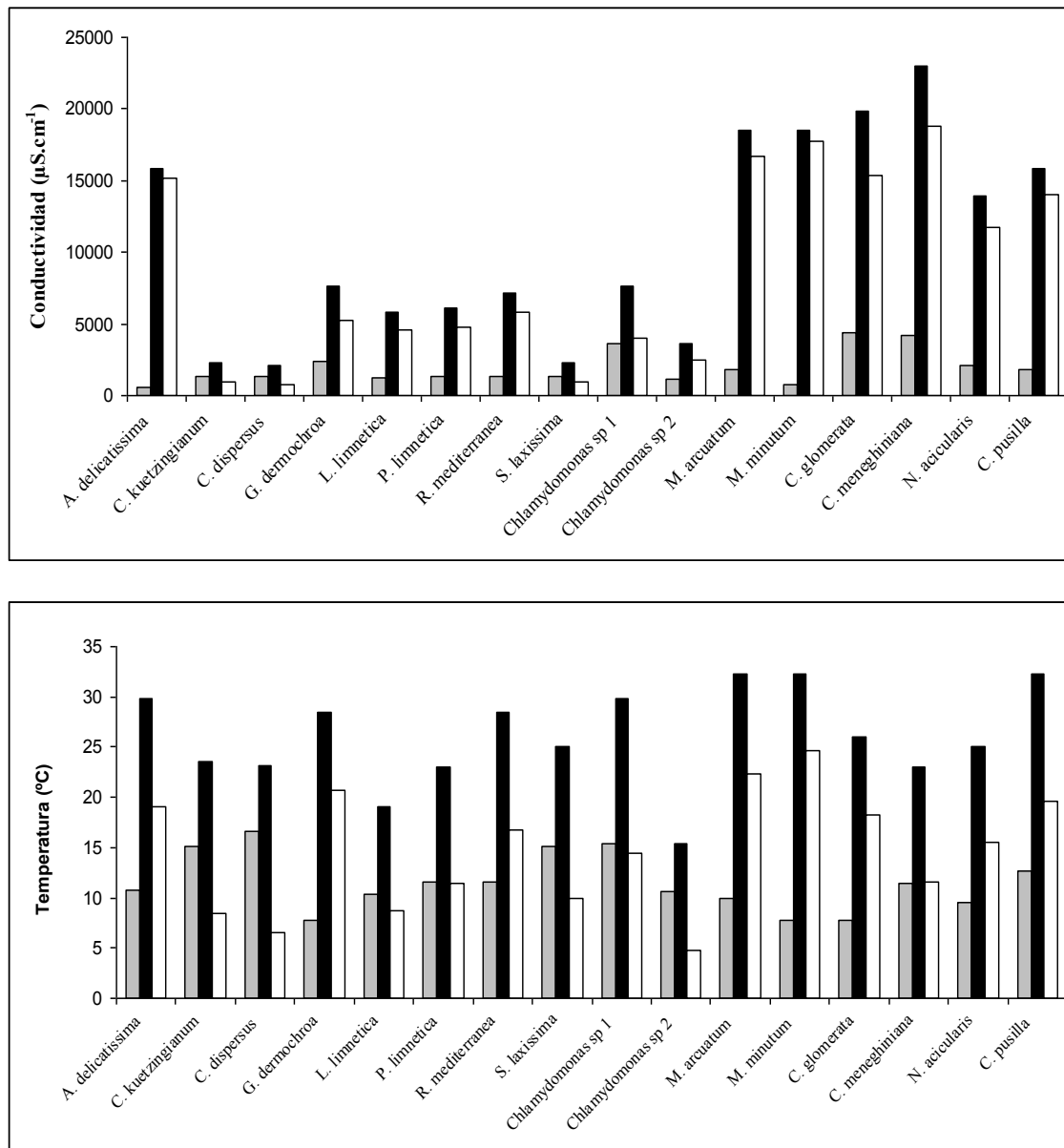


Figura 3. Máximos (barras negras), mínimos (barras grises) y amplitud (barras sin relleno) de conductividad y temperatura de las especies analizadas.

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.

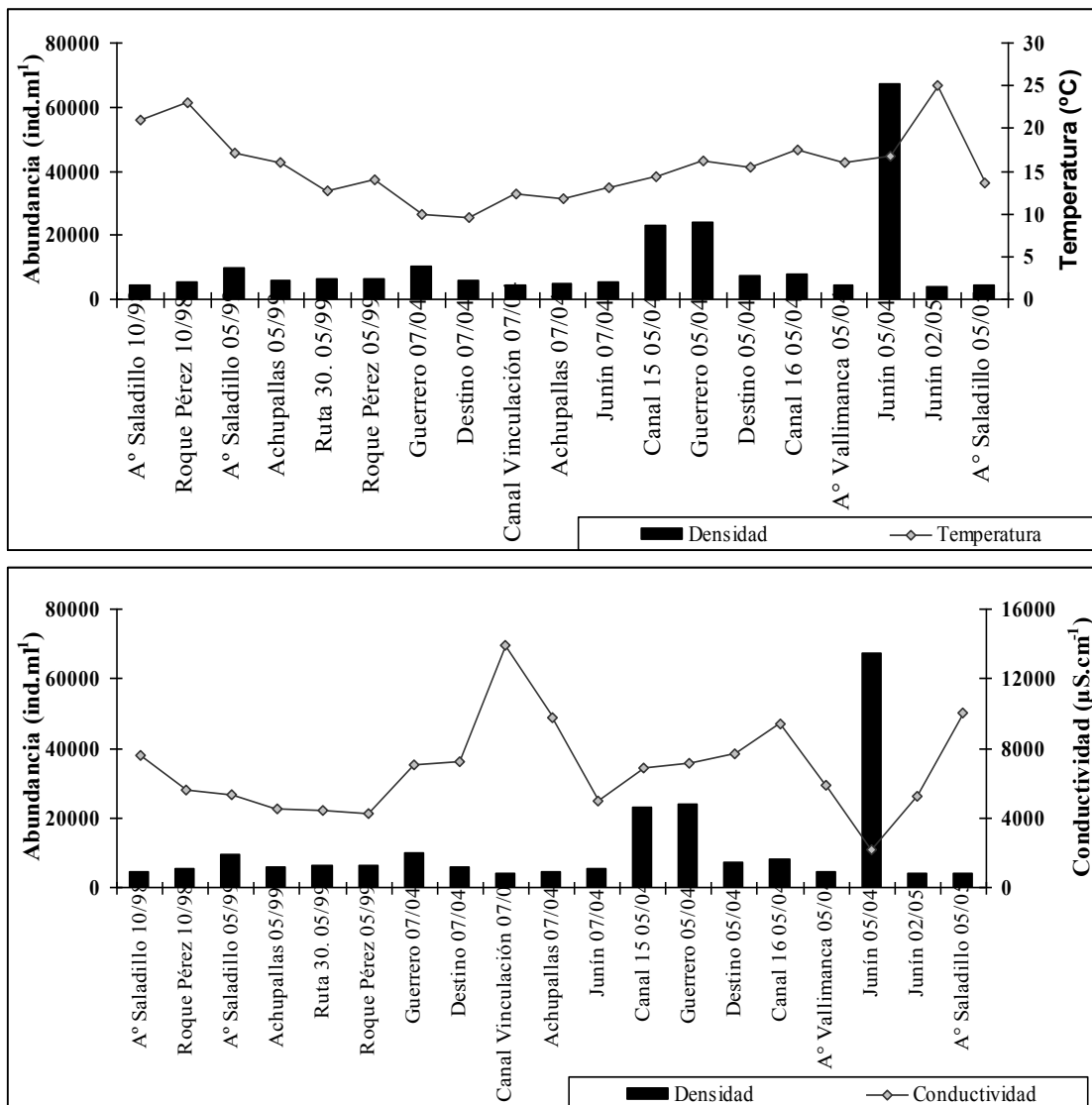


Figura 4. Abundancia de *Nitzschia acicularis* en relación con la temperatura y la conductividad en el cauce y tributarios del río Salado.

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.