FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

Universidad Nacional de La Pampa

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

TESINA PRESENTADA PARA OBTENER
EL GRADO ACADÉMICO DE
LICENCIADA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

“ESTADO TRÓFICO Y VARIACIÓN ESTACIONAL DEL ZOOPLANCTON DE UNA LAGUNA TURBIA DE SALINIDAD MEDIA DE LA PROVINCIA DE LA PAMPA: EL BAJO DE GIULIANI”.

Gabriela Cecilia CABRERA

SANTA ROSA (LA PAMPA) ARGENTINA

2010

Prefacio

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Licenciada en Ciencias Biológicas, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica.

Se llevó a cabo en .la Cátedra de Biología I, dependiente del Departamento de Ciencias Naturales, durante el período comprendido entre el 14 de agosto de 2008 y el 12 de mayo de 2010, bajo la dirección del Lic. Santiago Andrés Echaniz y bajo la co-dirección de la Lic. Alicia María Vignatti.

Agradecimientos

Al Lic. Santiago Echaniz y a la Lic. Alicia Vignatti por su colaboración y predisposición.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales por el aporte de los equipos, instalaciones y fondos necesarios para realizar este trabajo.

A los miembros de la Comisión de Tesina, por la revisión del manuscrito y las sugerencias efectuadas.

A mi familia por su apoyo incondicional.

Día Mes Año

Gabriela Cecilia Cabrera

Departamento de Ciencias Naturales

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad Nacional de La Pampa

Resumen

En la provincia de La Pampa, los lagos someros son abundantes y están ampliamente distribuidos. Si bien existen contribuciones anteriores sobre la ecología del zooplancton de estos ambientes, sólo recientemente se han realizado estudios que contemplan relaciones entre las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), clorofila y su influencia en la biomasa zooplanctónica.

Esta contribución tiene por objetivo determinar el estado trófico, los principales parámetros limnológicos y su influencia sobre la densidad y biomasa zooplanctónica del bajo de Giuliani, un lago somero hiposalino, cercano a Santa Rosa, con alta influencia antrópica. Fue un ambiente temporario, pero actualmente es permanente, ya que recibe los desagües pluviales y líquidos cloacales tratados de la ciudad y ha cobrado valor turístico y recreativo dada la presencia de pejerreyes (*Odontesthes bonariensis*).

La salinidad media fue 9,82 $g.l^{-1}$ (± 0,36). Es una laguna hipereutrófica, ya que la concentración media de fósforo total fue superior a 10 $mg.l^{-1}$, la de clorofila *a* superó los 110 $mg.m^{-3}$ y la transparencia media del agua fue 0,18 m (± 0,03).

La riqueza zooplanctónica fue de 15 *taxa*, 6 microcrustáceos y 9 rotíferos. Los cladóceros se registraron raras veces con abundancias muy bajas. Si bien, la riqueza específica fue menor que en otros lagos someros turbios orgánicos de La Pampa, fue similar a lo observado en otros lagos someros de alta salinidad.

Los microcrustáceos tuvieron un pico de abundancia y biomasa durante la primavera, aportada sobre todo por *B. poopoensis*, en cambio los rotíferos alcanzaron sus máxima abundancia y biomasa en verano dadas por *Brachionus ibericus* y *B. dimidiatus*.

Abstract

In La Pampa province shallow lakes are abundant and they are broadly distributed. There are few studies on zooplankton ecology in these environments, but only recently there are studies that relate nutrients (phosphorus and nitrogen) and chlorophyll concentrations and their influence on zooplankton biomass.

This contribution has the objective to determine trophic state, main limnological parameters and their influence on zooplankton density and biomass of bajo de Giuliani, a highly-impacted, shallow hiposaline lake, near Santa Rosa. It was a temporary lake, but currently it is permanent because it receives pluvial drainages and sewage liquids from

Santa Rosa. It has also acquired tourist and recreational value because of the silverside presence (*Odontesthes bonariensis*).

The mean salinity was 9,82 $g.l^{-1}$ (± 0,36). It was classified as a hipereutrofic environment because mean total phosphorus concentration was higher than 10 $mg.l^{-1}$, chlorophyll values were higher than 110 $mg.m^{-3}$ and the mean water transparency was 0,18 m (± 0,03).

Zooplankton richness was composed by 15 taxa, 6 microcrustaceans and 9 rotifers. Cladocerans were rarely registered with very low abundances. Even though specific diversity was lower than in other organic turbid shallow lakes of La Pampa, it was similar to that observed in other shallow lakes of high salinity.

Microcrustaceans abundance and biomass peaked during the spring, mainly caused by *Boeckella poopoensis*. Rotifer abundance and biomass on the other hand peaked in summer mainly influenced by *Brachionus ibericus* and *B. dimidiatus*.

Índice general

Prefacio 1

Agradecimientos 1

Resumen 2

Abstract 2

Índice general 4

Índice de figuras 5

Índice de tablas 5

Introducción 6

- Los nutrientes y el estado trófico de los ecosistemas acuáticos 6
- Los lagos someros 6
- Los lagos someros de La Pampa y su zooplancton 8

Objetivo general 9

Objetivos específicos 9

Hipótesis 10

Materiales y métodos 10

- Área de estudio 10
- Trabajo de campo 12
- Trabajo de laboratorio 13
- Análisis cuantitativo 14

Resultados 15

- Parámetros ambientales 15
- Zooplancton 18

Discusión 22

Conclusiones 27

Bibliografía 28

Índice de figuras

1: Ubicación geográfica y croquis de la laguna bajo de Giuliani 11
2: Trampa de Schindler-Patalas y red de plancton empleadas 12
3: Equipo de filtrado empleado 13
4: Cámara de recuento de Bogorov y submuestreador de Russell 14
5: Diagrama de Maucha de la composición iónica del bajo de Giuliani 15
6: Variación mensual de la salinidad y el pH 15
7: Variación de la transparencia y la concentración de clorofila *a* 16
8: Relación entre la transparencia y la concentración de clorofila *a* y SSO 16
9: Variación de la temperatura y concentración de oxígeno disuelto 17
10: Variación de la concentración de nutrientes y la relación TN:TP 17
11: Variación mensual de la cantidad de sólidos suspendidos 18
12: Test de Olmstead y Tukey para microcrustáceos 19
13: Variación mensual de la abundancia de copépodos 20
14: Test de Olmstead y Tukey para rotíferos 20
15: Variación mensual de la abundancia de rotíferos 21
16: Variación mensual de la biomasa zooplanctónica 21
17: Contribución porcentual por grupo taxonómico a la biomasa total 22

Índice de tablas

1: Especies registradas en el zooplancton y frecuencia relativa 18
2: Índices de diversidad beta de Whittaker en sentido temporal 19

Introducción

Los nutrientes y el estado trófico de los ecosistemas acuáticos

El fósforo y el nitrógeno son elementos químicos que constituyen nutrientes esenciales para los seres vivos, ya que forman parte de sustancias de elevada importancia biológica como ácidos nucleicos y proteínas. En los ecosistemas acuáticos son tomados por los productores primarios, desde el agua en el caso del fitoplancton o macrófitas flotantes y desde los sedimentos en el de algas bentónicas o macrófitas arraigadas, desde donde pasan al resto de la trama trófica.

La cantidad de nutrientes presentes en el agua es la principal responsable del *estado trófico* de un ambiente. Cantidades pequeñas determinan ambientes oligotróficos, caracterizados por ser poco productivos lo que se traduce en una alta transparencia del agua y a la inversa, cantidades grandes están presentes en ambientes eutróficos, en los que la alta productividad biológica, sobre todo del fitoplancton, resultará en reducida transparencia del agua (Wetzel, 2001; Kalff, 2002).

Los cuerpos de agua están fuertemente influenciados por los aportes de nutrientes desde la cuenca, ya que la abundancia de estos elementos está en directa relación con el tipo de suelo que exista en los alrededores y suele ser mayor en lagos situados en cuencas sedimentarias que en los ubicados en regiones con predominio de rocas de origen volcánico, pero también es más elevada en ambientes situados en regiones influidas por actividades humanas que producen descargas de sustancias ricas en ellos, ya sea en forma puntual, como las industriales y domésticas o difusas como las agropecuarias (Carpenter *et al.*, 1998; Arbuckle & Downing, 2001; Krogerus & Ekholm, 2003; Bremigan *et al.*, 2008).

Los lagos someros

Desde sus orígenes, la limnología clásica prestó mucha más atención a los lagos profundos, ubicados en valles glaciares, predominantemente oligotróficos y por lo tanto de aguas de gran transparencia. Actualmente es mucho lo que se sabe sobre la ecología en general de este tipo de ambientes y la de su zooplancton en particular (Margalef, 1983), pero no ha ocurrido lo mismo con los lagos someros, cuyo estudio sólo fue encarado a principios de la década de 1990, generalmente debido a la eutrofización producida por el vertido de nutrientes en sus aguas (Scheffer, 1998). En muchos casos, ante la carencia de

estudios propios de éstos ambientes, se han realizado generalizaciones de características y procesos a partir de estudios de lagos profundos los cuales no son aplicables a lagos someros, ya que éstos últimos presentan peculiaridades únicas y un funcionamiento significativamente diferente (Bécares *et al.*, 2004).

Los lagos someros (lagunas) son cuerpos de agua generalmente ubicados en paisajes de llanura, 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 elevada concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua, lo que ocasiona que sean ambientes eutróficos o hipereutróficos, con grandes biomasas en todos los niveles tróficos y tasas de producción primaria y secundaria también muy altas (Scheffer, 1998).

Los primeros estudios sobre la ecología de los lagos someros, fueron desarrollados sobre todo en los países del norte de Europa y Estados Unidos por algunos autores como Jeppesen (1998), Scheffer (1998), Jeppesen *et al*. (1991 y 2000), que con sus aportes han contribuido a conocer la importancia para los ecosistemas acuáticos, tanto de la entrada como de la carga interna de nutrientes y sobre todo en su influencia sobre la transparencia del agua y las productividades primaria y secundaria, al punto que los llevó a plantear el modelo *de los estados alternativos de los lagos someros*. El mismo considera parámetros tales como la concentración de clorofila *a*, la transparencia del agua, presencia de macrófitas y de peces planctívoros para separar a estos ecosistemas en claros y turbios (Scheffer *et al*., 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al*., 2007a y b), (Scheffer *et al.*, 1993).

En Argentina, si bien existen numerosos estudios sobre algunos aspectos ecológicos de los lagos someros, la mayoría se refieren a algún grupo taxonómico, funcional o nivel trófico en particular, como los trabajos de Ringuelet *et al.* (1967) y Ringuelet (1972), en los que describió algunos aspectos ecológicos de las lagunas de la pampasia bonaerense, haciendo referencia a las especies zooplanctónicas y su relación con el contenido iónico del agua.

Otros aportes fueron los relevamientos que Olivier (1955 y 1961) realizó en las lagunas Salada Grande y Vitel, también de la provincia de Buenos Aires, o los de José de Paggi (1976), José de Paggi y Paggi (1998), Paggi (1980), Claps *et al.* (2004), Ardohain *et al.* (2005), Torremorel (2007) y las contribuciones de Quirós (2000), Quirós *et al.* (2002 a y b) y Boveri y Quirós (2002 y 2007), quienes han realizado trabajos en los que describieron la estructura y funcionamiento de cuerpos de agua someros situados en la provincia de Buenos Aires, sobre todo en la cuenca del río Salado, donde existen lagunas

fuertemente influidas por la entrada de nutrientes aportados por el intensivo uso de la tierra realizado en sus cuencas.

Si bien el último autor (Quirós, 2000) realizó un relevamiento en el que mencionó la relación entre disponibilidad de nutrientes, clorofila y biomasa de zooplancton para algunos cuerpos de agua del país, tomó en cuenta los más conspicuos y de mayor interés pesquero. Recolectó información de algunos ambientes importantes por su extensión, pero en muestreos puntuales realizados en una única ocasión, en el pico de la estación de crecimiento. Para la provincia de La Pampa, sólo registró información de 2 cuerpos de agua, las lagunas Urre Lauquen y La Dulce, ambas en el departamento Curacó.

Los lagos someros de La Pampa y su zooplancton

Para amplias regiones del mundo, diversos aspectos de la sistemática, ecología y biogeografía del zooplancton son conocidos, información que puede encontrarse en las contribuciones de carácter taxonómico, morfológico, ecológico y biogeográfico que numerosos autores realizaron, pudiendo mencionarse a Smirnov (1974 y 1976), Smirnov & Timms (1983), Pennak (1989), Goulden (1968), Amoròs (1984), Armengol (1978), Dodson & Frey (1991), Frey (1982 y 1987), Fernando y Paggi (1998), Hebert (1998), Reid (1994), Koste (1978), Ruttner-Kolisko (1974), entre otros.

Una situación similar se verifica en Argentina, ya que para algunas regiones de nuestro país, sobre todo los lagos de la Patagonia andina, las lagunas de la provincia de Buenos Aires y de la llanura de inundación del sistema Paraná – del Plata, las contribuciones sobre el zooplancton son numerosas, pudiendo mencionarse los trabajos de Olivier (1962), José de Paggi y Paggi (1998) y las contribuciones y revisiones de Paggi (1979, 1980, 1995, 1996 y 1998), José de Paggi (1976); Battistoni (1995 y 1998), Reissig *et al*. (2004), Modenutti *et al*. (2003) y González Sagrario & Balseiro (2003), entre otras.

En la provincia de La Pampa, la ecología de los lagos someros y de su zooplancton ha comenzado a estudiarse recientemente. Se han realizado diversos aportes que describen algunos aspectos ecológicos y taxonómicos de este tipo de lagos, (Echaniz y Vignatti 1996, 2001 y 2002; Echaniz *et al.*, 2005 y 2006; Pilati 1997 y 1999; Vignatti y Echaniz, 1999, Vignatti *et al.*, 2007), en los que se relacionan las principales variables físico químicas, tales como temperatura, pH, salinidad, contenido iónico con la estructura de la comunidad zooplanctónica. En otros casos (Echaniz *et al.*, 2008 y Echaniz *et al.*, en prensa, Pilati *et al.*, en prensa) se ha avanzado en la determinación de la relación entre la concentración de

nutrientes (fósforo y nitrógeno) y de clorofila *a*, que establecen el estado trófico de un cuerpo de agua, con la composición y biomasa del zooplancton.

Se considera de importancia avanzar en el estudio de la ecología de este tipo de ambientes en la provincia de La Pampa, ya que de estudios y de relevamientos que se están desarrollando (Vignatti y Echaniz, com. pers.) se desprende que los niveles de concentración de fósforo y nitrógeno son inusualmente elevados, con respecto a los ambientes de similares características y nivel trófico de otras provincias (Quirós *et al.*, 2002a y b).

Además se han detectado algunas diferencias con lagos someros estudiados en otras latitudes y con el mencionado modelo de funcionamiento de los estados alternativos, aún objeto de polémica. Debe tenerse en cuenta que resultados de otras latitudes no son absolutamente extrapolables a los ambientes de la provincia de La Pampa, ya que la fauna de cladóceros y copépodos particularmente, presenta elementos diferentes, con varias especies endémicas que siguen sus propios patrones biogeográficos (Paggi, 1998; Battistoni, 1998; Menu-Marque & Locascio de Mitrovich, 1998; Menu-Marque *et al.*, 2000; Adamowicz *et al.*, 2004; Boxshall & Defaye, 2008; Forró *et al.*, 2008).

Objetivo general

Determinar el estado trófico y la influencia que tienen los principales factores de importancia limnológica, en especial la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno), sobre la concentración de clorofila *a*, densidad y biomasa zooplanctónica y transparencia del agua de un lago somero de salinidad media, cercano a la ciudad de Santa Rosa, altamente influido por ésta y por las actividades agropecuarias: el bajo de Giuliani.

Objetivos específicos

1.- Determinar los principales parámetros limnológicos, tales como temperatura del agua, pH, transparencia, conductividad, salinidad -como sólidos disueltos totales-, sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos, composición iónica, concentración de O_2 disuelto, cantidad de nutrientes y clorofila *a*.

2.- Establecer la composición taxonómica del zooplancton y su variación.

3.- Determinar la densidad de individuos y la biomasa por especie y su variación a lo largo de un ciclo anual.

4.- Establecer relaciones entre la densidad y biomasa de los organismos y los principales parámetros ambientales a lo largo del período de estudio.

5.- Establecer similitudes en la riqueza y abundancia zooplanctónica de la laguna estudiada con otros cuerpos de agua semejantes.

Hipótesis

1.- Debido a que su nivel de nutrientes en el agua es elevado, la laguna del bajo de Giuliani pertenece al grupo que el modelo de los *estados alternativos de los lagos someros* caracteriza como turbia, estando la turbidez del agua dada especialmente por la presencia de sólidos suspendidos (seston) de origen orgánico.

2.- El estado turbio se ve favorecido por la presencia de especies de peces planctívoros, que depredan sobre las especies planctónicas de mayor tamaño y eficiencia de filtración.

3.- La comunidad zooplanctónica se caracteriza por la ausencia de especies de cladóceros que por su tamaño y eficiencia de filtrado controlan el desarrollo de seston orgánico, aclarando el agua.

4.- Debido a que la comunidad zooplanctónica está conformada principalmente por especies de talla pequeña, su biomasa total es menor que la registrada en lagos que tienen similar concentración de nutrientes, pero que carecen de peces planctívoros.

Materiales y métodos

Área de estudio

La laguna del bajo de Giuliani (64º 15´ O, 36º 41´ S) (Fig. 1) es un extenso lago somero que durante este estudio presentó una profundidad máxima de 2,8 m. Está 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 desarrolla una urbanización residencial en expansión.

En el pasado fue un ambiente temporario de elevada salinidad, pero al presente es permanente, ya que además de las precipitaciones y escorrentía de la cuenca, recibe continuos aportes de agua dados por los desagües pluviales y líquidos cloacales tratados de la ciudad. Es un ambiente arreico cuyas pérdidas se dan por evaporación o infiltración.

El fitoplancton está dominado por cianofitas (Álvarez *et al*., 2004) y carece de macrófitas. En esta laguna se desarrolla una fauna íctica con dominancia de *Odontesthes bonariensis*, lo que actualmente le confiere un importante valor turístico.

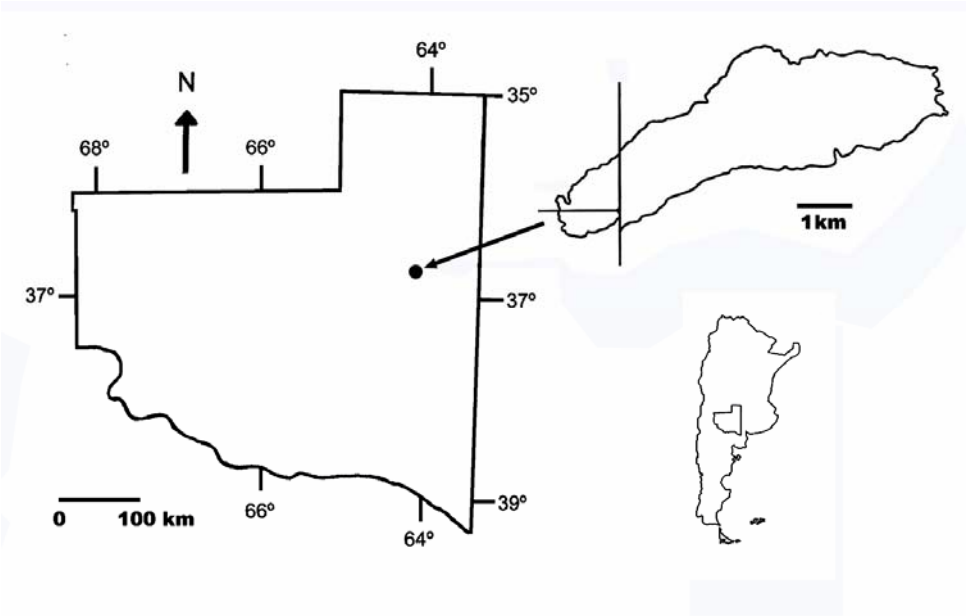

Figura 1: Ubicación geográfica y croquis de la laguna bajo de Giuliani.

Trabajo de campo

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). Además se tomaron muestras de agua para la estimación del pH (pehachímetro Cornning PS 15), de la conductividad (conductímetro Oakton TDSTestr 20) y para los análisis químicos de laboratorio.

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 (Fig. 2). Las muestras se anestesiaron con CO_2 previo a la fijación, para evitar deformaciones de los ejemplares, ya que ciertas medidas son necesarias para el cálculo de la biomasa.

La totalidad de las muestras de zooplancton fueron depositadas en la planctoteca de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa.

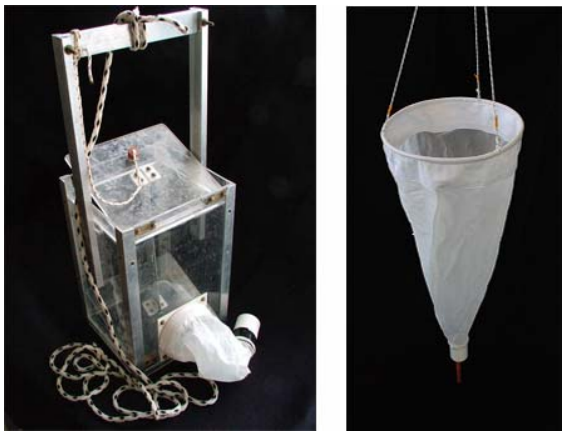

Figura 2: Trampa de tipo Schindler-Patalas de 10 litros (izq.) y red de plancton (der.), empleadas para la toma de muestras de zooplancton.
(Fotografías: Santiago A. Echaniz)

Trabajo de laboratorio

La concentración de sólidos disueltos totales (salinidad) se determinó mediante el método de residuo sólido, por secado de un volumen de agua conocido a 104 °C hasta peso constante.

El contenido de clorofila *a* se estimó siguiendo los métodos estandarizados de filtrado de un volumen conocido de agua a través de filtros de fibra de vidrio Microclar FFG047WPH de 47 mm de diámetro, extracción mediante la molienda de los filtros con acetona acuosa y posterior determinación de la concentración mediante espectrofotometría con un espectrofotómetro Metrolab 1700 (APHA, 1999; Arar, 1997). Para el filtrado se empleó un equipo de filtrado de policarbonato Sartorius (Fig 3).

La concentración de nitrógeno total se determinó con el método de Kjeldahl y la de fósforo total mediante la digestión de la muestra con persulfato de potasio en medio ácido, que convirtió la totalidad del P presente en ortofosfato, el que fue determinado mediante un espectrofotómetro UV-visible. (APHA, 1999).

Además se determinó el contenido de sólidos suspendidos totales (seston), orgánicos e inorgánicos, mediante el filtrado de un volumen de agua (Fig. 3), a través de filtros Microclar FFG047WPH, secados a 103 - 105 ºC hasta peso constante y posteriormente calcinados a 550 ºC (EPA 1993; APHA, 1999).

Figura 3: Equipo de filtrado empleado.
(Fotografía: Santiago A. Echaniz)

Los conteos de macrozooplancton (Kalff, 2002) se realizaron bajo microscopio estereoscópico a 20 – 40 X, en cámaras de Bogorov y las alícuotas se tomaron con un submuesdtreador de Russell de 5 ml (Fig. 4).

El microzooplancton (Kalff, 2002) se contó en microscopio óptico convencional a 40 – 100 X, en cámaras de Sedgwick-Rafter y las alícuotas se tomaron mediante una micropipeta de 1 ml. Los conteos fueron facilitados por la tinción de los ejemplares con rosa de Bengala.

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, 1974; Dumont *et al*., 1975; Rosen, 1981; McCauley, 1984; Culver *et al*., 1985).

La determinación taxonómica de los copépodos se efectuó empleando las claves y contribuciones de Ringuelet (1958), Bayly (1992a y b), Reid (1985), Pilati (1997 y 1999) y Gómez *et al*. (2003) y la los cladóceros según Olivier (1962), Goulden (1968), Paggi (1995, 1996 y 1998). Las determinaciones taxonómicas de los rotíferos se realizaron utilizando claves de diferentes autores tales como Olivier (1965), Ruttner-Kolisko (1974), Koste (1978), Segers (1995), Ciros-Pérez *et al*. (2001) y Echaniz *et al*. (2005) y otros según las familias y géneros presentes en las lagunas.

Figura 4: Cámaras de recuento de Bogorov y submuestreador de Russell.
(Fotografía: Santiago A. Echaniz)

Análisis cuantitativo

Se efectuaron correlaciones simples entre parámetros ambientales y variables bióticas.

Para analizar la relación entre la abundancia de los diferentes *taxa* y su frecuencia de aparición, se aplicó el test de Olmstead y Tukey (Sokal & Rohlf, 1995), técnica que grafica la densidad media de cada *taxa* contra su frecuencia (expresada como porcentaje), en un esquema en el que quedan delimitados cuatro cuadrantes: el I agrupa las especies más frecuentes y abundantes, el II a las abundantes pero no tan frecuentes, en el III se ubican los *taxa* que no son ni abundantes ni frecuentes y en el sector IV se agrupan especies frecuentes, pero que no alcanzan abundancias elevadas.

Se calculó el índice de diversidad beta de Whittaker en el sentido temporal (Magurran, 2004), para analizar el recambio de especies entre los diferentes meses.

Se calculó la relación entre la profundidad promedio de la laguna y la de la zona fótica (Z_p/Z_f), a efectos de establecer el carácter de la laguna (clara ≤ 1 o turbia > 1)

(Quirós *et al*., 2002a y b). La profundidad de la zona fótica se determinó multiplicando la profundidad de lectura del disco de Secchi por 3,3 (Kalff, 2002).

Resultados

Parámetros ambientales

El análisis del contenido iónico realizado mostró que el bajo de Giuliani es una laguna clorurada sódica (Fig. 5).

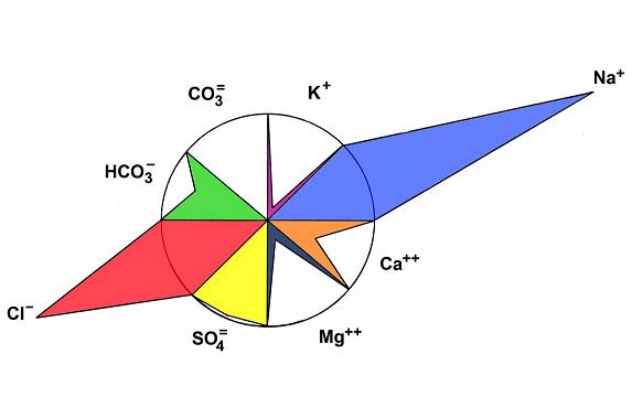

Fig. 5: Diagrama de Maucha de la composición iónica del bajo de Giuliani.

La salinidad y el pH del agua (Fig. 6) fueron relativamente constantes durante el período de estudio. El valor medio de la salinidad fue de 9,82 $g.l^{-1}$ (± 0,36) y del pH de 9,01 (± 0,21).

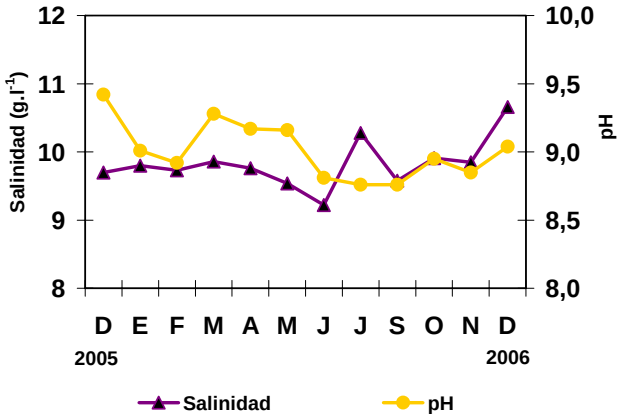

Figura 6: Variación mensual de la salinidad ($g.l^{-1}$) y el pH del agua durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

La transparencia del agua fue escasa y mostró poca estacionalidad, con una media anual de 0,18 m (± 0,03) (Fig. 7). Los coeficientes de correlación calculados entre la

transparencia del agua y la concentración de clorofila *a* ($r = -0,52$; $p < 0,05$; $n = 12$) (Fig. 7 y 8) y los sólidos suspendidos orgánicos ($r = -0,63$; $p < 0,05$; $n = 12$) fueron relativamente elevados (Fig. 8).

La concentración de clorofila *a* fue elevada (Fig. 7), 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 ($r = 0,49$; $p < 0,05$) y nitrógeno total ($r = 0,29$; $p < 0,05$) no fueron significativos.

El cálculo de la relación entre la profundidad promedio de la laguna y la de la zona fótica (Z_p/Z_f) arrojó un valor de 5,3.

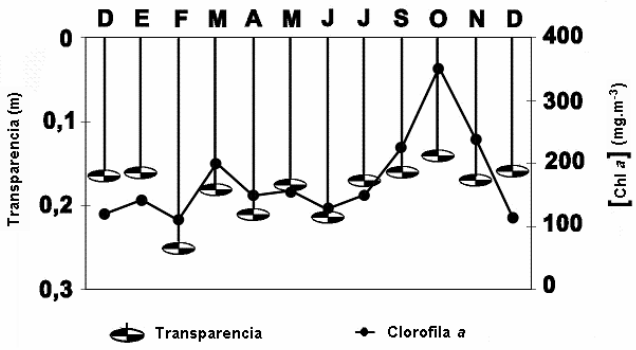

Figura 7: Variación de la transparencia del agua (m) y la concentración de clorofila *a* ($mg.m^{-3}$) durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

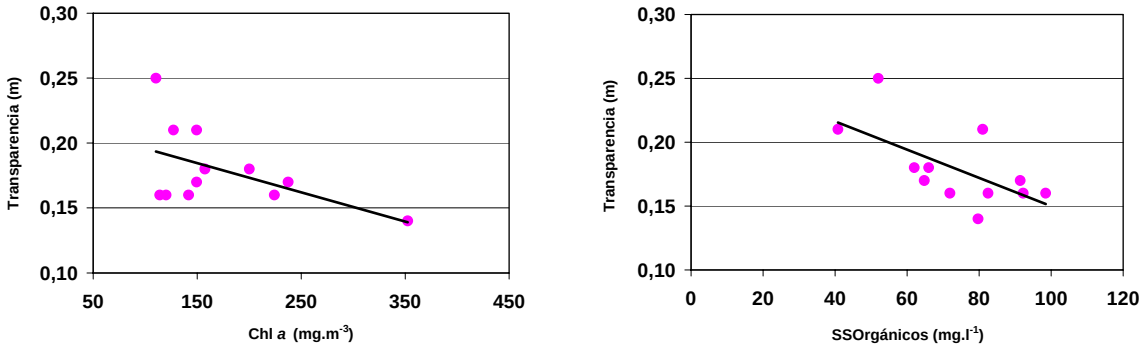

Fig. 8: Relación entre la transparencia del agua y la concentración de clorofila *a* (izq.) y sólidos suspendidos orgánicos (der.) durante el período analizado.

La temperatura del agua siguió un patrón estacional y la concentración de oxígeno disuelto, medida sub-superficialmente (Fig. 9), osciló entre 7,3 $mg.l^{-1}$ en septiembre y 13,6 $mg.l^{-1}$ en noviembre con una media anual de 10,7 $mg.l^{-1}$.

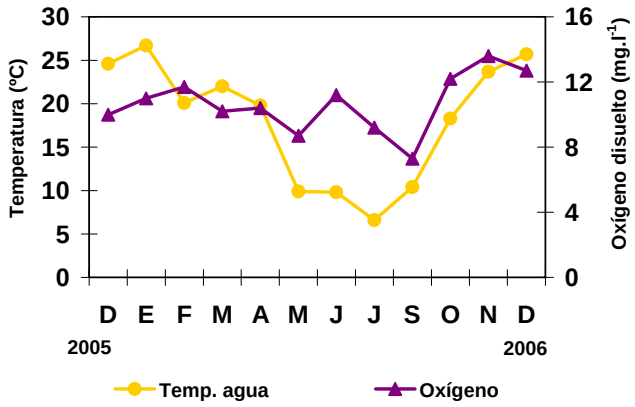

Figura 9: Variación de la temperatura del agua y concentración de oxígeno disuelto durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

Las concentraciones de nutrientes fueron muy elevadas (Fig. 10). 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 en masa mostró valores entre 1 (noviembre) y 3,5 (diciembre de 2005) (Fig. 10).

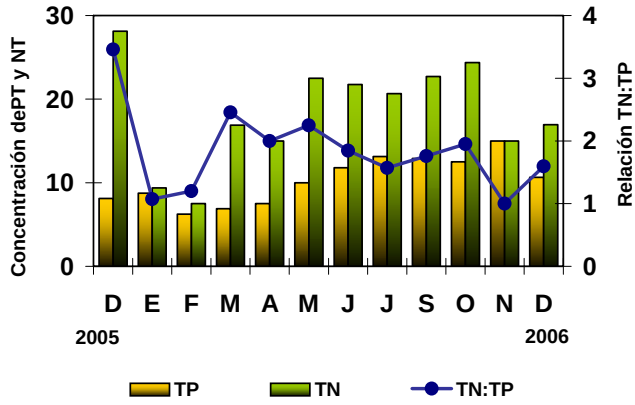

Figura 10: Variación de la concentración de nutrientes (mg.l^{-1}) y la relación TN:TP, durante el período estudiado en la laguna bajo de Giuliani.

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. 11).

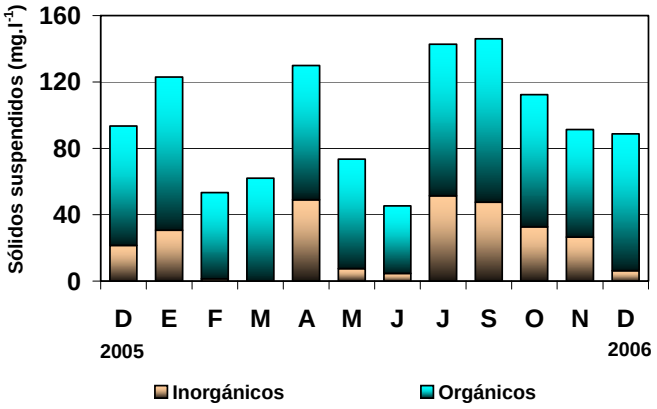

Figura 11: Variación mensual de la cantidad de sólidos suspendidos (mg.l^{-1}), durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

Zooplancton

La riqueza registrada a lo largo del período de estudio fue de 15 *taxa*: tres cladóceros, tres copépodos y nueve rotíferos (Tabla 1). Se verificó un bajo recambio de especies a lo largo del estudio, mostrado por los reducidos valores de los índices de Whittaker (Tabla 2).

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	
Daphnia spinulata Birabén, 1917	**8,3**
Bosmina huaronensis Delachaux, 1918	**8,3**
Moina micrura Kurz, 1874	**16,7**
Copépodos	
Boeckella poopoensis Marsh, 1906	**100**
Metacyclops mendocinus (Wierzejski, 1892)	**100**
Cletocamptus deitersi (Richard, 1897)	**100**
Rotíferos	
Brachionus ibericus Ciros-Pérez, Gómez y Serra, 2001	**83,3**
B. dimidiatus Bryce, 1931	**58,3**
B. angularis Gosse, 1851	**50**
B. pterodinoides (Rousselet, 1913)	**41,7**
B. havannaensis Rousselet, 1913	**8,3**
Keratella tropica (Apstein, 1907)	**33,3**
Anuraeopsis fissa (Gosse, 1851)	**8,3**
Lepadella sp.	**8,3**
Bdelloideo sp.	**25**

Tabla 2: Indices de diversidad beta de Whittaker en sentido temporal para el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

	Indice de Whittaker
Diciembre-Enero	**0,143**
Enero-Febrero	**0,077**
Febrero-Marzo	**0,2**
Marzo-Abril	**0,176**
Abril-Mayo	**0,2**
Mayo-Junio	**0,333**
Junio-Julio	**0,2**
Julio-Septiembre	**0,111**
Septiembre-Octubre	**0,333**
Octubre-Noviembre	**0,2**
Noviembre-Diciembre	**0,231**

Entre los microcrustáceos, los cladóceros fueron poco frecuentes y poco abundantes, en cambio los copépodos fueron más frecuentes, dado que las tres especies se registraron en la totalidad de los muestreos y alcanzaron densidades muy superiores (Fig. 12).

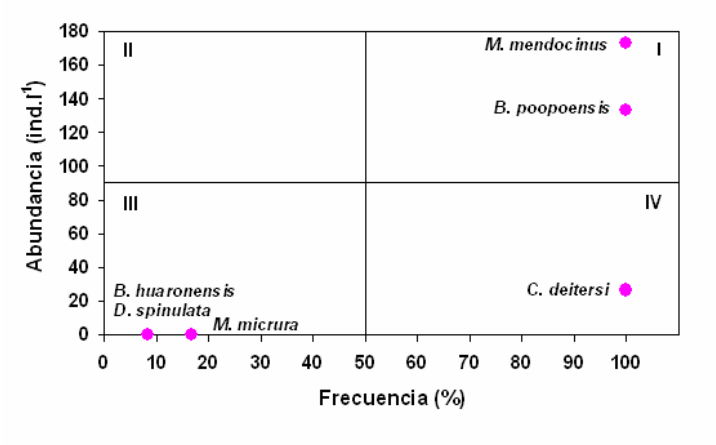

Fig. 12: Test de Olmstead y Tukey para microcrustáceos del período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

Entre los cladóceros, *Daphnia spinulata* y *Bosmina huaronensis* se encontraron en una sola ocasión, en octubre y marzo, respectivamente y *Moina micrura* en dos ocasiones, en enero y noviembre (Tabla 1). En todos los casos, las abundancias fueron 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*.

Los copépodos fueron los microcrustáceos más abundantes, especialmente el ciclopoideo *Metacyclops mendocinus* (media anual: 172,89 ind.l^{-1} ± 169,8), seguido por el

calanoideo *Boeckella poopoensis* (media anual: 133,31 ind.l^{-1} ± 229,4). Ambas 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. 13).

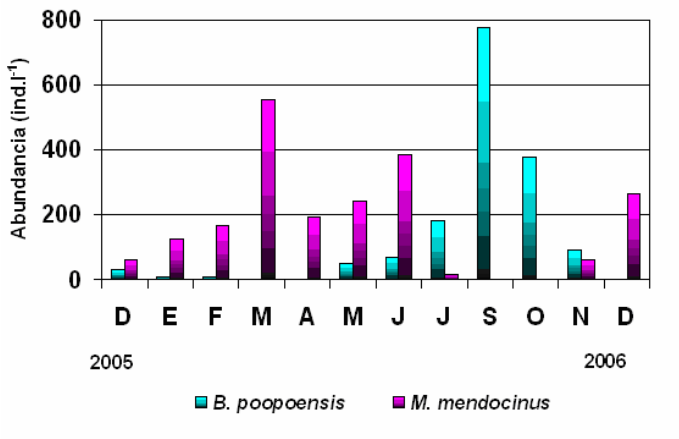

Figura 13: Variación mensual de la abundancia de copépodos (ind.l^{-1}) durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

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. *B. ibericus* y *B. dimidiatus* fueron las más frecuentes ya que se registraron durante 10 y 7 meses (Fig. 14 y Tabla 1) y las más abundantes, dado que a lo largo del período estudiado representaron el 29,8 y 39 % del total, respectivamente.

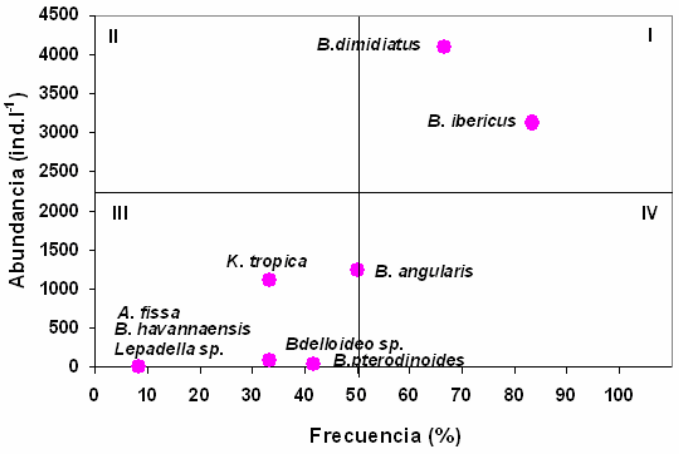

Fig. 14: Test de Olmstead y Tukey para rotíferos del período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

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 y fueron relativamente escasos durante los meses más fríos (Fig. 15).

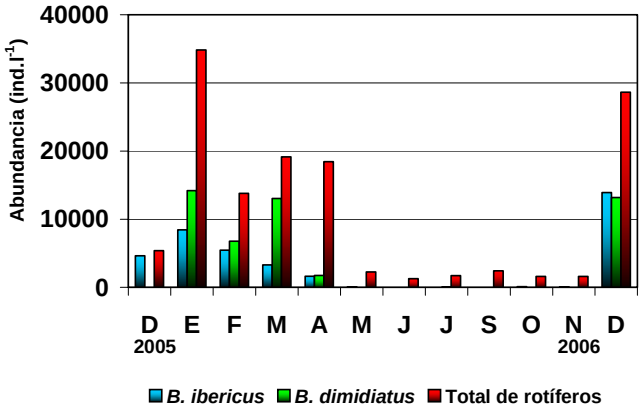

Figura 15: Variación mensual de la abundancia de rotíferos (ind.l^{-1}) durante el período estudiado en la laguna bajo de Giuliani.

La biomasa de la comunidad zooplanctónica total 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. 16).

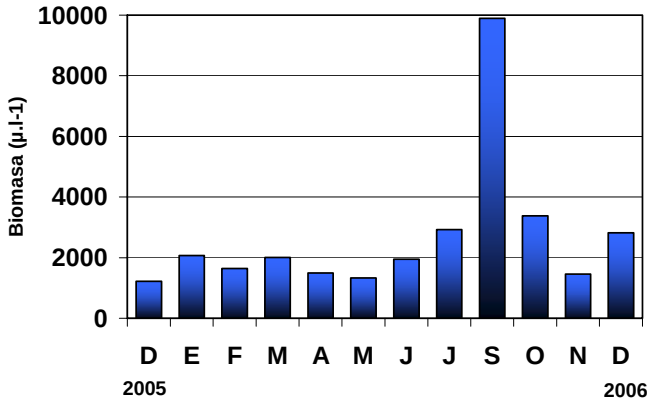

Figura 16: Variación mensual de la biomasa zooplanctónica (µg.l^{-1}) durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

Los cladóceros aportaron porcentajes de biomasa muy reducidos, cercanos al 0,5 % en enero y octubre. En cambio, los rotíferos y copépodos se 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 % de la biomasa total de la comunidad. Esta situación se repitió en diciembre de 2006 cuando representaron el 63,7 % del total (Fig. 17). 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. 17). 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 los 1.000 µg PS.l^{-1}, debido a su menor talla.

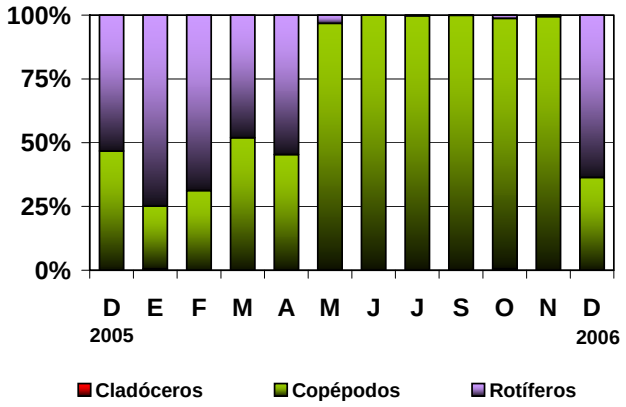

Figura 17: Variación mensual de la contribución relativa de los principales grupos zooplanctónicos a la biomasa total zooplanctónica durante el período analizado en la laguna bajo de Giuliani.

Discusión

El bajo de Giuliani es un lago somero hiposalino (Hammer, 1986) ya que su salinidad media fue 9,82 g.l^{-1}. Este valor es relativamente intermedio con respecto a otros cuerpos de agua estudiados en la provincia de La Pampa, ya que lagunas que reciben aportes pluviales como Don Tomás, aledaña a Santa Rosa y La Arocena, cercana a General Pico, tuvieron 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}.

Está ubicado en una región en la que la evapotranspiración supera marcadamente las precipitaciones (Roberto *et al*., 1994) y es un ambiente que durante el período estudiado

mostró una cierta estabilidad en algunos parámetros. Uno de ellos fue la profundidad, que apenas disminuyó 0,11 m mientras que en el mismo período, un grupo de lagunas del norte de La Pampa mostraron marcados procesos de evaporación, con descensos de la profundidad entre 0,37 a 0,91 m (Echaniz y Vignatti, datos no publicados). Otro parámetro relativamente estable fue la salinidad, que fluctuó apenas 1,4 $g.l^{-1}$ en todo el período analizado con respecto a variaciones entre 13 y 24 $g.l^{-1}$ en el mismo lapso en las lagunas mencionadas (Echaniz *et al*., datos no publicados). Esto constituye una diferencia importante con la mayor parte de las lagunas menos impactadas de la provincia de La Pampa, que tienen variaciones muy amplias en ambos parámetros tanto intra como interanualmente (Echaniz *et al.*, 2006; Echaniz *et al.*, 2008). Esto podría deberse a que si bien fue un ecosistema temporario y de elevada salinidad, al punto de haber pasado períodos de varios años completamente seco, se ha convertido en un extenso lago somero permanente, a partir de la construcción del sistema que conduce los desagües pluviales desde Santa Rosa (Echaniz *et al*., 2008) y al continuo aporte de las plantas de tratamiento de líquidos cloacales de la ciudad.

Como se mencionara en la Introducción, la cantidad de nutrientes presentes en el agua es la principal responsable del estado trófico de un ambiente (Wetzel, 2001; Kalff, 2002) y la abundancia de estos está en directa relación con el tipo de suelo en la cuenca de captación y por actividades humanas que producen descargas de sustancias ricas en ellos, ya sea en forma puntual, como las industriales y domésticas o difusas como las agropecuarias (Carpenter *et al*., 1998; Arbuckle & Downing, 2001; Krogerus & Ekholm, 2003; Bremigan *et al*., 2008).

Se determinó un estado trófico muy alto, que alcanzó niveles de hipereutrofia. La concentración de nutrientes fue varias veces mayor que las indicadas por Quirós *et al*. (2002a y b) como límite superior para lagunas turbias de la provincia de Buenos Aires. En el caso del fósforo, el máximo valor encontrado por los mencionados autores fue de 1,25 $mg.l^{-1}$ y el promedio anual verificado en el bajo de Giuliani fue casi 10 veces superior. En el caso del nitrógeno la situación fue 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 similares durante algunos meses, la media estimada rondó 18 $mg.l^{-1}$.

La alta concentración de nutrientes puede ser favorecida por la resolubilización desde los sedimentos, con su consecuente efecto eutrofizador (Nagid *et al*., 2001), situación favorecida por la escasa profundidad de la laguna y los frecuentes vientos propios de la región (Cano, 1980) ya que se ha comprobado que en los lagos someros, se puede

resuspender desde los sedimentos superficiales 5 a 10 veces más fósforo que en los lagos profundos (Kalff, 2002).

Considerando que una gran parte del perímetro de la laguna está rodeado por explotaciones agropecuarias, otro factor que contribuye son las entradas de nutrientes producidas por el arrastre de excretas del ganado, sobre todo durante tormentas. Algunos autores han verificado que éste es un factor que tiene un alto impacto sobre la eutrofización de un cuerpo de agua (Carpenter *et al*., 1998; Bennett *et al*., 1999; Bremigan *et al*., 2008), debido a que el ganado vacuno puede llegar a excretar entre 9 a 16 kg.ind.año^{-1} de fósforo (Russell *et al*., 2008). Finalmente, el permanente aporte de los líquidos cloacales con importantes cargas de fósforo y nitrógeno desde las plantas de tratamiento de la ciudad de Santa Rosa, es otro factor que influye en la elevación de la concentración de nutrientes, a lo que debe sumarse que dado que se trata de un ambiente arreico, únicamente se producen salidas de agua por evaporación, lo que puede llevar a procesos de concentración.

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 los sólidos suspendidos de origen inorgánico siempre fueron la fracción menos abundante, representando el 24 % del total.

Tal lo mostrado por el elevado valor de la relación Z_p/Z_f, y tomando en cuenta el modelo de los estados alternativos de los lagos someros, que separa a estos ecosistemas en claros y turbios (Scheffer *et al*., 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al*., 2007a y b), el bajo de Giuliani puede ser considerado un lago turbio típico, esto es, un ambiente de baja transparencia a causa de la elevada biomasa fitoplanctónica, ausencia de macrófitas y comunidad zooplanctónica dominada por especies de tamaño reducido y baja eficiencia de filtración, entre las que *Daphnia* es muy escasa o ausente (Scheffer *et al*., 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al*., 2007a y b).

Se ha comprobado que esta situación puede producirse como consecuencia de interacciones bióticas, tales como la depredación ejercida sobre el zooplancton de mayor talla por alguna especie íctica planctívora que sea introducida en el ecosistema (Chang *et al*., 2004; Boveri & Quirós, 2007; Manca *et al*., 2008; Potthoff, 2008), ya sea con fines productivos o deportivos, como ha ocurrido en numerosos cuerpos de agua de Argentina en

general (Quirós *et al.*, 2002a y b; Grosman & Sanzano, 2003) y el bajo de Giuliani en particular.

La riqueza específica del zooplancton en el ciclo estudiado (15 *taxa*), fue relativamente reducida al compararla con 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 hallaron 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 fue más cercana a la registrada en lagos someros de salinidades elevadas, como las lagunas Los Manantiales 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 otro rasgo en común con las lagunas de salinidades elevadas fue 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 caracterizaron por sus dimensiones reducidas, ya que si se los compara con otros ambientes, *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 donde no se superaron los 1,5 g,l^{-1}, *M. micrura* en ambientes de salinidad menor a 4,4 g,l^{-1} y en el caso de *D. 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.*, 1994; Scheffer, 1998, Renella y Quirós, 2002) o la gran cantidad 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.

El reducido recambio de especies producido en el zooplancton a lo largo del período estudiado, cuando se lo analizó mediante el índice de Whittaker en el sentido temporal (Magurran, 2004), puede estar relacionado con la estabilidad de algunas variables, sobre todo la salinidad lo que es una característica marcadamente diferente a las de lagunas que reciben menor impacto antrópico (alimentación por precipitaciones o aportes freáticos, variaciones amplias de nivel y salinidad), en las que se ha comprobado la situación opuesta, esto es, elevados reemplazos de especies de acuerdo a sus rangos de tolerancia (Echaniz *et al*., 2005 y 2006; Vignatti *et al*., 2007).

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 macrozooplancton del bajo de Giuliani fue 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 fue 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 fue tres veces mayor que los máximos registrados en la provincia de Buenos Aires. La biomasa aportada por los rotíferos fue 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.

Conclusiones

El análisis de la composición iónica mostró que el agua del bajo de Giuliani es clorurada sódica y el rango de salinidad registrado a lo largo del ciclo anual indicó que es un lago hiposalino.

Es un lago somero y considerando los valores de la relación Z_p/Z_f, puede ser categorizado como turbio, cuya escasa transparencia es originada por la elevada concentración de clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos.

Durante el período de estudio mostró estabilidad en algunos parámetros, tales como la salinidad y la transparencia, lo que constituye una diferencia importante con la mayor parte de las lagunas de la provincia de La Pampa, que tienen variaciones muy amplias en ambos parámetros tanto intra como interanualmente.

En función de la concentración de nutrientes y clorofila *a* medidos a lo largo del ciclo anual estudiado, se lo puede categorizar como hipereutrófico. La concentración de nutrientes de bajo de Giuliani fue varias veces mayor que la verificada en lagunas similares de la provincia de Buenos Aires.

La riqueza específica zooplanctónica fue reducida comparada con la de otras lagunas turbias orgánicas de la provincia de La Pampa, pero similar a la registrada en lagos someros de elevada salinidad.

La comunidad zooplanctónica estuvo dominada por especies de talla pequeña y por lo tanto, baja eficiencia de filtración, característica típica de las taxocenosis de zooplancton que coexisten con peces planctívoros. Los cladóceros se registraron raras veces, con abundancias muy bajas y se caracterizaron por sus dimensiones reducidas.

De acuerdo a los bajos valores del índice de Whittaker calculados mensualmente, se verificó un escaso recambio de especies a lo largo del estudio.

De manera similar a lo verificado en otras lagunas de la provincia, se registró un patrón de dominancia alternada (tanto de abundancia como de biomasa) de los microcrustáceos y de los rotíferos.

Bibliografía

Adamowicz, S., P. Hebert & M. C. Marinone, 2004. Species diversity and endemism in the *Daphnia* of Argentina: a genetic investigation. Zoological Journal of the Linnean Society (140): 171–205.

Alvarez, S. B., G. I. Bazán y E. R. Parodi, 2004. Ficoflora del reservorio final de aguas residuales de Santa Rosa (La Pampa, Argentina). I. Cyanophyta y Clorophyta (Tetraselmidales, Volvocales y Chlorococcales). Bol. Soc. Argent. Bot. 39 (1-2) : 27-32.

Amoròs, C., 1984. Introduction practique à la sistématique des organismes des eaux continentales françaises. Crustacés cladocerés. Bull. Mens. Soc. Linnéenne de Lyon 53 (3/4): 72-145.

APHA, 1999. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.

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.

Arbuckle, K. & J. Downing, 2001. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. Limnology and Oceanography 46 (4): 970–975.

Ardohain, D., H. Benítez, M. Claps & N. Gabellone, 2005. Estructura y dinámica de rotíferos planctónicos en dos lagunas pampásicas: similitudes y diferencias. Biología Acuática 22: 7-18.

Armengol, J., 1978. Los crustáceos del plancton de los embalses españoles. Oecologia Aquatica 3: 3-96.

Battistoni, P. A., 1995. Crustacea, Copepoda. Pp. 953 - 971. En: E. Lopretto y G. Tell (eds). Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio, Tomo II. Ediciones Sur, Bs. Aires.

Battistoni, P., 1998. Copepoda. Pp. 519 - 530. En: S. Coscarón y J. J. Morrone (eds). Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Ediciones Sur, La Plata.

Bayly, I. A. E., 1992a. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. Rev. Chilena Hist. Nat. 65: 17 - 63.

Bayly, I. A. E., 1992b. The non-marine Centropagidae (Copepoda: Calanoida) of the world. In: H. J. Dumont (ed.) Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. SPB Academic Publishers, The Hague.

Bécares, E., A. Conty, C. Rodríguez-Villafañe y S. Blanco, 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. Ecosistemas 13 (2): 2-12.

Bennett, E. M., T. Reed-Andersen, J. Houser, J. Gabriel, & S. Carpenter, 1999. A phosphorus budget for the lake Mendota watershed. Ecosystems 2: 69–75.

Boveri, M. B. & R. Quirós, 2002. Trophic interactions in pampean shallow lakes: evaluation of silverside predatory effects in mesocosm experiments. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28:1-5.

Boveri, M. A. & R. Quirós, 2007. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. Hydrobiologia 584: 215–222.

Boxshall, G. & D. Defaye, 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. Hydrobiologia 595:195–207.

Bremigan, M., P. Soranno, M. González, D. Bunnell, K. Arend, W. Renwick, R. Stein & M. Vanni, 2008. Hydrogeomorphic features mediate the effects of land use/cover on reservoir productivity and food webs. Limnology and Oceanography 53(4): 1420–1433.

Cano, E. (coord.), 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Provincia de La Pampa y Universidad Nacional de La Pampa, Buenos Aires.

Carpenter, S., N. Caraco, D. Correll, R. Howarth, A. Sharpley & V. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Applications 8(3): 559-568.Cassie, R., 1971. Sampling and statistical. Pp. 174-209. En Edmonson, W.T. y G.G. Winberg (eds.). A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. IBP Handbook 17. Blackwell, Oxford.

Chang, K., T. Nagata & T. Hanazato, 2004. Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks. Limnology 5: 121–124.

Ciros-Pérez J, A. Gómez & M. Serra, 2001. On the taxonomy of three sympatric sibling species *Brachionus plicatilis* (Rotifera) complex from Spain, with the description of *B. ibericus* n.sp. J.Plankton Res. 23:1311-1328.

Claps, M. C., N. A. Gabellone y H. H. Benítez, 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio – temporal variations. Ann. Limnol.– Int. J. Lim. 40 (3): 201– 210.

Culver, D. A., M. M. Boucherle, D. J. Bean & J. W. Fletcher, 1985. Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length- weight regressions. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42(8): 1380-1390.

Dangavs, N., 1995. Morfometría de cuerpos lénticos. Pp. 27-44. En: Lopretto E. y G. Tell (eds) Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Ediciones Sur, La Plata.

DeMott, W., R. D. Gulati & E. Van Donk, 2001. *Daphnia* food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: Evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. Limnology and Oceanography 46(8): 2054–2060.

Dodson, S. & D. Frey, 1991. Cladocera and other Branchiopoda. Pp. 723-786. In Thorp, J. M. and A. P. Kovich (eds.). Ecology and classification of North American Freswater Invertebrates. Academic Press Ltd., San Diego.

Dumont, H. J., I. van der Velde & S. Dumont, 1975. The dry weigth estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia (Berlin) 19:75-97.

Echaniz, S. A. y A. M. Vignatti, 1996. Cladóceros limnéticos de la provincia de La Pampa (Argentina). Rev. Fac. Agronomía 9(1):65-80.

Echaniz, S. A. y A. M. 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). Rev. Fac. Agronomía 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. Vignatti, S. José de Paggi , J. C. Paggi & 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.

Echaniz, S., A. Vignatti, y G. Cabrera. Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de la pampa y variación estacional del zooplancton. Biología Acuática, en prensa.

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). Environmental Sciences Section, Wisconsin State Lab of Higiene, Madison, Wisconsin.

Fernando, C. H. & J. C. Paggi, 1998. Cosmopolitanism and latitudinal distribution of freshwater zooplanktonic Rotifera and Crustacea. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 1916-1917.

Forró, L., N. M. Korovchinsky, A. A. Kotov & A. Petrusek, 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. Hydrobiologia 595:177–184.

Frey, D. G., 1982. Questions concerning cosmopolitanism in cladocera. Archiv. für Hidrobiologie 93: 484-502.

Frey, D. G., 1987. The taxonomy and biogeography of the Cladocera. Hydrobiologia 145: 5-17.

Gómez, S., J. W. Fleeger, A. Rocha-Olivares & D. Foltz, 2003. Four new species of *Cletocamptus* Schmankewitsch, 1875, closely related to *Cletocamptus deitersi* (Richard, 1897). Journal of Natural History 37: 1 64.

González Sagrario, M. & E. Balseiro, 2003. Indirect enhancement of large zooplankton by consumption of predaceus macroinvertebrates by littoral fish. Arch. Hydrobiol. 158 (4): 551- 574.

Goulden, C., 1968. The systematics and evolution of the Moinidade. Trans. Amer. Phil. Soc. 58 (6): 1-101.

Grosman, F. & 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.

Hebert, P., 1998. The *Daphnia* of North America. An illustrated fauna (CD Rom). Ed. Micromedia, Ontario.

Jeppesen, E., 1998. The ecology of shallow lakes- trophic interactions in the pelagial. DSc. dissertation. Nat. Environ. Research Institute. Silkeborg, Denmark. NERI Technical Report 247.

Jeppesen, E., P. Kristensen, J. P. Jensen, M. Søndergaard, E. Mortensen & T. Lauridsen, 1991. Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutrophic Danish lakes: duration, regulation factors and methods for overcoming resilience. Mem. Ist. Ital. di Idrobiol. 48: 127-148.

Jeppesen, E., J. P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus, 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. Freshwater biology 45: 201- 218.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen & J. P. Jensen, 2007a. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction- some recent findings and challenges ahead. Hydrobiologia 584: 239–252.

Jeppesen, E., M. Meerhoff, B. Jacobsen, R. Hansen, M. Søndergaard, J. P. Jensen, T. L. Lauridsen, N. Mazzeo & C. W. C. Branco, 2007b. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate Hydrobiologia 581: 269–285.

José de Paggi, S., 1976. Distribución espacial y temporal del zooplancton de un cuerpo de agua eutrófico (Lago del Parque Gral. Belgrano, Santa Fe). Physis (B) 35 (91): 171-183.

José de Paggi, S. y J. C. Paggi, 1995. Determinación de la abundancia y biomasa zooplanctónica. Pp. 315- 323. En: Lopretto, E. y G. Tell (eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo 1. Ed. Sur, La Plata, Argentina.

José de Paggi, S. y J. C. Paggi, 1998. Zooplancton de ambientes acuáticos con diferentes estados tróficos y salinidad. Neotropica 44 (111-112): 95 – 106.

Kalff, J., 2002. Limnology. Inland Water System. Prentice Hall.

Koste, W., 1978. Rotatoria. Der Radertiere der Mitteleuropas. Überordnung Monogononta. 2 vol. Bortraeger Stuttgart.

Krogerus, K. & P. Ekholm, 2003. Phosphorus in settling matter and bottom sediments in lakes loaded by agriculture. Hydrobiologia 429: 15–28.

Magurran, A. E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd., Victoria.

Manca, M., J. Vijverberg, L. Polishchuk & D. Voronov, 2008. *Daphnia* body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. J. Limnol. 67(1): 15-21.

Margalef, R., 1983. Limnología. Ed. Omega, Barcelona.

McCauley, E., 1984. The estimation of the abundance of biomass of zooplankton in samples, pp. 228-265. En Downing, J.A. & F. Rigler (eds.) A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. 2º ed. Blackwell, Oxford.

Menu-Marque, S. A. & C. Locascio de Mitrovich, 1998. Distribución geográfica de las especies del género Boeckella (Copepoda, Calanoida, Centropagidae) en la República Argentina. Physis B 56: 1- 10.

Menu-Marque, S., J. J. Morrone & C. Locascio de Mitrovich, 2000. Distributional patterns of the south american species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. Journal of Crustacean Biology 20 (2): 262–272.

Modenutti, B., C. Queimaliños, E. Balseiro & M. Reissig, 2003. Impact of different zooplankton estructures on the microbial food web of an andean oligotrophic lake, acta Oecologica 24S1: 289-298.

Moss, B., 1994. Brackish and freshwater shallow lakes- different systems or variations on the same theme? Hydrobiologia 275/276: 1-14.

Nagid, E., D. Canfield Jr. & M. Hoyer, 2001. Wind-induced increases in trophic state characteristics of a large (27 km^2), shallow (1.5 m mean depth) Florida lake. Hydrobiologia 455: 97–110.

Olivier, S. R., 1955. Contribution to the limnological knowledge of the Salada Grande lagoon. Proceedings International Association of Limnology 12: 302-308.

Olivier, S. R., 1961. Estudios limnológicos de la laguna Vitel (Pdo. de Chascomús-Buenos Aires-Argentina). Agro 6: 1-128.

Olivier, S. R., 1962. Los cladóceros argentinos, con clave de las especies, notas biológicas y distribución geográfica. Rev. del Museo de La Plata (NS) Sec. Zool. 7: 173-269.

Olivier, S. R., 1965. Rotíferos planctónicos de Argentina. Rev. Mus. La Plata (N.S.) Zool. 8 (63):177-260.

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., 1980. Campaña limnológica "Keratella I" en el río Paraná medio (Argentina): Zooplancton de ambientes leníticos. Ecología 4: 77-88.

Paggi, J. C., 1995. Crustacea cladocera. Pp: 909-951. En: Lopretto, E. y G. Tell (eds.). Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo 3. Ed. Sur, La Plata, Argentina.

Paggi, J. C., 1996. *Daphnia (Ctenodaphnia) menucoensis* (Anomopoda; Daphniidae): a new species from athalassic saline waters in Argentina. Hydrobiologia 319: 137-147.

Paggi, J. C., 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). Pp: 507-518. En S. Coscarón y J. J. Morrone (eds). Biodiversidad de artrópodos argentinos. Eds. Sur, La Plata.

Pennak, R., 1989. Freshwater invertebrates of the United States (3º ed.). Pp: 369-409. New York, NY: John Wiley and Sons.

Pilati, A., 1997. Copépodos calanoideos de la provincia de La Pampa. Rev. Fac. Agronomía 9 (2): 57-67.

Pilati, A., 1999. Copépodos cyclopoideos de la provincia de La Pampa. Rev. Fac. Agronomía 10 (1): 29-44.

Pilati, A., S. Echaniz, A.Vignatti, A. Trucco, y S. Alvarez. Efecto del lavado de la ciudad de Santa Rosa sobre el estado trofico de una laguna arreica. Biología Acuática, en prensa.

Potthoff, A., B. Herwig, M. Hanson, K. Zimmer, M. Butler, J. Reed, B. Parsons & M. Ward, 2008. Cascading food-web effects of piscivore introductions in shallow lakes. Journal of Applied Ecology 45: 1170–1179.

Quirós, R., 2000. La eutrofización de las aguas continentales de la Argentina. I Reunión de la Red temática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses. Mar del Plata, Argentina.

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., J. J. Rosso, A. Rennella, A. Sosnovsky y M. Boveri, 2002b. Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). Interciencia 27 (11): 584- 591.

Reid, J. W., 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Boletim de Zoologia, Universidade de Säo Paulo 9: 17-143.

Reid, J.W., 1994. Latitudinal diversity patterns of continental benthic copepod species assemblages in the Americas. Hidrobiologia 292/293: 341-349.

Reissig, M., B. Modenutti, E. Balseiro & C. Queimaliños, 2004. The role of the predaceus copepod *Prabroteas sarsi* in the pelagic food web of a large deep andean lake. Hydrobiologia 524: 67-77.

Renella, A. & R. Quirós, 2002. Relations betwen 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.

Ringuelet, R. A., 1958. Los Crustáceos Copépodos de las aguas continentales de la República Argentina. Sinopsis sistemática. Contribuciones Científicas de la Facultad de Ciencias Exactas, Físico químicas y Naturales UBA, Zoología 1: 35 – 126.

Ringuelet, R. A., 1972. Ecología y Biocenología del habitat lagunar o lago de tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina). Physis 31 (82): 55-76.

Ringuelet, R. A., I. Moreno y E. Feldman, 1967. El zooplancton de las lagunas de la pampa deprimida y otras aguas superficiales de la llanura bonaerense (Argentina). Physis 27 (74): 187-200.

Roberto, Z. E., G. Casagrande y E. F. Viglizzo, 1994. Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. Centro Regional La Pampa - San Luis, INTA. Publicación N° 12.

Rosen, R. A., 1981. Length - dry weight relationships of some freshwaters zooplankton. J. Freshw. Ecol. 1:225-229.

Russell, M., D. Weller, T. Jordan, K. Sigwart & K. Sullivan, 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. Biogeochemistry 88 (3): 285-304.

Ruttner-Kolisko, A., 1974. Plankton rotifers; Biology and taxonomy. Die Binnengewässer 26 (1), Stuttgart.

Scheffer, M., 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.

Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol. Evol. 8: 275- 279.

Scheffer, M. & E. Jeppesen, 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. Ecosystems (10): 1–3.

Segers, H., 1995. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6. (H.J. Dumont & T. Nogrady eds). SPB Academic Publishing BV, The Hague.

Smirnov, N. N., 1974. Chydoridae of the world. Fauna of the URSS. Crustacea (NS) 101. Academy of Sciences of the USSR, Zoological Institute, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.

Smirnov, N. N., 1976. Macrothricidae y Moinidae of the world's fauna. Fauna of the URSS. Crustacea (NS) 102. Academy of Sciences of the USSR, Zoological Institute.

Smirnov, N. N. & B. V. Timms, 1983. A revision of the Australian Cladocera (Crustacea). Records of the Australian Museum Suppl. 1.

Sokal, R. R. & F. J. Rohlf, 1995. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Ed. Blume, Barcelona.

Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray & 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. Echaniz, 1999. Presencia de *Daphnia (Ctenodaphnia) menucoensis* Paggi, 1996 en la provincia de La Pampa (Argentina). Rev. Fac. Agronomía 10 (1): 21-27.

Vignatti, A. M., S. A. Echaniz y M. C. Martín, 2007. El zooplancton de tres lagos someros de diferente salinidad y estado trofico en la región semiarida pampeana (argentina). Gayana 71(1): 34 – 48.

Wetzel, R. G., 2001. Limnology. Lakes and Rivers Ecosystems. Elsevier Academic Press.

Wilson, A. & M. E. Hay, 2007. A direct test of cyanobacterial chemical defense: Variable effects of microcystin-treated food on two *Daphnia pulicaria* clones. Limnology and Oceanography 52(4): 1467–1479.