



CAMBIOS EN LA DIVERSIDAD Y BIOMASA ZOOPLANCTÓNICA DURANTE UNA ESTACIÓN DE CRECIMIENTO EN UN LAGO SOMERO TEMPORARIO HIPOSALINO DE LA PAMPA

Santiago A. Echaniz, Alicia M. Vignatti y José D. Segundo

Departamento de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de La Pampa. Avenida Uruguay 151. 6300, Santa Rosa, La Pampa. sechaniz@cpenet.com.ar

Resumen

Entre los lagos someros se destacan los ambientes temporarios y los salinos ($\text{SDT} \geq 3 \text{ g.l}^{-1}$). En La Pampa, en la región central argentina las precipitaciones son superadas por la evapotranspiración, por lo que los ecosistemas temporarios son frecuentes, aunque el conocimiento sobre su ecología es escaso. El objetivo de este trabajo fue estudiar variaciones en el zooplancton en relación con cambios ambientales en un lago somero temporario hiposalino que careció de vegetación acuática y peces. Se realizaron campañas mensuales entre septiembre de 2003 y febrero de 2004, en las que se tomaron muestras de agua y de zooplancton. Durante el estudio la profundidad disminuyó y la salinidad se incrementó más del doble. La riqueza registrada fue elevada y predominaron rotíferos del género *Brachionus*, característica en común con otros lagos similares de la provincia. Los cladóceros desaparecieron al elevarse la salinidad y un rasgo particular fue la presencia con densidades elevadas de *Daphnia spinulata*, probablemente debido a la ausencia de peces. Aunque la abundancia total aumentó, la biomasa disminuyó al aumentar la salinidad. La biomasa del zooplancton fue más elevada que la registrada en otras lagunas de la provincia, aún en ecosistemas cercanos y de características parecidas.

Palabras claves. Zooplancton, lagos someros, lagos temporarios, *Daphnia spinulata*

Abstract

The temporary and saline habitats ($\text{SDT} \geq 3 \text{ g.l}^{-1}$) are notable among the shallow lakes. In La Pampa, in the central region of Argentina, the evapotranspiration is greater than the precipitation and thus temporary ecosystems are very frequent. However, knowledge about their ecology is scarce. The aim of this work was to study variations in the zooplankton in relation to environmental changes in a shallow, temporary, hyposaline lake, that lacks aquatic vegetation and fish. We carried out monthly surveys between September 2003 and February 2004, during which we collected samples of water and zooplankton. During the study, the depth decreased and salinity increased more than two-fold. Species richness was high and rotifers of the *Brachionus* genus prevailed, a characteristic in common with other similar lakes in the province. Cladocerans disappeared with the increase in salinity and a particular feature was the presence of high densities of *Daphnia spinulata*, probably due to the absence of fish. Although the total abundance increased, biomass diminished as salinity increased. The biomass of the zooplankton was higher than that recorded in other shallow lakes in the province and even in nearby ecosystems of similar characteristics.

Key words. Zooplankton, shallow lakes, temporary lakes, *Daphnia spinulata*

INTRODUCCIÓN

La composición y abundancia del zooplancton de los cuerpos de agua epicontinentales, integrados sobre todo por protistas, rotíferos y crustáceos (Margalef 1983, Kalff 2002), son controladas por variables ambientales y biológicas (Echaniz 2010). Entre las primeras, diferentes autores han mostrado el efecto de la salinidad, la morfometría del cuerpo de agua, la heterogeneidad ambiental, la temperatura (Kobayashi 1997, López-González *et al.* 1998, Hobæk *et al.* 2002, Hall y Burns 2003) el uso de la tierra en la cuenca (Dodson *et al.* 2007) y entre las segundas, pueden mencionarse la disponibilidad de recursos alimentarios y la depredación (Lampert y Sommer 1997, Khan *et al.* 2003, Chang *et al.* 2004, Boveri y Quirós 2007, Manca *et al.* 2008).

Los lagos someros (lagunas) son cuerpos de agua poco profundos (menos de 3 – 4 m) que no estratifican térmicamente, siendo marcadamente polimícticos (Scheffer 1998, Quirós *et al.* 2002). Entre los lagos someros se destacan, por un lado, aquellos en los que la presencia de agua no es constante y son temporarios o episódicos (Schwartz y Jenkins 2000), lo que significa que los organismos que los habitan deben tener adaptaciones especiales para superar épocas desfavorables (Belk 1998, Bayly 2001, Mura y Brecciaroli 2003, Eitam *et al.* 2004, Frisch *et al.* 2006). Por otro lado, los lagos someros también se destacan ya que frecuentemente su contenido de sólidos disueltos es elevado, o sea, tienen salinidades iguales o mayores que 3 g.l⁻¹ (Hammer 1986).

Dado que en el noreste de la provincia de La Pampa, en la región central de Argentina, las precipitaciones son superadas por la evapotranspiración (Ponce de León 1998, Casagrande *et al.* 2006) y existen numerosas cuencas arreas, los humedales temporarios son frecuentes. Son alimentados especialmente por precipitaciones y aportes freáticos y en muchos casos su salinidad es elevada y altamente variable, en consonancia con el nivel de agua (Echaniz y Vignatti 2010). Es destacable la importancia económica que

estos cuerpos de agua tienen en la región, ya que en épocas de grandes precipitaciones se produce el llenado y la extensión de una importante cantidad de lagos con las consecuentes pérdidas y deterioro de tierras aptas para cultivo.

Los trabajos de investigación sobre cuerpos de agua someros, salinos y temporarios realizados por autores de otras latitudes han producido conclusiones en cuanto a la diversidad del zooplancton, los requerimientos ambientales de diversas especies y su biogeografía (Scheffer 1998). Algunas de ellas pueden ser aplicables a nuestros ecosistemas, pero las especies presentes en Argentina, sobre todo entre los crustáceos, son diferentes a las registradas en otros continentes, con numerosos elementos característicos de la región Neotropical (Paggi 1995, 1998, Battistoni 1998, Adamowicz *et al.* 2004), lo que hace necesario investigar la diversidad presente y sus relaciones con las principales variables limnológicas.

En la provincia de La Pampa existen estudios sobre aspectos ecológicos de lagos someros y su zooplancton (Echaniz y Vignatti 1996, 2001, 2002, Echaniz *et al.* 2006, 2008, 2009, Vignatti *et al.* 2007, 2009), pero sólo recientemente se ha comenzado a estudiar la dinámica de los ambientes temporarios, contándose solamente con información sobre el hidroperíodo de un humedal del norte pampeano, pero de muy baja salinidad (Echaniz y Vignatti 2010).

El objetivo de este trabajo fue estudiar las variaciones en la diversidad, la abundancia y la biomasa de la comunidad zooplanctónica, en relación con los cambios de los principales parámetros ambientales que se verificaron durante una estación de crecimiento (Quirós *et al.* 2002), en un lago somero temporario salino del norte de La Pampa, durante la que se produjo un marcado descenso de la profundidad, con los consecuentes cambios en sus características químicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna de Vila ($35^{\circ} 10'S$, $64^{\circ} 05'O$), está situada a 1 km al NE de la localidad de Falucho (La Pampa, Argentina) (Fig. 1). Es un lago de mediana extensión y durante el período estudiado su profundidad máxima apenas superó el metro (Tabla 1). Está ubicado en una cuenca arreica y es alimentado por precipitaciones y aportes freáticos. Presentó grupos de pequeñas islas que aumentaron su extensión durante el secado (Fig. 2). Se ubica en la región fisiográfica Oriental, que se caracteriza por su clima subhúmedo-seco, en un paisaje de planicies y suaves colinas (Cano 1980). Está en el ecotono entre las provincias fitogeográficas de la Llanura Pampeana y el Espinal (Cabrera 1976). La región se caracteriza por su explotación agropecuaria con predominio de cultivo de cereales y oleaginosas, pastizales bajos, escasos relictos de bosques caducifolios y pastizales sammófilos. Durante el estudio careció de vegetación acuática y de fauna íctica.

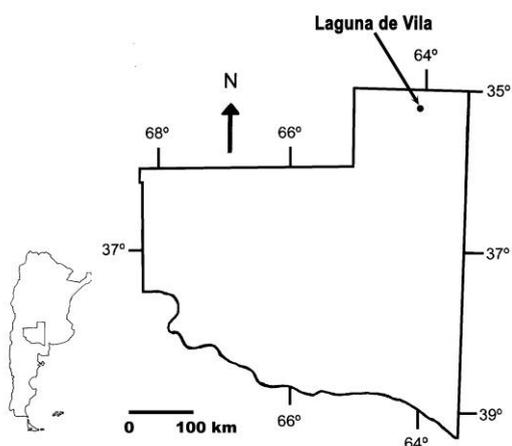


Fig. 1. Ubicación geográfica de la laguna de Vila

Tabla 1. Parámetros morfométricos de la laguna estudiada (septiembre de 2004).

Largo máximo	1984 m
Largo máximo efectivo	1904 m
Ancho máximo	1381 m
Ancho máximo efectivo	1365 m
Profundidad máxima	1.02 m
Longitud de línea de costa	6261 m
Desarrollo de línea de costa	4.6
Superficie	14.77 ha

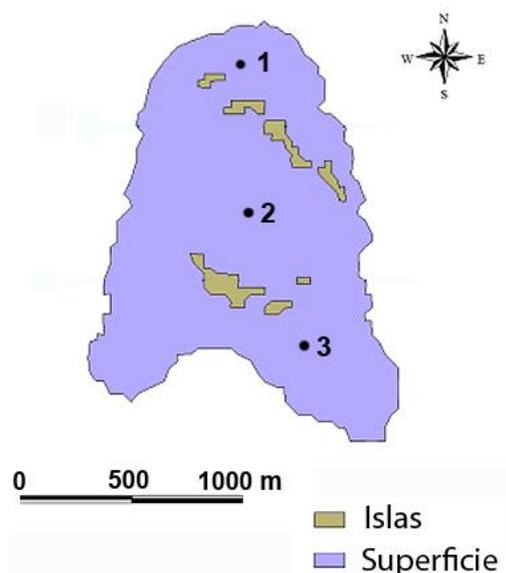


Fig. 2. Croquis de la laguna de Vila. 1, 2 y 3 estaciones de muestreo.

Trabajo de campo

Se realizaron muestreos mensuales en tres sitios (Fig. 2), durante la estación de crecimiento comprendida entre septiembre de 2003 y febrero de 2004.

En cada muestreo se registraron datos de profundidad en cada estación mediante sondeos y temperatura del agua y pH con un termopéhachímetro digital Lutron PH-206. Se midió la transparencia mediante un disco de Secchi de 22 cm de diámetro y se recogieron muestras de agua para la determinación en el laboratorio de la salinidad. En enero se tomó una muestra de agua a los efectos de determinar el contenido iónico en un laboratorio privado del medio.

Se tomaron muestras cualitativas de zooplancton con una red de $40 \mu\text{m}$ de abertura de malla. Los organismos fueron anestesiados con CO_2 antes de la fijación, a efectos de que murieran extendidos para facilitar su identificación y medición para el cálculo de biomasa. Al comprobarse su completa sedimentación se fijaron con formalina al 5-8 %. Por otro lado se tomaron muestras cuantitativas con una trampa de Schindler-Patalas de 10 l de capacidad (Paggi 1995) provista de una red de $40 \mu\text{m}$ de abertura de malla.

Trabajo de laboratorio

La salinidad se determinó usando el método del residuo sólido a 103-105°C.

Se establecieron las especies presentes y la riqueza específica de cada estación en cada ocasión de muestreo.

A fin de determinar la densidad del macrozooplancton (Kalff 2002), se realizó el conteo de las muestras cuantitativas, mediante la toma de alícuotas con un submuestreador de Russell de 5 ml, las que fueron contadas en cámaras de Bogorov (Paggi 1995) bajo microscopio estereoscópico a 20-40 X. La densidad del microzooplancton (Kalff 2002) se determinó mediante la toma de alícuotas de 1 ml con una micropipeta, que se contaron bajo microscopio óptico convencional a 40-100 X en cámaras de Sedgwick-Rafter (Paggi 1995). En ambos casos se determinó el número de alícuotas necesarias, mediante el empleo de la fórmula de Cassie (Downing y Rigler 1984).

La biomasa se calculó mediante la medición de 30 ejemplares por especie, seleccionados al azar y la aplicación de fórmulas que relacionan la longitud con el peso seco (Dumont *et al.* 1975, Ruttner-Kolisko 1977, McCauley 1984).

Se calcularon correlaciones de Spearman entre variables físico-químicas y biológicas, análisis de componentes principales (Mangeaud 2004) y se realizaron análisis de varianza no paramétrica (test de Kruskal-Wallis) a efectos de detectar diferencias entre los parámetros medidos en las tres estaciones. Se emplearon los programas estadísticos Past (Hammer *et al.* 2001) e InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2010).

RESULTADOS

Parámetros ambientales

Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre los parámetros físico-químicos medidos en las tres estaciones, se utilizaron los valores medios.

La composición química del agua de la laguna se caracterizó por el predominio del HCO_3^- entre los aniones. Entre los cationes, predominó el Na^+ y fueron reducidas las concentraciones de los bivalentes Ca^{++} y Mg^{++} (Fig. 3). La relación

entre cationes monovalentes y divalentes (M:D) calculada fue 26.1.

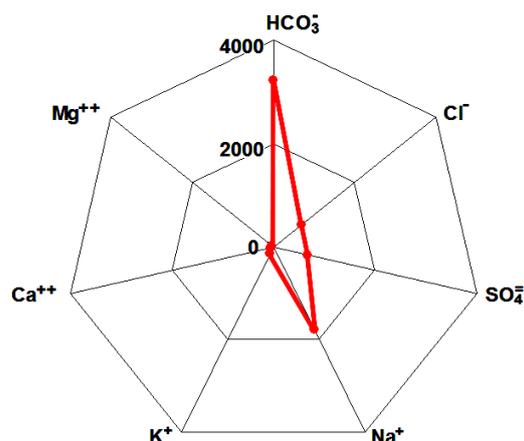


Fig. 3. Contenido iónico del agua.

En el transcurso del período de estudio la profundidad de la laguna disminuyó marcadamente ya que el nivel del agua descendió más de 0.8 m (Fig. 4).

La salinidad media fue de 7.40 g.l⁻¹ (± 2.06) y a lo largo del estudio se incrementó desde un mínimo cercano a 4 g.l⁻¹ (septiembre) hasta superar los 9.6 g.l⁻¹ en enero (Fig. 4). Se halló una elevada correlación entre ambos parámetros ($R = -0.94$; $p = 0.0048$).

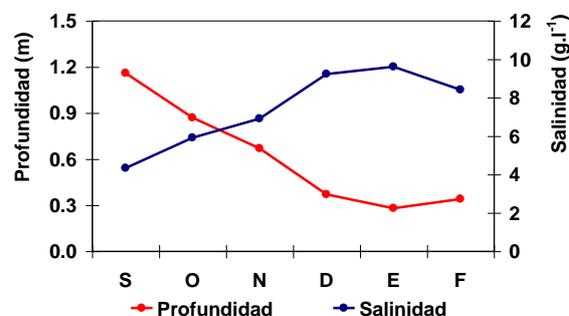


Fig. 4. Variación de la profundidad máxima y de la salinidad

La transparencia del agua fue reducida, con una media de 0.11 m (± 0.04). Osciló entre un mínimo de 0.06 m en septiembre y octubre y 0.15 m en enero (Fig. 5).

El pH fue relativamente elevado, con una media a lo largo del estudio de 10.01 (± 0.43) y se incrementó desde cerca de 9 en septiembre hasta superar 10 en enero (Fig. 5).

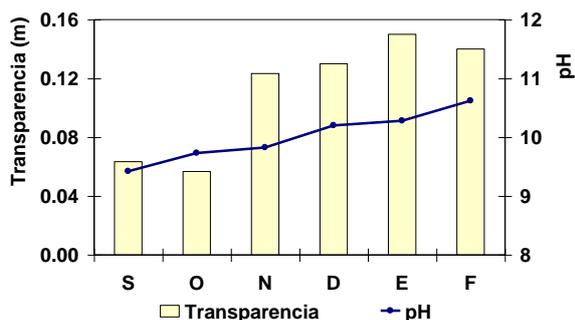


Fig. 5. Variación en la transparencia del agua y el pH.

La temperatura del agua fue apenas superior a 17°C en septiembre y se incrementó hasta superar los 27°C en diciembre (Fig. 6).



Fig. 6. Variación de la temperatura del agua.

Parámetros biológicos

Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre los parámetros biológicos de las tres estaciones, se utilizaron los valores medios.

Se registraron 20 *taxa* en total, cuatro cladóceros, tres copépodos y 13 rotíferos (Tabla 2). La riqueza máxima (12 *taxa*) se halló durante noviembre y la mínima (siete) durante el último mes del estudio (Fig. 7). El análisis de componentes principales (correlación cofenética = 0.972), cuyos dos primeros componentes explicaron más del 85% de la varianza, mostró que la riqueza total no tuvo relación

ni con la profundidad de la laguna ni con la salinidad (Fig. 8).

Especies de rotíferos se registraron durante todos los meses (Fig. 7), con el predominio del género *Brachionus* (Tabla 2). El análisis de componentes principales mostró una relación positiva entre la riqueza de este grupo y la temperatura y la salinidad del agua (Fig. 8). Entre los crustáceos, que mostraron una relación positiva con la profundidad de la laguna y negativa con la concentración de sólidos disueltos (Fig. 8), los copépodos fueron los que se registraron a lo largo de todo el estudio y los cladóceros sólo estuvieron presentes los primeros cuatro meses (Fig. 7).

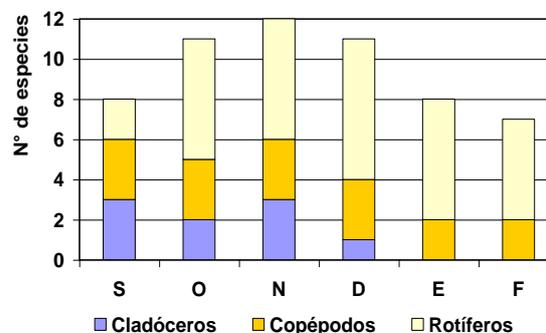


Fig. 7. Variación mensual del número de especies por grupo taxonómico

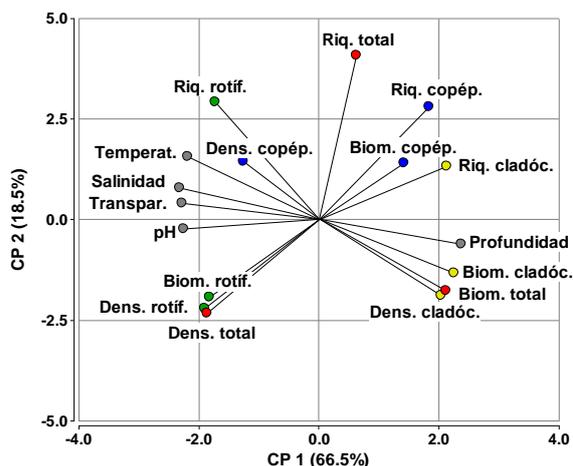


Fig. 8. *Biplot* del análisis de componentes principales.

Tabla 2. Lista de *taxa* registrados en la laguna de Vila.

<i>Taxa</i>	Frecuencia relativa
Cladóceros	
<i>Daphnia spinulata</i> Birabén, 1917	0.66
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	0.16
<i>Leydigia leydigi</i> (Schöedler, 1863)	0.16
<i>Alona</i> sp.	0.50
Copépodos	
<i>Boeckella gracilis</i> (Daday, 1902)	0.66
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wirzejski, 1892)	1.00
<i>Cletocamptus deitersi</i> (Richard, 1897)	1.00
Rotíferos	
<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	0.83
<i>B. pterodinooides</i> Rousselet, 1913	1.00
<i>B. angularis</i> Gosse, 1851	0.66
<i>B. dimidiatus</i> Bryce, 1931	0.50
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	0.16
<i>Filinia longiseta</i> (Ehremberg, 1834)	0.50
<i>Asplachna</i> sp.	0.66
<i>Hexarthra</i> sp.	0.50
<i>Colurella</i> sp.	0.16
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0.33

La mayor densidad se registró durante los meses de verano. A pesar de que en noviembre fue apenas superior a 800 ind.l⁻¹, en enero superó 36000 ind.l⁻¹ (Fig. 9). A excepción de septiembre, cuando los cladóceros representaron el 83 % de la densidad total, durante el resto del estudio la mayor abundancia siempre fue aportada por los rotíferos, que durante enero llegaron a representar el 98.6 % del total (Fig. 10).

Al considerar los grupos taxonómicos por separado, se encontraron correlaciones significativas entre la densidad de los cladóceros y la profundidad de la laguna ($R = 0.98$; $p = 0.0003$) y la salinidad ($R = -0.89$; $p = 0.0149$) (Fig. 8). Entre éstos, *Daphnia spinulata* fue dominante en los cuatro primeros meses y registró una abundancia máxima de 943.2 ind.l⁻¹ en septiembre. *Leydigia leydigi* y *Moina micrura* sólo se registraron en una

única ocasión, la primera en septiembre, cuando alcanzó una abundancia elevada, ya que superó los 400 ind.l⁻¹ y la segunda en noviembre, pero con una densidad muy reducida, inferior a 2 ind.l⁻¹.

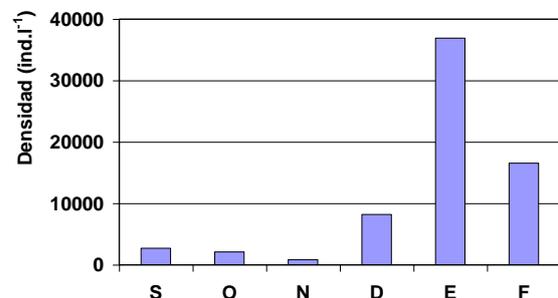


Fig. 9. Variación mensual de la densidad total de la comunidad zooplanctónica.

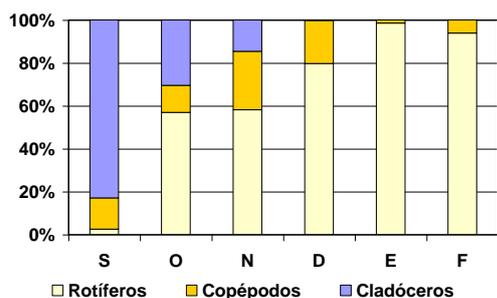


Fig. 10. Aporte porcentual a la densidad por grupo taxonómico

La densidad total de los copépodos no mostró relaciones con ninguno de los parámetros ambientales determinados (Fig. 8). *Boeckella gracilis* se halló entre septiembre y diciembre, con una abundancia de 366 ind.l⁻¹ en este último mes. *Metacyclops mendocinus* y *Cletocamptus deitersi* se registraron durante todo el período de estudio. En el caso del primero, en septiembre, octubre y noviembre se observaron densidades por debajo de 61 ind.l⁻¹ y su abundancia máxima, superior a 1200 ind.l⁻¹ se verificó en diciembre. *C. deitersi* alcanzó una abundancia máxima de 317 ind.l⁻¹ en febrero.

La densidad de los rotíferos mostró relación directa con la profundidad de la laguna y la salinidad (Fig. 8), también manifestada por las correlaciones significativas encontradas con ambos parámetros ($R = -0.94$; $p = 0.0048$ y $R = 0.89$; $p = 0.0149$ respectivamente). Entre éstos, *Brachionus pterodinooides* fue la única especie que se registró durante todo el período de estudio, con una abundancia máxima de 260 ind.l⁻¹ en febrero. Le siguió *Brachionus plicatilis* presente cinco meses, a partir de octubre. Si bien los primeros dos meses su abundancia fue muy baja, en diciembre, enero y febrero superó los 4900 ind.l⁻¹. *Brachionus dimidiatus* se registró en diciembre, enero y febrero y fue la especie más importante numéricamente, ya que alcanzó una abundancia máxima de 29668 ind.l⁻¹ en enero y mostró una correlación significativa con la profundidad ($R = -0.88$; $p = 0.0188$). Respecto al resto de los rotíferos, *Asplanchna* sp. estuvo presente en cuatro ocasiones, alcanzó una densidad muy elevada, superior a los 530 ind.l⁻¹ en febrero y se halló una correlación

significativa con la profundidad ($R = -0.84$; $p = 0.0361$).

La biomasa media de la comunidad registrada a lo largo del estudio fue 6895.5 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (± 5550.9) y mostró correlaciones significativas con la profundidad ($R = -0.82$; $p = 0.0415$) y con la salinidad ($R = -0.94$; $p = 0.0048$) (Fig. 8). La mayor biomasa, superior a 15800 $\mu\text{g.l}^{-1}$, se registró en septiembre, pero descendió marcadamente hasta un mínimo de 2178.4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en enero (Fig. 11).

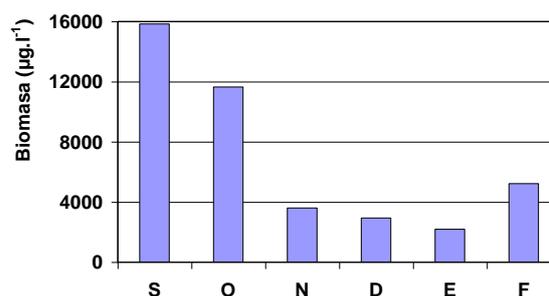


Fig. 11. Variación de la biomasa total del zooplancton

Al considerar los grupos taxonómicos, la mayor biomasa, superior al 62 % del total, fue aportada por los cladóceros (4304.2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ ± 5975.9) (Fig. 12), a pesar de haberse registrado sólo los primeros cuatro meses. Se encontraron correlaciones significativas entre la biomasa de este grupo y la profundidad ($R = 0.98$; $p = 0.0003$) y la salinidad ($R = -0.90$; $p = 0.0148$).

Los copépodos presentaron una biomasa media de 1536.53 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (± 624.26) y representaron el 22.3 % del total de la comunidad (Fig. 12). No mostraron correlaciones significativas con ninguno de los parámetros ambientales determinados.

Los rotíferos, a pesar de haber aportado la mayor biomasa durante enero y febrero (Fig. 12), mostraron una media de 1054.8 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (± 1408), lo que representó el 15.3 % del total de la comunidad. Únicamente se encontró correlación entre la biomasa de este grupo y la profundidad de la laguna ($R = -0.89$; $p = 0.0188$).

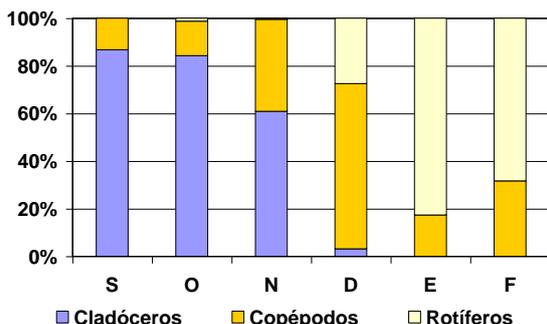


Fig. 12. Composición porcentual de la biomasa zooplanctónica

Entre los cladóceros, la mayor contribución (96.9 % de la biomasa del grupo) fue la de *D. spinulata*. Se encontraron correlaciones entre la biomasa de esta especie y la profundidad de la laguna ($R = 0.99$; $p = 0.0003$), salinidad ($R = -0.90$; $p = 0.015$) y temperatura del agua ($R = -0.81$; $p = 0.0498$).

Entre los copépodos, *B. gracilis* fue la especie que más biomasa aportó (61,6 %), a pesar de haberse registrado sólo los cuatro primeros meses, y se hallaron correlaciones significativas entre su biomasa y la profundidad ($R = 0.99$; $p = 0.0003$) y salinidad ($R = -0.90$; $p = 0.015$). Fue seguida por *M. mendocinus* (27.5 %), presente durante todo el período de estudio, pero la biomasa de esta especie no mostró correlaciones con ningún parámetro ambiental.

Entre los rotíferos, *B. plicatilis* aportó el 49.2 % del total del grupo, seguido por *Asplachna* sp. (36.7 %). La primera especie sólo mostró correlación con la profundidad ($R = -0.89$; $p = 0.0188$) y la segunda solamente con la temperatura del agua ($R = 0.84$; $p = 0.0361$).

DISCUSIÓN

La laguna de Vila en el contexto de los lagos someros pampeanos

Es un lago somero arreico típico de la provincia de La Pampa. Entre las características más importantes se cuenta su alimentación, dada por precipitaciones y aportes freáticos, y debido a la ausencia de efluentes, las pérdidas de agua se producen especialmente por evaporación. Este fenómeno tiene especial importancia, dado que la laguna está situada en una

región con precipitaciones medias anuales que rondan los 700 mm (Casagrande *et al.* 2006) pero que son superadas por una evapotranspiración potencial superior a los 850 mm (Ponce de León 1998).

Otra característica en común con otros lagos someros pampeanos es la ausencia de fauna íctica y de vegetación acuática (Echaniz 2010). La ausencia de macrófitas, con su efecto de reducción del oleaje (Moss *et al.* 1996), es un factor que favorece marcadamente la resuspensión de sedimentos del fondo por efecto del viento (Nagid *et al.* 2001, Borell Lövestedt y Bengtsson 2008), lo que podría colaborar para explicar la reducida transparencia del agua de la laguna de Vila. Esta baja transparencia por la influencia de sólidos inorgánicos suspendidos es un rasgo en común con otros ambientes someros cercanos de similares características, esto es, fondos relativamente planos, ubicados en paisajes abiertos y llanos (Echaniz 2010) en una región con fuertes y frecuentes vientos (Cano 1980).

La composición química del agua, con el predominio entre los cationes del monovalente Na^+ y reducidas concentraciones de los bivalentes Ca^{++} y Mg^{++} , es indicadora de una baja dureza y es un rasgo en común con la mayor parte de los lagos someros de la provincia de La Pampa, pero que separa a la laguna de Vila de las generalizaciones que indican el predominio del Ca^{++} en la mayor parte de las aguas interiores del mundo (Kalf 2002). Sin embargo, el predominio del HCO_3^- entre los aniones, es una característica que diferencia a esta laguna de otros lagos someros pampeanos de similares características pero que presentan una mayor proporción de Cl^- . En este aspecto, Vila es más parecida a lagos urbanos de La Pampa tales como Don Tomás y La Arocena (Echaniz 2010).

El carácter temporario de esta laguna se manifestó en el descenso de la profundidad verificado durante el período de estudio y el completo secado ocurrido luego de éste. Además, la relación entre el volumen de agua, medido como la profundidad máxima, y la salinidad se reflejó en el marcado incremento de este parámetro, que al final del estudio fue más del doble del valor inicial.

La ausencia de diferencias entre estaciones, tanto en las variables físico químicas como biológicas, podría deberse a la escasa heterogeneidad ambiental que muestra esta laguna, dado su fondo relativamente plano, la frecuente polimixis favorecida por los intensos y frecuentes vientos de la región (Cano 1980) y la ausencia de vegetación acuática.

Diversidad, abundancia y biomasa zooplanctónica

La riqueza registrada fue relativamente elevada y el predominio de los rotíferos, en especial del género *Brachionus*, es una característica en común con otros cuerpos de agua similares de la provincia (Echaniz *et al.* 2006, Vignatti *et al.* 2007 y Echaniz 2010). Entre éstos, se destacó la presencia de especies de distribución cosmopolita (Pejler 1995) y eurihalinas tales como *Brachionus angularis* y *B. dimidiatus* (Fontaneto *et al.* 2006), con elevadas densidades a partir de diciembre, cuando la salinidad superó los 9 g.l⁻¹. En el caso del halófilo *B. plicatilis* (Fontaneto *et al.* 2006), si bien se registró durante la mayor parte del período estudiado, sus abundancias más elevadas también se observaron a partir de diciembre. Los mismos autores habían señalado que *B. pterodinooides* es una especie muy poco tolerante a la salinidad, pero en este estudio se la registró en la totalidad de las ocasiones de muestreo, a veces con abundancias elevadas, lo que permite afirmar su carácter eurihalino.

Las especies de cladóceros que se registraron son típicas de ambientes de salinidad relativamente reducida y la importancia del incremento de la salinidad como factor modulador de la riqueza específica de un ambiente acuático (Herbst 2001) se puso de manifiesto ya que no se encontraron a partir de diciembre. En el caso de *D. spinulata*, se registró con abundancias muy elevadas, mayores a las determinadas en otras lagunas de La Pampa (Echaniz y Vignatti 2001) hasta noviembre, cuando la salinidad fue cercana a 7 g.l⁻¹. La presencia de esta especie, de talla grande, podría deberse a la ausencia de peces en la laguna, ya que se ha determinado que en ambientes pampeanos similares, pero con fauna íctica, esta

especie generalmente está ausente o se registra en muy bajas densidades (Echaniz y Vignatti 2001, Vignatti *et al.* 2007, Echaniz 2010) lo que podría deberse a la depredación ejercida por peces planctívoros (Scheffer 1998, Quirós *et al.* 2002, Scheffer y Jeppesen 2007).

En el caso de *L. leydigi* y *Alona* sp. la limitación para su presencia podría haber sido la elevación de la concentración de sales, ya que al igual que en otros cuerpos de agua de la provincia, no se registraron cuando la salinidad superó los 5-6 g.l⁻¹ (Echaniz y Vignatti 1996, 2001, Vignatti *et al.* 2007, Echaniz 2010).

Una situación similar podría ser la del copépodo *B. gracilis*, ya que a pesar de ser la especie del género de distribución geográfica más extendida, no se la registra en aguas de elevado contenido salino (Menu-Marque *et al.* 2000). Inversamente, los halobiontes *M. mendocinus* y *C. deitersi* estuvieron presentes durante todo el estudio, con sus mayores abundancias durante los meses de temperaturas más elevadas, lo que coincide con lo registrado en otros cuerpos de agua de la provincia (Echaniz 2010). La presencia en todas las muestras de *C. deitersi*, un harpacticóideo con preferencia por el hábitat bentónico (Rocha-Olivares *et al.* 2001), a veces en densidades muy elevadas, podría deberse al frecuente disturbio y remoción de sedimentos que llevaría los ejemplares a la columna de agua.

La mayor densidad zooplanctónica se registró durante los meses de mayor temperatura. El predominio numérico de los rotíferos es una característica que esta laguna comparte con otros ambientes de la provincia (Echaniz *et al.* 2008, 2009, Echaniz 2010). Sin embargo, una importante diferencia es la elevada densidad de cladóceros encontrada, dada en especial por *D. spinulata*, aunque su mayor densidad se registró el primer mes del estudio, cuando también se registró la menor salinidad.

La biomasa media total de la comunidad zooplanctónica fue más elevada que la registrada en otras lagunas de la provincia, aún en ecosistemas cercanos y de características parecidas. A diferencia de aquellos, donde predominó el aporte de los copépodos (Echaniz *et al.* 2008, 2009,

Echaniz 2010), en la laguna de Vila la biomasa estuvo constituida especialmente por los cladóceros. Debe tenerse en cuenta que la mayor parte fue aportada por *D. spinulata*, una especie de talla relativamente grande, lo que, como se mencionó anteriormente, puede ser favorecido por la ausencia de depredadores. Esto pudo comprobarse por la elevada biomasa registrada durante el primer mes del estudio, cuando este cladóceros fue especialmente abundante.

Otro rasgo particular de esta laguna fue el predominio de la biomasa de los rotíferos durante los meses de mayor temperatura, ocasionado por la elevada densidad alcanzada por dos especies de talla relativamente grande, tal el caso de *B. plicatilis* y *Asphachna* sp.

BIBLIOGRAFÍA

- Adamowicz, S., Hebert P. y Marinone, M.C. 2004. Species diversity and endemism in the *Daphnia* of Argentina. a genetic investigation. *Zoological Journal of the Linnean Society* (140). 171 – 205.
- Battistoni, P.A. 1998. Capítulo 51. Copepoda. Pp. 519-530. En. Coscarón, S. y Morrone J.J. (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Bayly, I.A.E. 2001. Invertebrate occurrence and sucesion after episodic flooding of a central Australian rock hole. *J. R. Soc. West. Aust.* 84. 29 – 32.
- Belk, D. 1998. Global Status and Trends in Ephemeral Pool Invertebrate Conservation Implications for Californian Fairy Shrimp. Pages 147 – 150. En. Witham, C.W., Bauder, E.T., Belk, D., Ferren Jr., W.R. y Ornduff, R. (eds.). *Ecology, coservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 Conference*. California Native Plant Society, Sacramento, CA.
- Borell Lövstedt, C. y Bengtsson, L. 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquatic Sciences* 70. 304 - 313.
- Boveri, M. y Quirós, R. 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.
- Cabrera, A. 1976. *Regiones fitogeográficas argentinas*. Fascículo 1, Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Ed. Acme. Buenos Aires.
- 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.
- Casagrande, G., Vergara, G. y Bellini, Y. 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía* 17(1/2). 15 - 22.
- Chang, K., Nagata, T. y Hanazato, T. 2004. Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community. an experimental analysis using tanks. *Limnology* 5. 121 - 124.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L. Tablada, M. y Robledo, C.W. 2010. *InfoStat (versión 2010)*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dodson, S., Everhart, W., Jandl, A. y Krauskopf, S. 2007. Effect of watershed land use and lake age on zooplankton species richness. *Hydrobiologia* 579. 393 - 399.
- Downing, J. y Rigler, F. 1984. *A Manual on methods for the Assesment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Dumont, H., van de Velde, I. y Dumont, S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19. 75 - 97.
- Echaniz, S. 2010. *Composición y abundancia del zooplancton en lagunas de diferente composición*

- iónica de la provincia de La Pampa*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Echaniz, S. y Vignatti, A. 1996. Cladóceros limnéticos de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam* 9 (1). 65 - 80.
- Echaniz, S. y Vignatti, A. 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros (Crustacea. Anomopoda y Ctenopoda) planctónicos y química del agua de la laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam* 12 (2). 23 - 35.
- Echaniz, S. y Vignatti, A. 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. y Vignatti, A. 2010. Diversity and changes in the horizontal distribution of crustaceans and rotifers in an episodic wetland of the central region of Argentina. *Biota Neotropica* 10 (3). 133-141.
- Echaniz, S., Vignatti, A. y Bunino, P. 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., Vignatti, A. y Cabrera, G. 2009. Características limnológicas de una laguna turbia orgánica de la provincia de La Pampa y variación estacional del zooplancton. *Biología Acuática* 26. 71-82.
- Echaniz, S., Vignatti, A., José de Paggi, S. Paggi, J. y Pilati, A. 2006. Zooplankton seasonal abundance of south american saline shallow lakes. *International Review of Hydrobiology* (91). 86 - 100.
- Eitam, A., Blaustein, L., Van Damme, K., Dumont, H. y Martens, K. 2004. Crustacean species richness in temporary pools. relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525. 125 - 130.
- Fontaneto, D., De Smet, W. y Ricci, C. 2006. Rotifers in saltwaters, re-evaluation of an inconspicuous taxon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86. 623 - 656.
- Frisch, D., Moreno-Ostos, E. y Green, A.J. 2006. Species richness and distribution of copepods and cladocerans and their relation to hydroperiod and other environmental variables in Doñana, south-west Spain. *Hydrobiologia* 556. 327 - 340.
- Hall, C. y Burns, C. 2003. Responses of crustacean zooplankton to seasonal and tidal salinity changes in the coastal Lake Waiholo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37. 31- 43.
- Hammer, U. 1986. *Saline Lake Ecosystems of the World*. Monographiae Biologicae 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. 616 pp.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan P.D. 2001. PAST. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1). 1 - 9.
- Herbst, D. 2001. Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia* 466. 209 - 219.
- Hobæk, A., Manca, M. y Andersen, T. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23. 155 - 163.
- Kalff, J. 2002. *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall, New Jersey.
- Khan, T., Wilson, M. y Khan, M. 2003. Evidence for invasive carp mediated trophic cascade in shallow lakes of western Victoria, Australia. *Hydrobiologia* 506 - 509. 465 - 472.
- Kobayashi, T. 1997. Associations between environmental variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research* 48. 523 - 529.
- Lampert, W. y Sommer, U. 1997. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, London.
- López-González, P., Guerrero, F. y Castro, M. 1998. Seasonal fluctuations in the plankton community in a hypersaline

- temporary lake (Honda, southern Spain). *International Journal of Salt Lake Research* 6. 353 - 371.
- Manca, M., Vijverberg, J., Polishchuk, L. y Voronov, D. 2008. *Daphnia* body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore. an approach based on contribution analysis. *Journal of Limnology* 67(1). 15 - 21.
- Mangeaud, A. 2004. La aplicación de técnicas de ordenación multivariadas en la entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63 (3 - 4). 1 - 10.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona.
- McCauley, E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples, pp 228-265 En. Downing, J. y Rigler, F. (eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. 2ª ed. Blackwell Scientific. Publ. Oxford.
- Menu-Marque, S., Morrone, J. y Locascio de Mitrovich, C. 2000. Distributional patterns of the south american species of *Boeckella* (Copepoda. Centropagidae). a track analysis. *Journal of Crustacean Biology* 20 (2). 262 - 272.
- Moss, B., Madgwick, J. y Phillips, G. 1996. *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. Ed. Environment Agency, Norwich.
- Mura, G. y Brecciaroli, B. 2003. The zooplankton crustacean of the temporary waterbodies of the Oasis of Palo (Rome, central Italy). *Hydrobiologia* 495. 93 - 102.
- Nagid, E., Canfield Jr., D. y Hoyer, M. 2001. Wind-induced increases in trophic state characteristics of a large (27 km²), shallow (1.5 m mean depth) Florida lake. *Hydrobiologia* 455. 97 - 110.
- Paggi, J. 1995. Cladocera. Pp. 909 - 951. En. Lopretto, E. y Tell, G. (eds) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata.
- Paggi, J. 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). Pp. 507-518. En. Coscarón, S. y Morrone, J.J. (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Pejler, B. 1995. Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia* 313/314. 267 - 278.
- Ponce de León, E. 1998. Evapotranspiración. Pp. 31-42. En. Fundación Chadileuvú (eds.). *El agua en La Pampa*. Fondo Editorial Pampeano, Santa Rosa.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M., Rosso, J. y Sosnovsky, A. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12. 175 - 185.
- Rocha-Olivares, A., Fleeger, W. y Foltz, D. 2001. Decoupling of molecular and morphological evolution in deep lineages of a meiobenthic harpacticoid copepod. *Molecular Biology and Evolution* 18 (6). 1088 - 1102.
- Ruttner-Kolisko A. 1977. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie* (8). 71 - 76.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
- Scheffer, M. y Jeppesen, E. 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* (10). 1 - 3.
- Schwartz, S. y Jenkins, D. 2000. Temporary aquatic habitats. constraints and opportunities. *Aquatic Ecology* 34. 3 - 8.
- Vignatti, A., Echaniz, S. y Martín, M. 2007. El zooplancton de lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (La Pampa, Argentina). *Gayana* 71 (1). 38 - 48.
- Vignatti, A., Echaniz, S., Ramos, D., Pilati, A. y Bazán, G. 2009. Producción primaria fitoplanctónica de un lago somero turbio orgánico en relación con el zooplancton (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática* 26. 217-227.

Recibido: 15.02.2011
Aceptado: 09.08.2011