



Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Universidad Nacional de La Pampa

Tesina presentada para obtener el grado académico de:

INGENIERO EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE

"Cambios en la diversidad y biomasa zooplanctónica durante una estación de crecimiento en una laguna hiposalina de La Pampa"

JOSÉ DARÍO SEGUNDO

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2012

Prefacio

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente, 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 el Departamento de Ciencias Naturales de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam, durante el período comprendido entre mayo de 2009 y mayo de 2012, bajo la dirección del Dr. Santiago A. Echaniz y la codirección de la Dra. Alicia M. Vignatti.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

A mi director y codirectora

A mi familia

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 muy frecuentes, aunque el conocimiento sobre su ecología es escaso y reciente. El objetivo de este trabajo de tesina fue estudiar variaciones en el zooplancton en relación con cambios ambientales en un lago somero temporario hiposalino, la laguna de Vila, 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 del cuerpo de agua 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 de *Daphnia spinulata*, que alcanzó densidades elevadas 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.

Abstract

Among shallow lakes, temporary and saline environments ($\text{SDT} \geq 3 \text{ g.l}^{-1}$) stand out. In La Pampa, in the Argentinean central region, precipitations are overcome by evapotranspiration, and thus temporary ecosystems are very frequent. However, the knowledge about their ecology is scarce. The aim of this work was to study the variations in the zooplankton in relation with environmental changes in a shallow, temporary, hyposaline lake, Vila shallow lake which lacks aquatic vegetation and fishes. We carried out monthly surveys between September 2003 and February 2004, during which we collected samples of water and zooplankton. During the study, depth diminished 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 of 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 total abundance increased, biomass diminished as salinity increased. The biomass of the zooplankton was higher than that recorded in other shallow lakes of the province, even in nearby ecosystems of similar characteristics.

Índice

Prefacio	1
Agradecimientos	1
Resumen	2
<i>Abstract</i>	2
Introducción	5
Hipótesis	8
Objetivos	8
Objetivo general	8
Objetivos específicos	8
Materiales y métodos	9
Área de estudio	9
Trabajo de campo	10
Parámetros ambientales	10
Parámetros biológicos	10
Trabajo de laboratorio.....	12
Resultados	13
La laguna de Vila	13
Parámetros ambientales	14
Parámetros biológicos	16
Diversidad zooplanctónica	16
Densidad zooplanctónica	19
Biomasa zooplanctónica	22
Discusión	23
La laguna de Vila en el contexto de los lagos someros pampeanos	23
Diversidad, abundancia y biomasa zooplanctónica	24
Conclusiones	27
Bibliografía	28

Introducción

Las comunidades bióticas que habitan un cuerpo de agua léntico se clasifican en función de su movimiento, tamaño y relación con los sólidos de la cubeta (Margalef, 1983; Cole, 1988). El plancton es la comunidad de organismos que habitan en la masa de agua, de movilidad restringida y subordinada a movimientos y corrientes. Es común separar esta comunidad en fitoplancton, integrado por organismos pertenecientes a diferentes *taxa*, pero que tienen en común su autotrofia y zooplancton, integrado por heterótrofos entre los que se cuentan protistas y animales, sobre todo rotíferos y crustáceos (Margalef, 1983, Kalf, 2002). El zooplancton estuvo entre las primeras comunidades en ser estudiadas debido a su abundancia, importancia ecológica y por su valor como alimento para una cierta cantidad de peces de interés económico (Margalef, 1983).

La composición y abundancia del zooplancton de los lagos 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, el pH (Kobayashi, 1997; López-González *et al.*, 1998; Hobæk, *et al.*, 2002; Hall & Burns, 2003), uso de la tierra en la cuenca (Quirós *et al.*, 2002; Dodson *et al.*, 2007) y entre las segundas, pueden mencionarse el efecto de la disponibilidad y calidad de los recursos alimentarios y la depredación por parte de vertebrados e invertebrados (Lampert & Sommer, 1997; Khan *et al.*, 2003; Chang *et al.*, 2004; Boveri & Quirós, 2007; Manca *et al.*, 2008).

En el pasado, la limnología prestó más atención a los lagos profundos, permanentes, oligotróficos y por lo tanto de aguas de gran transparencia (Williams, 1981), al punto que actualmente es mucho lo que se sabe sobre su ecología y su zooplancton (Margalef, 1983, Kalf, 2002; Wetzel, 2001), pero no ha ocurrido lo mismo con los lagos someros, cuyo estudio sistemático fue encarado a principios de la década de 1990, generalmente en relación a procesos de eutrofización. Estos estudios, desarrollados inicialmente en los países del norte de Europa y Estados Unidos (Jeppesen *et al.*, 2000; Scheffer, 1998; Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer & Jeppesen, 2007; Scheffer & Van Ness, 2007) y extendidos posteriormente, han contribuido a conocer la importancia para los ecosistemas acuáticos, tanto de la entrada como de la carga interna de nutrientes y 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* (Scheffer, 1998; Scheffer *et al.*, 1993; Quirós *et al.*, 2002; Scheffer & Jeppesen, 2007).

Los lagos someros (lagunas) son cuerpos de agua poco profundos (menos de 3 – 4 m) por lo que no estratifican térmicamente, siendo marcadamente polimícticos (Scheffer, 1998) y con tiempos de permanencia del agua muy variables, lo que produce grandes cambios en la salinidad (Quirós *et al.*, 2002). Suelen tener un elevado estado trófico, dado por la alta concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua, con grandes biomásas en todos los niveles tróficos.

En Argentina existen estudios sobre aspectos ecológicos de los lagos someros, pero la mayoría se refieren a ambientes de la provincia de Buenos Aires, tales como los de Ringuelet (1962 y 1972), Ringuelet *et al.* (1967) en los que describieron la dinámica y el zooplancton de algunas lagunas, o los relevamientos que Olivier (1955 y 1961) realizó en las lagunas Salada Grande y Vitel. Más recientes y ya enmarcados en el modelo de los estados alternativos son los aportes de Claps *et al.* (2004), Quirós *et al.* (2002), Boveri & Quirós (2002), Torremorell *et al.* (2007) y Allende *et al.* (2009) quienes describieron la estructura y funcionamiento de cuerpos de agua someros situados en la cuenca del río Salado, fuertemente influidos por la entrada de nutrientes aportados tanto por las numerosas localidades ubicadas en sus orillas, como por el intenso uso de la tierra realizado en sus cuencas. En Argentina se realizaron otros aportes para ambientes someros, pero de características diferentes a los pampásicos, tales como los de José de Paggi (1976, 1980, 1983, 1984, 1988) y Paggi (1980), quienes estudiaron aspectos ecológicos de ambientes lénticos ubicados en la llanura de inundación del río Paraná, y por lo tanto sujetos a la especial dinámica dada por el régimen pulsátil del río.

En la provincia de La Pampa existen estudios sobre aspectos ecológicos y taxonómicos del zooplancton de este tipo de lagos (Echaniz & Vignatti, 1996, 2001 y 2002 a y b; Echaniz *et al.*, 2005, 2006 y 2008; Pilati, 1997 y 1999; Vignatti & Echaniz, 1999, 2001 y 2002, Vignatti *et al.*, 2007), en los que se relacionaron las principales variables físico químicas, tales como temperatura, pH, salinidad o contenido iónico con la estructura de la comunidad zooplanctónica. La investigación en el marco del modelo de los estados alternativos ha comenzado a realizarse recientemente (Echaniz *et al.*, 2008, 2009, 2010 a y b; Echaniz & Vignatti, 2011; Echaniz *et al.*, en prensa a y b).

Por otro lado, los trabajos de investigación realizados por autores de otras latitudes sobre el zooplancton de cuerpos de agua someros, han producido conclusiones en cuanto a su diversidad, variación, requerimientos ambientales de las diversas especies y biogeografía (Scheffer, 1998; Kalff, 2002), algunas de las cuales 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 (Paggi, 1995 y 1998; Battistoni, 1995 y 1998; Adamowicz *et al.*, 2004), lo que sumado al fuerte cuestionamiento a la idea del cosmopolitismo de muchos organismos, entre los que se encuentran los cladóceros y copépodos (Frey, 1982 y 1987; Fernando & Paggi, 1998), hace necesario investigar la diversidad presente y sus relaciones con las principales variables limnológicas.

Entre los lagos someros se destacan, por un lado, los ambientes en los que la presencia de agua no es constante, siendo por lo tanto temporarios o episódicos (Boulton & Brock, 1999; Schwartz & Jenkins, 2000), lo que significa que los organismos que los habitan deben tener adaptaciones especiales para superar épocas desfavorables (Belk, 1998; Bayly, 2001; Mura & Brecciaroli, 2003; Eitam *et al.*, 2004; Frisch *et al.*, 2006). Por otro lado, los lagos someros frecuentemente son salinos, o sea, tienen salinidades iguales o mayores de 3 g.l⁻¹ (Hammer, 1986).

Dado que en el este de la provincia de La Pampa, en la región central de Argentina las precipitaciones son superadas por la evapotranspiración (Casagrande *et al.*, 2006) y existen numerosas cuencas arreicas, los humedales temporarios son frecuentes. Son alimentados especialmente por precipitaciones y su salinidad suele ser elevada y altamente variable, en consonancia con el nivel de agua (Echaniz & Vignatti, 2010). Es destacable la importancia que este tipo de cuerpo de agua tiene en la región norte de la provincia, ya que en épocas de grandes precipitaciones se produce el llenado y la extensión de una importante cantidad de lagos con las subsecuentes contracción y secado en los períodos secos. Esto brinda la oportunidad de estudiar los cambios en la biodiversidad y cuantificar variaciones en la demografía del zooplancton, en relación con los cambios que se producen en las variables limnológicas de importancia, tales como las que ocurrieron en la laguna de Vila, un típico lago somero temporario, ubicado en cercanías de la localidad de Falucho. Además, muchas lagunas tienen interés económico (Quirós *et al.*, 2002), ya sea para entes oficiales o productores agropecuarios privados, que en ocasiones requieren información sobre la factibilidad de siembra de algunas especies ictícolas de valor pesquero, para su

explotación comercial o turística. Estas inquietudes difícilmente pueden ser satisfechas sino se cuenta con datos adecuados, tanto físico-químicos como del zooplancton presente, que consideren las particularidades especiales de los lagos someros de la provincia de La Pampa (Echaniz, 2010; Vignatti, 2011).

Hipótesis

1.- La variación de las condiciones ambientales locales influye sobre la composición taxonómica y la distribución temporal de las especies del zooplancton, de forma que al avanzar la estación de crecimiento (primavera-verano) y el desecamiento de los cuerpos de agua, la diversidad, abundancia y biomasa cambian.

2.- Debido al incremento del estrés ambiental causado por el aumento de la salinidad que se produce durante la evaporación, la abundancia y la biomasa de cada taxón disminuyen.

3.- La composición taxonómica y la biomasa por especie de la comunidad zooplanctónica de la laguna de Vila, son diferentes de las registradas en otros ambientes de la provincia, debido a que su origen, el uso de la tierra que las rodea y la salinidad que poseen son distintas.

Objetivos

Objetivo general

Estudiar las variaciones en la diversidad, abundancia y biomasa de la comunidad zooplanctónica, en relación con los cambios de los principales parámetros ambientales que se verificaron durante una estación de crecimiento (primavera-verano) (Quirós *et al.*, 2002), en la laguna Vila, 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.

Objetivos específicos

1.- Caracterizar morfométricamente la laguna, mediante la determinación del largo y ancho máximo y efectivo, profundidad máxima, perfil batimétrico y desarrollo de línea de costa.

2.- Conocer la composición taxonómica del zooplancton a nivel de sus tres grandes grupos (rotíferos, cladóceros y copépodos).

- 3.- Conocer la densidad de organismos del zooplancton, total y a nivel de los distintos grupos taxonómicos.
- 4.- Determinar la biomasa media mensual de los taxones presentes.
- 5.- Analizar la variación de la abundancia y biomasa del zooplancton en relación con la de factores abióticos (temperatura, pH, salinidad, conductividad, transparencia).
- 6.- Establecer similitudes en la diversidad, abundancia y biomasa zooplanctónica de la laguna estudiada con otros cuerpos de agua semejantes.

Materiales y métodos

Área de estudio

La laguna de Vila ($35^{\circ} 10' 54''$ S, $64^{\circ} 05' 26''$ W), situada 1 km al NE de la localidad de Falucho (La Pampa, Argentina) (Figs. 1 y 2).

Está ubicada en una cuenca arreica, rodeada de campos dedicados a la explotación agropecuaria y es alimentada por precipitaciones y en menor medida por aportes freáticos. Se ubica en la Región fisiográfica Oriental, caracterizada por clima subhúmedo-seco; un paisaje de mesetas, valles, colinas y planicies, con suelos evolucionados, entre los que predominan los Molisoles (Cano, 1980). La cuenca se caracteriza por su explotación agropecuaria con predominio de cultivo de cereales y oleaginosas, pastizales bajos, escasos relictos de bosques caducifolios y pastizales sammófilos.

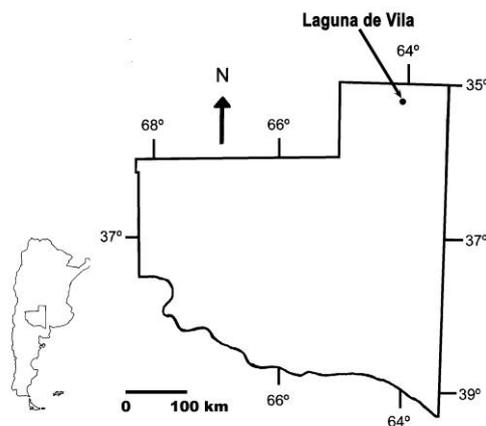


Figura 1: Ubicación geográfica de la laguna de Vila



Figura 2: Vista de la laguna de Vila, en septiembre de 2005

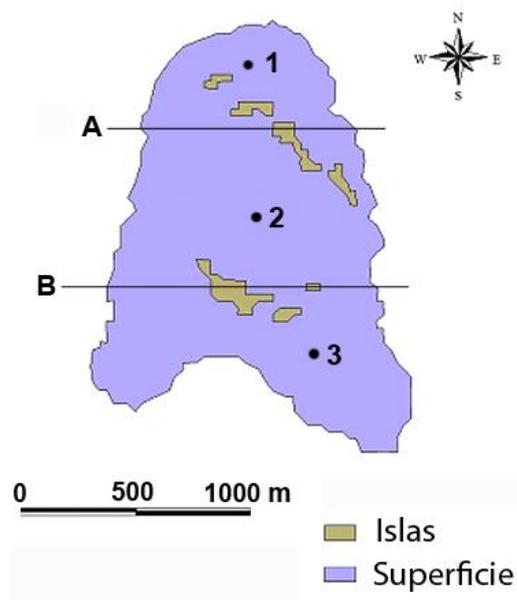


Figura 3: Croquis de la laguna de Vila en base a una imagen satelital de setiembre de 2004. 1; 2 y 3 estaciones de muestreo. A y B transectas batimétricas.

Trabajo de campo

Parámetros ambientales

Se realizaron muestreos mensuales durante la estación de crecimiento comprendida entre septiembre de 2003 y febrero de 2004. Se tomaron muestras en tres sitios y en diciembre de 2005 se midió la profundidad a lo largo de dos transectas (Fig. 3) a efectos de determinar el perfil batimétrico. En cada muestreo se registraron datos de profundidad en

cada estación mediante sondeos, temperatura del aire, del agua y pH mediante el uso de un termopéhachímetro digital de campo (Corning PS 15). Además se midió la transparencia mediante disco de Secchi de 22 cm de diámetro y se recogieron muestras de agua en envases previamente lavados y acondicionados para la determinación en el laboratorio de la conductividad eléctrica del agua mediante el uso de un conductímetro Oakton TDSTest 20 y la salinidad usando el método del residuo sólido.

A efectos de contribuir a la caracterización química de la laguna, durante el pico de la estación de crecimiento (enero de 2004), se tomó una muestra de agua de 2 l, en un recipiente lavado y acondicionado, a los efectos de determinar el contenido iónico y de nutrientes en el laboratorio certificado “La Pampa Agrícola”.

Parámetros biológicos

Se tomaron muestras de zooplancton de carácter cualitativo, por arrastres verticales desde el fondo con una red de 40 μm de abertura de malla.

Los organismos fueron anestesiados antes de la fijación mediante agua carbonatada, a efectos de que murieran extendidos, de forma de facilitar su identificación y medición para el cálculo de biomasa. Posteriormente, al comprobarse su completa sedimentación y al igual que las muestras cuantitativas, se fijaron a campo con formalina al 5-8 %.

Por otro lado se tomaron muestras de carácter cuantitativo mediante una trampa de Schindler-Patalas de 10 l de capacidad (Paggi, 1998; APHA, 1992) provista de una red de 40 μm de abertura de malla, idéntica a la empleada en el caso de la muestra cualitativa (Fig. 4).



Figura 4: Trampa de Schindler-Patalas de 10 l de capacidad empleada en la toma de muestras de zooplancton

Trabajo de laboratorio

Utilizando ejemplares extraídos de las muestras cualitativas, se determinaron las especies presentes en cada una de las estaciones, mediante el empleo de cámaras de acrílico abiertas que permitieron extraer ejemplares para su disección. Se determinó la riqueza específica de cada estación en cada ocasión de muestreo.

A fin de determinar la densidad del macrozooplancton por especie en cada estación, se realizó el conteo mediante la toma de alícuotas de las muestras cuantitativas, empleando un submuestreador de Russell de 5 ml, las que fueron contadas en cámaras de Bogorov (Paggi, 1995) (Fig. 5). El recuento se hizo bajo microscopio estereoscópico a 20-40 X.



Figura 5: Cámara de Bogorov y submuestreador de Russell de 5 ml empleadas para la determinación de la abundancia del zooplancton

La densidad del microzooplancton por especie en cada estación se determinó mediante la toma de alícuotas de 1 ml con una micropipeta, las que se contaron bajo microscopio óptico convencional 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 & Rigler, 1984). Una vez hallado el número de individuos presentes para cada especie en cada submuestra, se calculó el número de individuos por litro de agua de la laguna. Debido a la transparencia de la mayor parte de los ejemplares, los conteos se facilitaron mediante la tinción previa de las muestras cuantitativas con rosa de Bengala.

La biomasa se calculó mediante la medición de 30 ejemplares por cada especie, seleccionados al azar y la aplicación de las fórmulas que relacionan la longitud con el peso seco existentes en la bibliografía (Dumont *et al.*, 1975; Ruttner-Kolisko, 1977; McCauley, 1984; Kobayashi, 1997).

Se calcularon correlaciones de Spearman (r_s) y se realizó un análisis de componentes principales. Se calculó en índice de diversidad beta de Whittaker en sentido temporal (Magurran, 2004) para determinar el reemplazo de especies. Se emplearon los programas Statistica 6.0, Past, Infostat.

Resultados

Morfometría de la laguna de Vila

Se trata de un lago somero de mediana extensión. Durante el período estudiado su profundidad máxima apenas superó el metro (Tabla 1). Presentó grupos de pequeñas islas que aumentaron su extensión durante el secado (Figs. 6 y 7). Careció de fauna íctica y de vegetación acuática.

Tabla 1: principales parámetros morfométricos de la laguna estudiada. Los datos corresponden a setiembre de 2004

Largo máximo	1984 m
Largo efectivo	1904 m
Ancho máximo	1381 m
Ancho 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

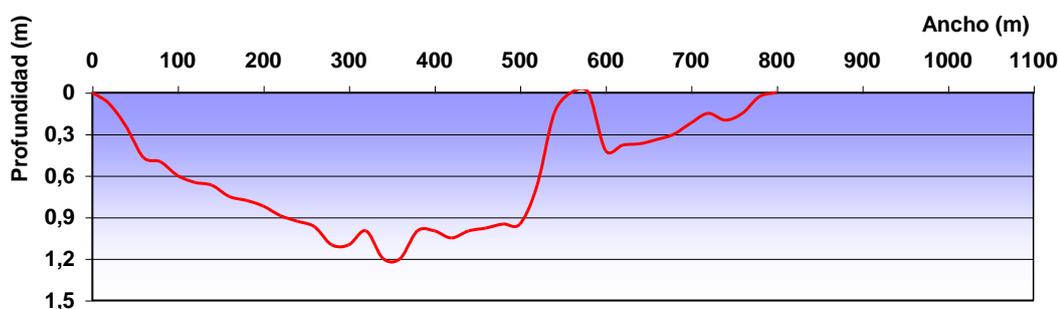


Figura 6: Perfil batimétrico realizado en la transecta A (E-W)

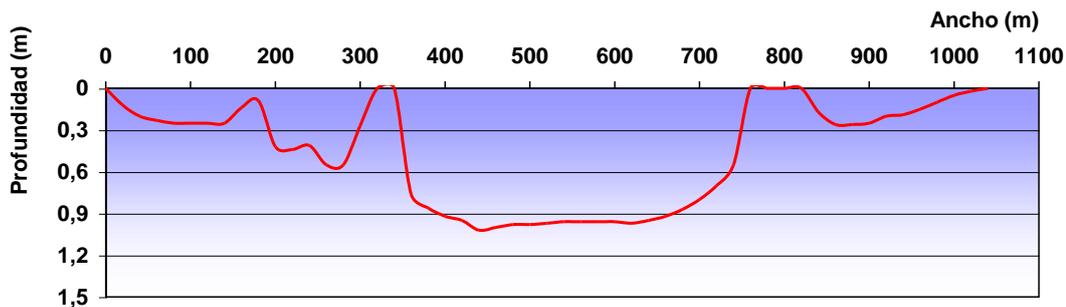


Figura 7: Perfil batimétrico realizado en la transecta B (E-W)

Parámetros ambientales

La composición química del agua de la laguna se caracterizó por el predominio del HCO_3^- entre los aniones, aunque el Cl^- y $\text{SO}_4^{=}$ presentaron concentraciones relativamente elevadas (Fig. 8). Entre los cationes, predominaron los monovalentes, en particular el Na^+ , y fueron reducidas las concentraciones de los bivalentes Ca^{++} y Mg^{++} (Fig. 8). La relación M:D (cationes monovalentes: divalentes) calculada fue 26,1.

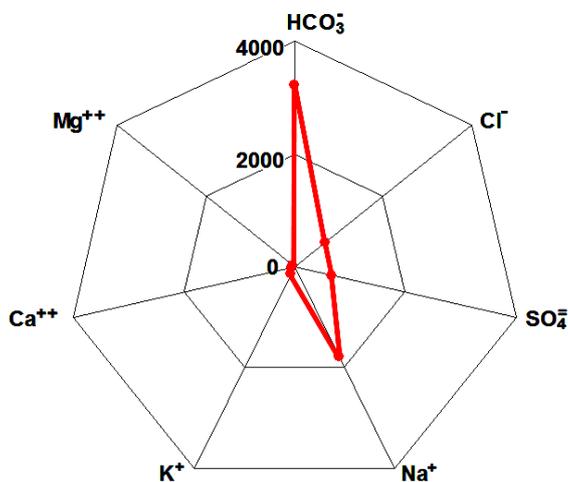


Figura 8: Contenido iónico del agua

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. 9).

La salinidad media fue de $7,40 \text{ g.l}^{-1} (\pm 2,06)$ y a lo largo del estudio se incrementó desde un mínimo cercano a 4 g.l^{-1} (setiembre) hasta superar los $9,6 \text{ g.l}^{-1}$ en enero (Fig. 9).

Se verificó una estrecha relación entre ambos parámetros, dado el alto valor de la correlación hallada ($r_s = -0,94$; $p = 0,0048$) (Fig. 10).

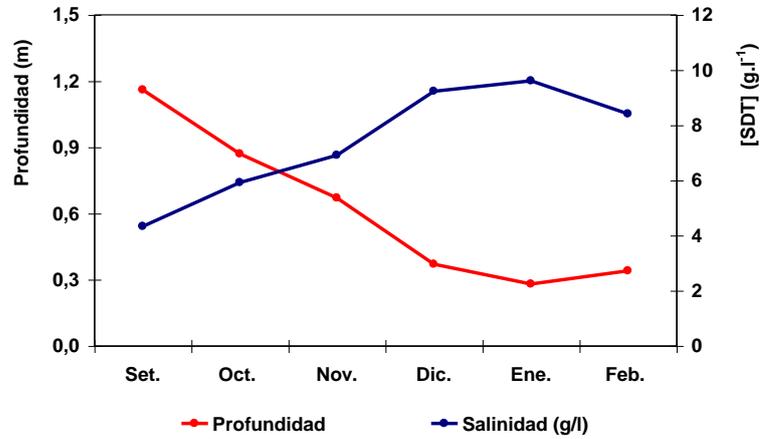


Figura 9: Variación de la profundidad máxima de la laguna y la salinidad

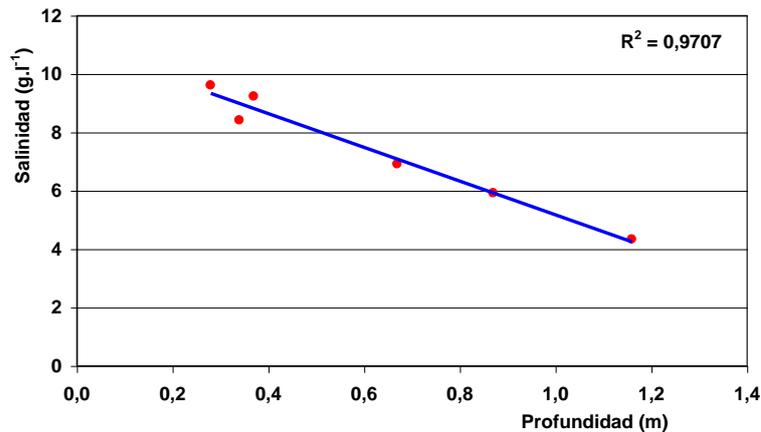


Figura 10: Relación entre la salinidad del agua y la profundidad máxima de la laguna

La transparencia del agua fue reducida, con una media de 0,11 m ($\pm 0,04$). Osciló entre un mínimo de 0,06 m (setiembre y octubre) y un máximo de 0,15 m (enero) (Fig. 11).

El pH fue relativamente elevado, con una media a lo largo del período de estudio de 10,01 ($\pm 0,43$) y se incrementó paulatinamente desde 9,42 en setiembre hasta superar 10,62 en enero (Fig. 11).

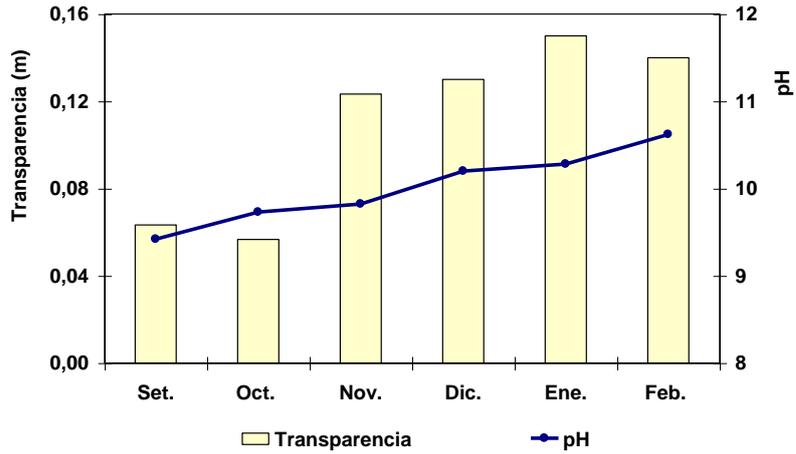


Figura 11: Variación en la transparencia del agua y el pH

La temperatura del agua se incrementó desde 17,3°C en setiembre hasta superar 27°C en diciembre (Fig. 12).

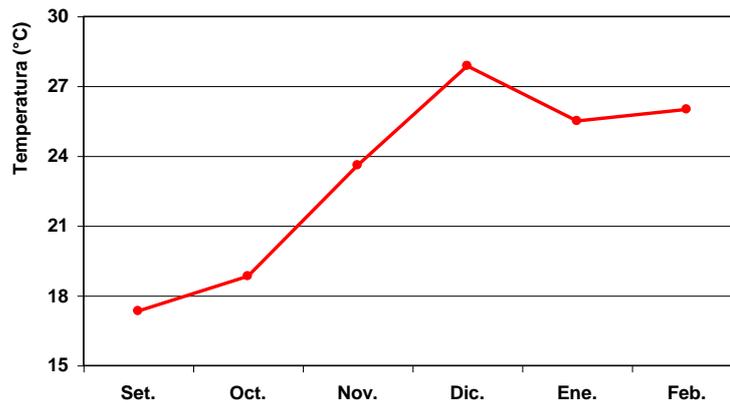


Figura 12: Variación de la temperatura del agua.

Parámetros biológicos

Diversidad zooplanctónica

Se registraron 20 taxones en total, 4 cladóceros, 3 copépodos y 13 rotíferos (Tabla 2).

La riqueza máxima (12 *taxa*) se halló durante enero y la mínima (7) durante el último mes del estudio (Fig. 13).

Tabla 2: Lista de taxones 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> (Schoedler, 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. pterodinoides</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>Asplanchna</i> sp.	0,66
<i>Hexarthra</i> sp.	0,50
<i>Colurella</i> sp.	0,16
<i>Keratella</i> sp.	0,33

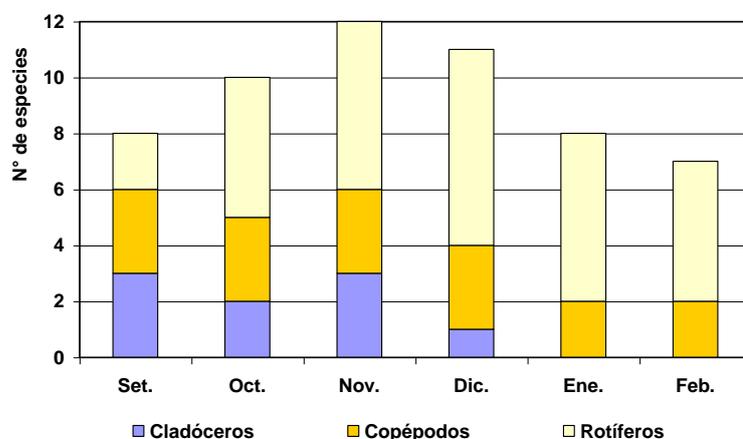


Figura 13: Variación mensual del número de especies por grupo taxonómico

El índice de diversidad beta fue relativamente elevado en todos los casos, indicando un fuerte reemplazo de especies, en especial entre enero y febrero (Tabla 3).

Tabla 3: Índices de diversidad beta de Whittaker determinado entre pares de meses.

Sept. - Oct.	Oct. - Nov.	Nov. - Dic.	Dic. - Ene.	Ene. - Feb.
0,79	0,48	0,50	0,79	1,27

El análisis de componentes principales, que tuvo una correlación cofenética de 0,972 y cuyos dos primeros componentes explicaron más del 85% de la varianza, mostró que la riqueza total no tuvo correlación ni con la profundidad de la laguna ni con la salinidad (Fig. 14) y lo mismo fue manifestado por los coeficientes de correlación hallados ($r_s = 0,35$; $p = 0,4924$ y $r_s = 0,15$; $p = 0,7809$ respectivamente). Los rotíferos se registraron durante todos los meses (Fig. 13), con el predominio del género *Brachionus*. El análisis de componentes principales mostró una relación positiva entre la riqueza de los rotíferos y la temperatura y la salinidad del agua (Fig. 14). Entre los crustáceos, que mostraron una relación positiva con la profundidad de la laguna y negativa con la concentración de sólidos disueltos (Fig. 14), 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. 13).

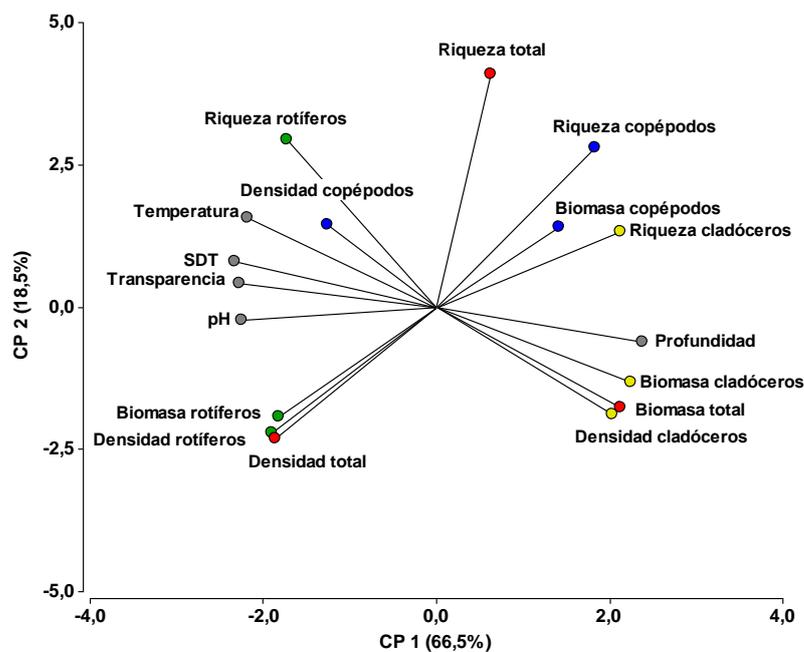


Figura 14: Biplot del análisis de componentes principales

Densidad zooplanctónica

La mayor densidad se registró durante los meses de verano. A pesar de que en noviembre fue apenas superior a los 800 ind.l⁻¹, en enero superó los 36 000 ind.l⁻¹ (Fig. 15). 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 llegaron a representar el 98,6 % del total en enero (Fig. 16).

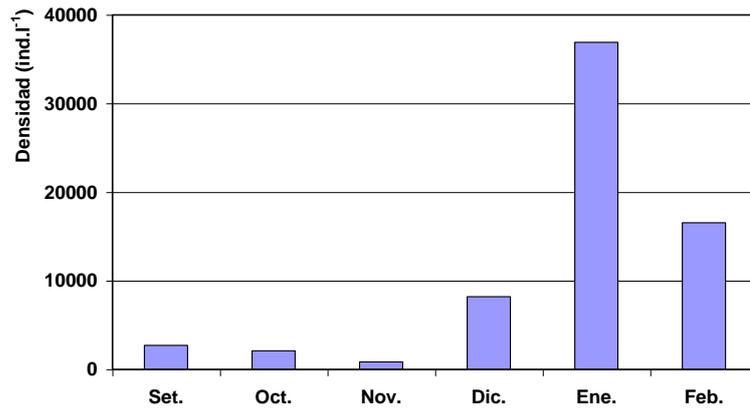


Figura 15: Variación mensual de la abundancia total de la comunidad zooplanctónica

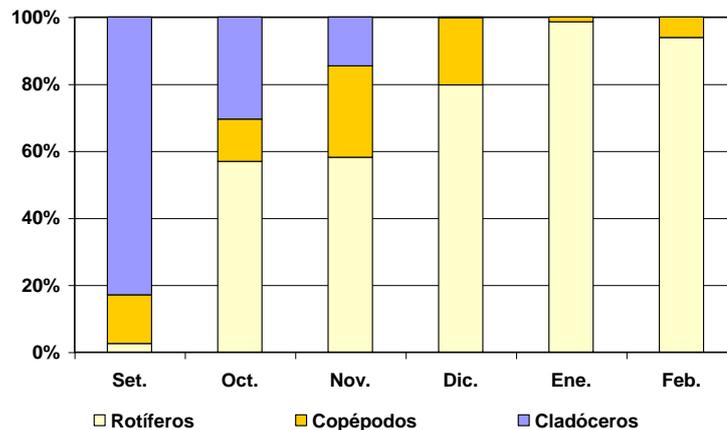


Figura 16: Aporte porcentual a la abundancia por grupo taxonómico

Al considerar los grupos taxonómicos por separado, se encontró correlación significativa positiva entre la densidad de cladóceros y la profundidad de la laguna ($r_s =$

0,98; $p = 0,0003$), pero negativa con la salinidad ($r_s = -0,89$; $p = 0,0149$) (Fig. 14). Entre éstos, *Daphnia spinulata* fue dominante en los cuatro primeros meses y registró una abundancia máxima de 943,2 ind.l⁻¹ en septiembre (Fig. 17). *Leydigia leydigi* y *Moina micrura* sólo se registraron en una única ocasión, la primera en setiembre, 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. 17).

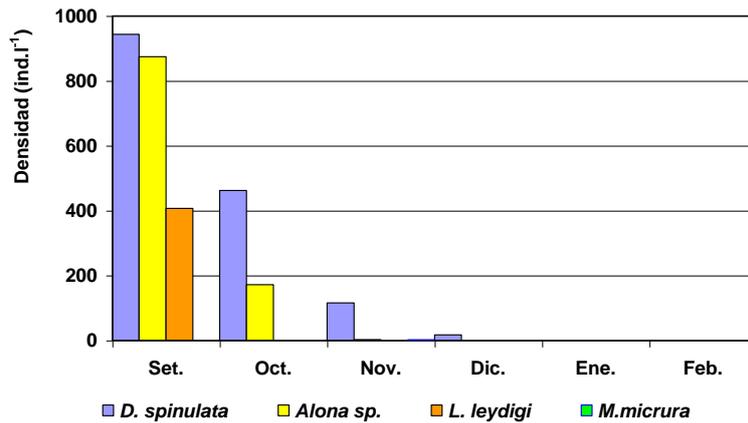


Figura 17: Variación en la abundancia de cladóceros

La densidad total de los copépodos no mostró relaciones con ninguno de los parámetros ambientales determinados (Fig. 14). *Boeckella gracilis* se halló entre septiembre y diciembre, con una abundancia de 366 ind.l⁻¹ en este último mes (Fig. 18). *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 máxima de 317 ind.l⁻¹ en febrero (Fig. 18).

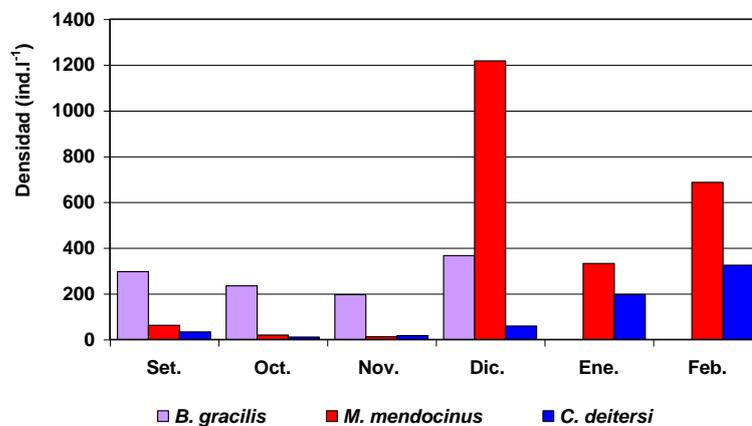


Figura 18: Variación en la abundancia de copépodos

La densidad de los rotíferos mostró relación negativa con la profundidad de la laguna ($r_s = -0,94$; $p = 0,0048$), pero positiva con la salinidad ($r_s = 0,89$; $p = 0,0149$ respectivamente) (Fig. 14). Entre éstos, *B. 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 y una mínima de 4 ind.l⁻¹ en noviembre (Fig. 19). Le siguió *B. 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 (Fig. 19). *B. dimidiatus* se registró en diciembre, enero y febrero y fue la especie más importante numéricamente, ya que alcanzó una abundancia máxima de 29 668 ind.l⁻¹ en enero (Fig. 19) y mostró una correlación significativa con la profundidad ($r_s = -0,88$; $p = 0,0188$). Respecto al resto de las especies de rotíferos *Asplanchna* sp. estuvo presente en cuatro ocasiones, alcanzó una densidad muy elevada, superior a los 530 ind.l⁻¹ en febrero (Fig. 20) por lo que se calculó una correlación significativa con la profundidad ($r_s = -0,84$; $p = 0,0361$).

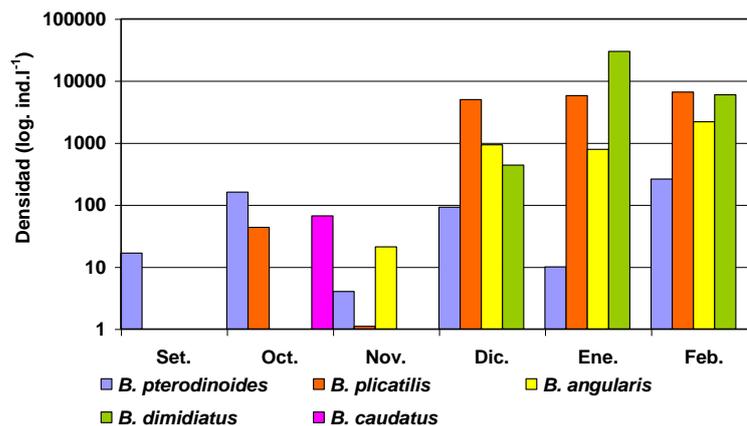


Figura 19: Variación en la abundancia de rotíferos del género *Brachionus*

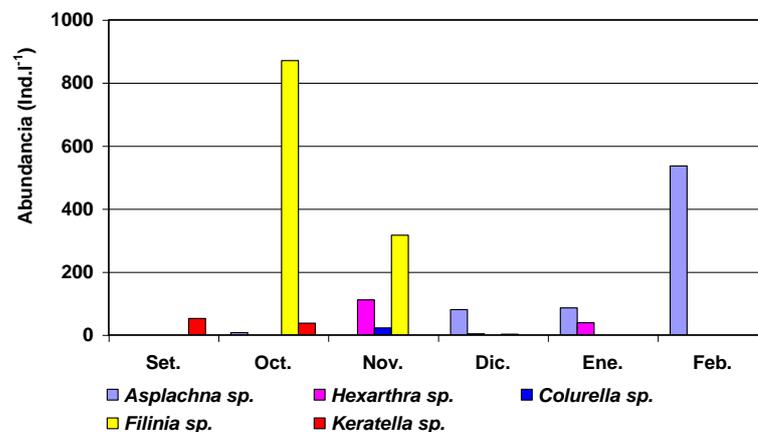


Figura 20: Variación en la abundancia de rotíferos

Biomasa zooplanctónica

La biomasa media de la comunidad zooplanctónica registrada a lo largo del período de estudio fue $6895,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($\pm 5550,9$) y mostró correlación positiva con la profundidad ($r_s = 0,82$; $p = 0,0415$) pero negativa con la salinidad ($r_s = -0,94$; $p = 0,0048$) (Fig. 14).

La mayor biomasa, superior a $15\ 800 \mu\text{g.l}^{-1}$, se registró en septiembre, pero descendió marcadamente hasta un mínimo de $2178,4$ en enero (Fig. 21).

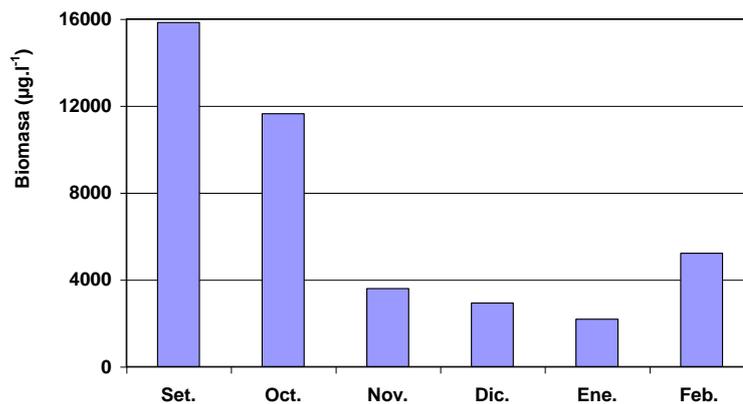


Figura 21: Variación de la biomasa total de la comunidad zooplanctónica

Al considerar los grupos taxonómicos por separado, a lo largo del estudio la mayor biomasa, superior al 62% del total, fue aportada por los cladóceros ($4304,2 \mu\text{g.l}^{-1} \pm 5975,9$) (Figs. 14 y 22), a pesar de haberse registrado sólo los primeros cuatro meses. Se encontró correlación positiva entre la biomasa de este grupo y la profundidad ($r_s = 0,98$; $p = 0,0003$) pero negativa con la salinidad ($r_s = -0,90$; $p = 0,0148$).

Los copépodos presentaron una biomasa media de $1536,53 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($\pm 624,26$) y representaron el 22,3% del total de la comunidad (Fig. 22). No mostraron correlaciones significativas con ninguno de los parámetros ambientales determinados.

Los rotíferos, a pesar de haber aportado las mayores biomasa durante enero y febrero (Fig. 22), mostraron una media de $1054,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ (± 1408), lo que representó sólo el 15,3% del total de la comunidad. Únicamente se encontró correlación negativa entre la biomasa de este grupo y la profundidad de la laguna ($r_s = -0,89$; $p = 0,0188$).

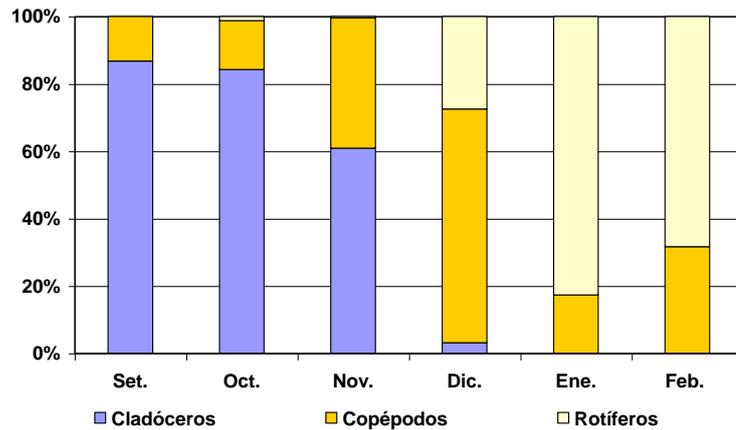


Figura 22: Composición porcentual de la biomasa zooplanctónica

Entre los cladóceros, la mayor contribución (96,9% de la biomasa del grupo) fue la de *Daphnia spinulata*. Se encontró correlación positiva entre la biomasa de esta especie y la profundidad de la laguna ($r_s = 0,99$; $p = 0,0003$), pero negativas con la concentración de sólidos disueltos ($r_s = -0,90$; $p = 0,015$) y temperatura del agua ($r_s = -0,81$; $p = 0,0498$).

Entre los copépodos, *Boeckella 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 este parámetro y la profundidad ($r_s = 0,99$; $p = 0,0003$) y salinidad ($r_s = -0,90$; $p = 0,015$). Fue seguida por *Metacyclops 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, *Brachionus plicatilis* aportó el 49,2% del total del grupo, seguido por *Asplanchna* sp. (36,7%). La primera especie sólo mostró correlación negativa con la profundidad ($r_s = -0,89$; $p = 0,0188$) y la segunda solamente con la temperatura del agua ($r_s = 0,84$; $p = 0,0361$).

Discusión

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

Es un lago somero típico de la provincia de La Pampa, cuya cuenca es arreica. Entre las características más importantes se cuenta su alimentación, dada por precipitaciones y aportes freáticos y por la ausencia de efluentes emisarios, lo que hace que

las pérdidas de agua se produzcan 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 Lövstedt & 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; Echaniz & Vignatti, 2011) 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^{++} (indicadoras de una baja dureza del agua), es un rasgo en común de la laguna de Vila con la mayor parte de los lagos someros de la provincia de La Pampa, pero que la distingue de las generalizaciones que indican el predominio del Ca^{++} en la mayor parte de las aguas interiores del mundo (Kalff, 2002). Sin embargo, el predominio del HCO_3^- entre los aniones, es una característica que diferencia a esta laguna de otros lagos someros pampeanos que presentan una mayor proporción de Cl^- (Echaniz, 2010; Vignatti, 2011). 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 y la relación entre el volumen de agua (cada vez menor, considerando la disminución de 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.

Diversidad, abundancia y biomasa zooplanctónica

La riqueza registrada fue relativamente elevada comparada con lagos someros relativamente parecidos (Echaniz, 2010) 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 *B. 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. Si bien estos autores habían señalado que *B. pterodinooides* es una especie muy poco tolerante a la salinidad, 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 *Daphnia spinulata*, se registró con abundancias muy elevadas, mayores a las determinadas en otras lagunas de La Pampa (Echaniz & 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 & 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 & Jeppesen, 2007).

En el caso de *Leydigia 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 & Vignatti, 1996 y 2001; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010).

Una situación similar podría ser la del copépodo *Boeckella 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 *Metacyclops mendocinus* y *Cletocamptus 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 harpacticoideo 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, 2010; Echaniz *et al.*, 2008, 2009; Echaniz & Vignatti, 2011). Sin embargo, una importante diferencia es la elevada densidad de cladóceros encontrada, dada en especial por *D. spinulata*. No obstante, la mayor densidad de este cladóceros se registró el primer mes del estudio, cuando también se registró la menos salinidad y decreció posteriormente hasta no se encontrada en enero.

El predominio numérico del halófilo *M. mendocinus* entre los copépodos es una característica que la laguna de Vila comparte con otros cuerpos de agua de similar salinidad estudiados en la provincia, aunque cuando la salinidad se hace más elevada es reemplazado por el calanoideo *Boeckella poopoensis* (Echaniz, 2010; Vignatti, 2011).

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, 2010; Echaniz *et al.*, 2008, 2009; Echaniz & Vignatti, 2011), 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*, un cladóceros de talla relativamente grande. 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 *Asplanchna* sp.

Conclusiones

- La laguna de Vila es un lago somero ubicado en una cuenca arreica, típico de la provincia de La Pampa. Dado su carácter temporario, durante la estación de crecimiento estudiada experimentó un marcado descenso del nivel del agua.
- Comparte con otros lagos someros pampeanos la ausencia de fauna íctica y de vegetación acuática.
- Tomando en cuenta la concentración de sólidos disueltos, la laguna puede caracterizarse como hiposalina.
- La salinidad aumentó a lo largo del período de estudio, en función de una marcada pérdida de agua por evaporación.
- La laguna es bicarbonatada sódica y la relación M:D (cationes monovalentes: divalentes) indicó una baja dureza del agua.
- El predominio del Na^+ es un rasgo en común con lagos someros de La Pampa, pero que diferencian esta laguna de la mayor parte de las aguas interiores del mundo con predominio del Ca^{++} .
- La dominancia del HCO_3^- es una característica que acerca a Vila a lagos urbanos de La Pampa, pero la diferencia de ambientes naturales con menor influencia antrópica.
- La riqueza zooplanctónica fue elevada y se registró una asociación de especies típica de lagos someros pampeanos de salinidad baja, dada por la presencia de *Daphnia spinulata*, *Moina micrura* y *Boeckella gracilis*, especies que desaparecieron cuando la salinidad superó los 9 g.l^{-1} .
- Se registró la presencia de especies eurihalinas, especialmente el ciclopoideo *Metacyclops mendocinus* y rotíferos del género *Brachionus* (*B. plicatilis* y *B. dimidiatus*) que alcanzaron sus mayores densidades al aumentar la salinidad.
- La mayor densidad se registró durante los meses de verano y a excepción de septiembre, cuando predominó *Daphnia spinulata*, la mayor abundancia siempre fue aportada por los rotíferos.

- El predominio de los rotíferos, en particular especies eurihalinas de distribución cosmopolita del género *Brachionus*, es una característica en común con otros cuerpos de agua similares de la provincia.
- Una diferencia con otras lagunas pampeanas fue la elevada densidad de cladóceros, dada en especial por *D. spinulata*, una especie relativamente grande, cuya presencia puede ser favorecida por la ausencia de peces planctívoros.
- La biomasa total de la comunidad zooplanctónica fue más elevada que en otras lagunas de la provincia, en un espectro amplio de salinidades.
- Al considerar los grupos taxonómicos por separado, la mayor biomasa media fue aportada por los cladóceros, aunque predominó la biomasa de los rotíferos durante los meses de mayor temperatura.

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.
- Allende, L., G. Tell, H. Zagarese, A. Torremorell, G. Pérez, J. Bustingorry, R. Escaray & I. Izaguirre. 2009. Phytoplankton and primary production in clear-vegetated, inorganic-turbid and algal-turbid shallow lakes from the pampa plain (Argentina). *Hydrobiologia* 624: 45 – 60.
- APHA. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- Battistoni, P. A. 1998. Capítulo 51: "Copepoda". Pp. 519-530. En: S. Coscarón & J. J. Morrone (eds), Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Ediciones Sur, La Plata.
- Battistoni, P. A., 1995. Crustacea, Copepoda. En: E.Lopretto y G. Tell (eds.). Ecosistemas de Aguas Continentales. Metodologías para su estudio, Tomo II. Ediciones Sur, Bs. Aires
- Bayly, I. A. E., 2001. Invertebrate occurrence and succession 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 in C.W. Witham, E.T. Bauder, D. Belk, W.R. Ferren Jr., and R. Ornduff (Eds.). Ecology, conservation and management of vernal pool ecosystems. Proceedings from a 1996 Conference. California Native Plant Society, Sacramento, CA.
- Borell Lövestedt, C. & L. Bengtsson. 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquatic Sciences* 70: 304 - 313.
- Boulton, A. J. & M. A. Brock. 1999. *Australian Freshwater Ecology. Processes and management.* Gleneagles Publishing, Adelaide.
- Boveri, M. & 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.
- 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., G. Vergara & Y. Bellini. 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., 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.
- Claps, M., N. Gabellone & H. Benítez. 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio – temporal variations. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40 (3): 201 - 210.
- Cole, G.A. 1988. *Manual de limnología.* Ed. Hemisferio Sur, Bs. As.
- Dodson, S., W. Everhart, A. Jandl & S. Krauskopf. 2007. Effect of watershed land use and lake age on zooplankton species richness. *Hydrobiologia* 579: 393 - 399.
- Downing J, & F. Rigler. 1984. *A Manual on methods for the Assesment of Secondary Productivity in Fresh Waters.* Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Dumont, H., I. van de Velde & S. Dumont. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19: 75 - 97.

- Echaniz, S. 2010. Composición y abundancia del zooplancton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de La Pampa. Tesis de Doctorado. Universidad nacional de Río Cuarto.
- Echaniz, S. & A. Vignatti. 1996. Cladóceros limnéticos de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam* 9 (1): 65 - 80.
- Echaniz, S. & A. Vignatti. 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros (Crustacea: Anomopoda y Ctenopoda) planctónicos y química del agua de la laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam* 12 (2): 23 - 35.
- Echaniz, S. & A. Vignatti. 2002a. 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. 2002b. Caracterización limnológica y variación anual de la taxocenosis de cladóceros de la laguna Quetré Huitrú (pcia. de La Pampa, Argentina). Pág. 40, resúmenes II Jornadas de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. La Plata, 13 al 15 de noviembre de 2002.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi & J. C. 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. Paggi & A. Pilati. 2006. Zooplankton seasonal abundance of south american saline shallow lakes. *International Review of Hydrobiology* (91): 86 - 100.
- Echaniz, S., A. Vignatti & 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 & G. Cabrera. 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. & A. Vignatti. 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., A. M. Vignatti, S. B. José de Paggi & J. C. Paggi. 2010a. Los nutrientes en los sedimentos de lagunas de La Pampa. Relación con la granulometría y uso de la tierra. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua 23-31.

- Echaniz, S. A., A. M. Vignatti, S.B. José de Paggi, J.C. Paggi & G. C. Cabrera. 2010b. El modelo de estados alternativos de lagos someros en La Pampa: comparación de Bajo de Giuliani y El Carancho. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua 45-53.
- Echaniz, S. A. & A. M. Vignatti. 2011. Seasonal variation and influence of turbidity and salinity on the zooplankton of a saline lake in central Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Research* 39 (2): 306-315.
- Echaniz, S., A. Vignatti, A. Pilati & S. Kissner. En prensa a. Cambios en la diversidad y variación interanual de la abundancia del zooplancton de un lago somero urbano de La Pampa. *Biología Acuática* 27.
- Echaniz, S., A. Vignatti, G. Cabrera & S. José de Paggi. In press b. Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypereutrophic shallow lakes with different salinity. *Biota Neotropica*.
- Eitam, A., L. Blaustein, K. Van Damme, H. Dumont, & K. Martens. 2004. Crustacean species richness in temporary pools: relationships with habitat traits. *Hydrobiologia* 525: 125 – 130.
- Fernando, C. H. & J. C. Paggi, 1998. Cosmopolitanism and latitudinal distribution of freshwater zooplanktonic Rotifera and Crustacea. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1916-1917.
- Fontaneto, D., W. De Smet & C. Ricci. 2006. Rotifers in saltwaters, re-evaluation of an inconspicuous taxon. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86: 623 - 656.
- Frey, D. G. 1982. Questions concerning cosmopolitanism in cladocera. *Archiv. für Hydrobiologie* 93: 484-502.
- Frisch, D., E. Moreno-Ostos, & A. Green. 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.
- Fryer, G. 1987. Morfologie and biogeography of the so-called Cladocera. *Rev. Hydrobiol.*, 35: 18-28.
- Hall, C. & C. Burns. 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.
- Herbst, D. 2001. Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a templet for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia* 466: 209 - 219.
- Hobæk, A., M. Manca & T. Andersen. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23: 155 - 163.
- Ivanova, M. & T. Kazantseva. 2006. Effect of Water pH and Total Dissolved Solids on the Species Diversity of Pelagic Zooplankton in Lakes: A Statistical Analysis. *Russian Journal of Ecology* 37 (4): 264 - 270.
- Jeppesen, E., J. 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, A. Pedersen, K. Jürgens, A. Strzelczak, T. Lauridsen & L. Johansson. 2007a. Salinity Induced Regime Shift in Shallow Brackish Lagoons. *Ecosystems* (10): 47 - 57.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen & J. P. Jensen. 2007b. 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. Jensen, T. Lauridsen, N. Mazzeo & C. Branco. 2007c. 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 zooplankton de un cuerpo de agua eutrófico (Lago del Parque Gral. Belgrano, Santa Fe). *Physis* (B) 35 (91): 171-183.
- José de Paggi, S. 1980. Campaña limnológica "Keratella I" en el río Paraná medio: Zooplankton de ambientes lóticos. *Ecología* 4: 69-75.
- José de Paggi, S. 1983. Estudio sinóptico del zooplankton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya- Diamante (I Parte) . *Rev. Asoc. Cien. Nat. Litoral* 14 (2): 163-178.

- José de Paggi, S. 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná. X: Distribución estacional del zooplancton. Rev. Asoc. Cien. Nat. del Litoral 15 (2): 135-155.
- José de Paggi, S., 1988. Estudio sinóptico del zooplancton de cauces y tributarios del valle aluvial del Río Paraná, Tramo Goya-Diamante (II Parte). Studies on Neotropical Fauna and Environment 23 (3): 149-163.
- Kalff, J. 2002. Limnology. Inland Water System. Prentice Hall, New Jersey.
- Khan, T., M. Wilson & M. Khan. 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 zooplancton body masses in a regulated Australian river. Marine and Freshwater Research 48: 523 - 529.
- Lampert, W. & U. Sommer. 1997. Limnoecology. The ecology of lakes and streams. Oxford University Press, London.
- López-González, P., F. Guerrero & M. Castro. 1998. Seasonal fluctuations in the plankton community in a hypersaline temporary lake (Honda, southern Spain). International Journal of Salt Lake Research 6: 353 - 371.
- Magurran, A., 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. Journal of Limnology 67(1): 15 - 21.
- 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. & F. Rigler (eds.). A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. 2ª ed. Blackwell Scientific. Publ. Oxford.
- Menu-Marque, S., 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.
- Moss, B., J. Madgwick & G. Phillips. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Ed. Environment Agency, Norwich.

- Mura, G. & B. Brecciaroli. 2003. The zooplankton crustacean of the temporary waterbodies of the Oasis of Palo (Rome, central Italy). *Hydrobiologia* 495: 93 – 102.
- Nagid, E., D. Canfield Jr. & M. Hoyer. 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.
- Olivier, S. 1955. Contribution to the limnological knowledge of the Salada Grande lagoon. *Proceedings of the International Association of Limnology* 12: 302 - 308.
- Olivier, S. 1961. Estudios limnológicos en la laguna Vitel. *Agro* 6: 1 - 128.
- Paggi, J. C. 1980. Campaña limnológica “Keratella I” en el río Paraná medio (Argentina): Zooplancton de ambientes leníticos. *Ecología* 4: 77-88.
- Paggi, J. 1995. Cladocera. Pp. 909 - 951. En: Lopretto E. y G. Tell (eds) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata.
- Paggi, J. 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). Pp. 507-518. En: S. Coscarón & J. J. Morrone (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. Ediciones Sur, La Plata.
- Pejler, B. 1995. Relation to habitat in rotifers. *Hydrobiologia* 313/314: 267 - 278.
- Pérez, C. 2004. *Técnicas de análisis multivariante de datos*. Pearson Educación S.A., Madrid.
- Pilati, A. 1997. Copépodos calanoideos de la provincia de La Pampa. *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam* 9 (2): 57 - 67.
- Pilati, A. 1999. Copépodos ciclopoideos en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam* 10 (1): 29 - 44.
- Ponce de León, E. 1998. Evapotranspiración. Pag. 31-42. En *Fundación Chadileuvú* (eds.). *El agua en La Pampa*. Fondo Editorial Pampeano, Santa Rosa.
- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. Rosso, & A. Sosnovsky. 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175 - 185.
- Ringuelet, R. 1962. *Ecología acuática continental*. EUDEBA, Buenos Aires.
- Ringuelet, R. 1972. *Ecología y Biocenología del hábitat lagunar o lago de tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina)*. *Physis* 31 (82): 55 - 76.

- Ringuelet, R., 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.
- Rocha-Olivares, A., W. Fleeger & D. Foltz. 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.
- Santer, B. & A. Hansen. 2006. Diapause of *Cyclops vicinus* (Uljanin) in Lake Søbygård: indication of a risk-spreading strategy. *Hydrobiologia* 560: 217 - 226.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London.
- Scheffer, M., S. Hosper, M. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275 - 279.
- Scheffer, M. & E. Jeppesen. 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* (10): 1 - 3.
- Scheffer, M. & E. van Nes. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584: 455 - 466.
- Schwartz, S. & D. Jenkins. 2000. Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. *Aquatic Ecology* 34: 3 - 8.
- 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. *Limnologia* 37: 100 - 108.
- Vignatti, A. M. 2011. Biomasa del zooplancton en lagunas salinas y su relación con la concentración de sales en ausencia de peces. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Vignatti, A. & S. Echaniz. 1999. Presencia de *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *menucoensis* Paggi, 1996 en la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam* 10 (1): 21 - 27.
- Vignatti, A., S. Echaniz & M. Martín. 2007. El zooplancton de lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (La Pampa, Argentina). *Gayana* 71 (1): 38 - 48.

- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, Elsevier, San Diego.
- Williams, W. D., 1981. Inland salt lakes: An introduction. *Hydrobiologia* 81: 1-140.
- Williams, W. 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* 381: 191 - 201.