

Dinámica estacional del zooplancton y su relación con los factores ambientales en el lago urbano Dalcar (Córdoba, Argentina)

Alicia M. VIGNATTI¹, Santiago A. ECHANIZ¹, Gabriela C. CABRERA¹, Miguel MANCINI² & Víctor SALINAS²

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Avda. Uruguay 551, 6300 Santa Rosa, La Pampa. Argentina. E-mail: alicaviagnatti@exactas.unlpam.edu.ar; alicaviagnatti@cpenet.com.ar. ²Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nac. 36 - Km. 601, 5800 Río Cuarto, Córdoba. Argentina.

Abstract: Seasonal zooplankton dynamics and its relations with environmental factors in Dalcar Urban Lake (Córdoba, Argentina). Urban lakes are frequently used for recreation and tourism, in addition to their aesthetic value. They are also important as a refuge for biodiversity. They are generally small and shallow, so they are strongly influenced by human activities. In Argentina, the ecology of urban lakes has not received much attention. The objective of this study was to identify the zooplankton and their relationships with environmental parameters in Dalcar (33° 06'S; 64° 22'W), an artificial lake of Río Cuarto City (Córdoba province). Seasonal samples were taken in 2017, when the lake had partial coverage of macrophytes and abundance of fish. The pH and conductivity were 8.97 (± 0.19) and 0.81 mS/cm (± 0.06), respectively. The water transparency was 0.72 m (± 0.25), and the trophic status index was 64.73. Eight cladocerans, 3 copepods, and 25 rotifers were recorded. This high richness could be due to the reduced salinity, the presence of species associated with macrophytes and to the protection provided by these against predation. The dominance of rotifers, especially of the genera *Brachionus*, *Keratella*, and *Lecane* and the presence of cladocerans, such as *Moina micrura* and *Bosmina longirostris* are indicators of high trophic level. The zooplankton density was lower than that of other urban lakes in Central Argentina. Since Dalcar's zooplankton is dominated by small organisms and predation would prevent large species with high grazing rates from thriving, in absence of any event that modifies the current characteristics of the lake, the influence of zooplankton on the amount of phytoplankton and water transparency is not expected to change.

Key words: Urban lakes, eutrophic, *Keratella tropica*, *Brachionus caudatus*, *Moina micrura*

Resumen: Los lagos urbanos tienen importancia estética, como refugio para la biodiversidad y frecuentemente se utilizan para recreación y turismo. Como generalmente son pequeños y someros, están fuertemente influenciados por actividades humanas. En Argentina, su ecología no ha recibido mucha atención, por lo que el objetivo fue estudiar el zooplancton y las relaciones con parámetros ambientales en Dalcar (33° 06' S 64° 22' O), un lago artificial de Río Cuarto (Córdoba). Se tomaron muestras estacionales en 2017, cuando el lago tuvo parcial cobertura de macrófitas y gran abundancia de peces. El pH y la conductividad fueron 8,97 ($\pm 0,19$) y 0,81 mS/cm ($\pm 0,06$). La transparencia del agua fue 0,72 m ($\pm 0,25$) y el índice de estado trófico fue 64,73. Se registraron 8 cladóceros, 3 copépodos y 25 rotíferos. La elevada riqueza podría deberse a la reducida salinidad, a la presencia de especies ligadas a las macrófitas y al refugio brindado por éstas contra la predación. El dominio de rotíferos, en especial de los géneros *Brachionus*, *Keratella* y *Lecane* y la presencia de cladóceros como *Moina micrura* y *Bosmina longirostris* son indicadores de un alto nivel trófico. La densidad zooplanctónica fue menor que la de otros lagos urbanos de Argentina. Como el zooplancton de Dalcar está dominado por organismos pequeños y la predación impediría que prosperaran especies grandes con alto pastoreo, en ausencia de algún evento particular que modifique las características actuales del lago, no es esperable que cambie la influencia del zooplancton sobre la cantidad de fitoplancton y la transparencia del agua.

Palabras clave: Lago urbano, eutrofia, *Keratella tropica*, *Brachionus caudatus*, *Moina micrura*

INTRODUCCIÓN

Desde la antigüedad, el hombre generó o aprovechó lagos en sus asentamientos o cerca de ellos con la finalidad de almacenar agua que asegurara el suministro para usos domésticos y la agricultura (Naselli-Flores, 2008) o para controlar la escorrentía del agua de lluvia (Hassall, 2014; Almanza-Marroquin *et al.*, 2016). Los lagos urbanos, sean de origen natural o antrópico, generalmente tienen alto valor estético (Hassall, 2014) y es muy frecuente que se utilicen para recreación y turismo (Oliva Martínez *et al.*, 2008; Ladwig *et al.*, 2018) ya que muchos de ellos están rodeados de parques (Elmqvist *et al.*, 2015). Dado su fácil acceso, son ambientes ideales para ser usados en actividades educativas y para que el público se familiarice con la naturaleza, lo que puede incrementar el apoyo a la conservación de la biodiversidad y la protección ambiental (Hassall, 2014). Por otro lado, mejoran considerablemente la calidad de vida en las áreas urbanas ya que además de su valor estético y recreacional pueden contribuir a mitigar el clima urbano (Naselli-Flores, 2008).

Los lagos urbanos tienden a ser pequeños y someros (Schueler & Simpson, 2001; Sinistro *et al.*, 2013), sus cuencas suelen tener grandes áreas impermeabilizadas por pavimento, calles y edificaciones y frecuentemente han perdido la cobertura vegetal original, todo lo cual ejerce una fuerte influencia sobre el lago (Schueler & Simpson, 2001; Hennya & Meutiab, 2014). La reducida extensión hace que sean muy susceptibles a la colmatación por sedimentación, eutrofización y contaminación por bacterias patógenas o sustancias (hidrocarburos, metales pesados) que pueden representar una amenaza para las comunidades que los habitan y para la salud humana (Hennya & Meutiab, 2014; Almanza-Marroquin *et al.*, 2016). Los lagos urbanos que reciben desagües pluviales además son afectados por una de las fuentes de contaminación difusa más importante, ya que el agua de lluvia transporta sustancias lavadas de calles y edificios y desechos domésticos e industriales (José de Paggi *et al.*, 2008). A diferencia de aguas superficiales ubicadas en áreas rurales o menos impactadas antrópicamente, muchos lagos urbanos están intervenidos y modificados con obras que permiten el manejo del agua (Ladwig *et al.*, 2018).

Los ambientes urbanos pueden servir de refugio para la biodiversidad ante la pérdida de ambientes naturales (Taborda *et al.*, 2017), e investigaciones recientes han mostrado que pueden

contribuir a la conservación de la biodiversidad a nivel regional, ya sea como parte de la red de hábitats adecuados o al actuar como *stepping stones* que facilitan el movimiento de algunas especies a través del paisaje (Hassall, 2014). Debido a la alta influencia antrópica que sufren, los lagos urbanos deberían ser objeto de monitoreos continuos que permitan controlar su estado y diagnosticar tempranamente cambios perjudiciales (Novoa *et al.*, 2006), sobre todo en un escenario de cambio climático que podría requerir el desarrollo de estrategias adaptativas para su manejo (Ladwig *et al.*, 2018).

Existen publicaciones en las que se analizó el estado trófico de algunos lagos urbanos y el efecto de medidas de gestión y manejo (Naselli-Flores, 2008; Oliva Martínez *et al.*, 2008; Sinistro *et al.*, 2013; Almanza-Marroquin *et al.*, 2016) o la recuperación de algunos lagos luego de largos períodos de contaminación (Yan *et al.*, 2016). Sin embargo, la biodiversidad que existe en los ecosistemas acuáticos ubicados en zonas pobladas continúa pobremente descrita y cuantificada y son escasas las publicaciones que aporten información sobre la riqueza específica y densidad de su zooplancton (Merrix-Jones *et al.*, 2013 a; Hassall, 2014). En este sentido, pueden mencionarse los estudios realizados en Brasil para determinar la riqueza, distribución espacial y densidad zooplanctónica en un lago costero (Branco *et al.*, 2007), la confiabilidad del uso de microcrustáceos y rotíferos para la elaboración de índices de estado trófico (Lodi *et al.*, 2011), o la relación entre el estado trófico y el zooplancton en un embalse tropical urbano (Jaramillo-Londoño *et al.*, 2014). Otros estudios compararon la composición del zooplancton de lagos naturales y artificiales mediante meta análisis (Merrix-Jones *et al.*, 2013 a) o determinaron el impacto producido por la aireación artificial sobre la estructura espacial de esta comunidad en un lago urbano de Gales (Merrix-Jones *et al.*, 2013 b) o la diversidad del zooplancton en cuencos municipales contaminados con desechos cloacales en Bengala (Adhikari & Mukhopadhyay, 2017).

En Argentina también se ha prestado más atención a la ecología de lagos ubicados en áreas naturales y rurales, aunque existen algunas publicaciones sobre lagos urbanos con fuerte influencia antrópica donde se analizó la calidad de agua y la estructura de las diferentes comunidades, tales como los estudios sobre el zooplancton del lago del Parque General Belgrano (José de Paggi & Paggi, 1976) y la laguna Setúbal, ambas en Santa Fe (José de Paggi *et al.*, 2008; Pecorari *et*

al., 2016), dos lagunas de la localidad de Saladas, en Corrientes (Frutos et al., 2009), la laguna Chascomús (Diovisalvi et al., 2010) y la laguna de Los Patos de Ensenada, ambas en Buenos Aires (Taborda et al., 2017); las lagunas Don Tomás, La Arocena y Bajo de Giuliani, en la provincia de La Pampa (Echaniz & Vignatti, 2001; Echaniz et al., 2009; 2012 a; b; 2014; Vignatti et al., 2009) o el análisis de los cambios hidrológicos y limnológicos y su influencia sobre el fitoplancton en dos lagunas de la Reserva Ecológica Costanera Sur (ciudad de Buenos Aires) (Sinistro et al., 2013).

En la ciudad de Río Cuarto, provincia de Córdoba, existe un lago de particular importancia, el lago Dalcar, muy visitado por los habitantes de la ciudad y turistas, debido a que es un espacio verde muy importante y porque tiene varias especies de peces, algunas de las cuales se capturan para consumo (Mancini et al., 2012). Diferentes aspectos de este lago han sido estudiados, como su estado trófico y su fitoplancton (Novoa et al., 2006), los efectos de la influencia antrópica (y el potencial deterioro de la calidad de agua) sobre los peces (Pollo et al., 2012) o la riqueza taxonómica, importancia y multiplicidad de usos de su comunidad íctica (Mancini et al., 2012). Sin embargo, no existe información sobre el zooplancton del lago Dalcar, por lo que los objetivos del presente trabajo fueron analizar la riqueza específica de esta comunidad, su densidad, las relaciones con los principales parámetros ambientales y establecer comparaciones con otros ambientes de similares características.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El lago Dalcar (33° 06' 25" S 64° 22' 31 W) es un ambiente artificial construido en 1945. Está incluido en un gran espacio verde y desde su construcción ha sido usado como sitio de esparcimiento, balneario, para actividades náuticas y pesca deportiva (Mancini et al., 2012).

Su principal afluente era el arroyo "El Bañado"; sin embargo, desde hace unos años, no ingresa agua por este arroyo y solo recibe agua subterránea de manera esporádica (Mancini et al., 2012). Tiene una superficie de 6,5 ha, un largo y ancho máximos de 430 y 184 m y durante el estudio tuvo una profundidad máxima de 2,10 m.

En el lago se registraron más de 15 especies de peces (Mancini et al., 2012) y actualmente se observó *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835). En su fitoplancton dominaron las

Bacillariophyceae (162 especies) seguidas por Chlorophyceae (44 especies) y Cyanophyceae (15 especies) (Novoa et al., 2006). Tiene una abundante cobertura de macrófitas sumergidas, flotantes y emergentes, entre las que predominan *Zannichellia palustris* L., *Egeria densa* Planch y *Potamogeton berteroanus* Phil. (Mancini et al., 2012).

Trabajo de campo y laboratorio

Se tomaron muestras estacionales en febrero, abril, agosto y noviembre de 2017 en cinco sitios del lago denominados entrada, muelle, centro, club El Malón y vertedero (Fig. 1). En cada sitio se determinaron la transparencia (disco de Secchi), la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto (equipo digital Hanna HI 98193), el pH y la conductividad eléctrica del agua (equipo digital Milwaukee MI806). En cada ocasión se tomó una muestra el centro del lago para la determinación de la composición iónica del agua, lo que se hizo mediante métodos estandarizados (APHA, 1999). Para estimar el estado trófico se utilizó el índice de Carlson en base a la lectura del disco de Secchi (Carlson & Simpson, 1996).

En cada sitio se tomaron muestras de zooplancton de 36 L, que fueron filtradas a través de redes de 47 micrómetros de abertura de malla y fijadas con formalina al 4%.

La densidad del macrozooplancton y microzooplancton (Kalf, 2002) se determinó por medio de recuentos en cámaras abiertas tipo Bogorov y Sedgwick-Rafter respectivamente, bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional y se expresó en ind./L.

La determinación taxonómica de los cladóceros se realizó en base a las contribuciones de Olivier (1962), Goulden (1968), Smirnov (1971), Korovchinsky (1992), Paggi (1995; 1998), Kotov (2003) y Adamowicz et al., (2004). La de los copépodos se realizó siguiendo los criterios de Ringuet (1958), Bayly (1992 a; b), Reid (1985), Menu-Marque & Locascio de Mitrovich (1998) y Santos-Silva et al. (1999) y la de los rotíferos según Ruttner-Kolisko (1974), Koste (1978), Segers (1995) y Mills et al. (2016).

Para analizar la relación entre la abundancia de los diferentes *taxa* y su frecuencia de aparición, se aplicó el test no paramétrico con gráficos de cuadrantes de Olmstead y Tukey (Sokal & Rohlf, 1995), en el que se graficó la abundancia de cada especie sobre las ordenadas versus la frecuencia de ocurrencia de cada una (%) en las abscisas. Esto permite distinguir cuatro categorías: especies frecuentes y abundantes (dominantes,

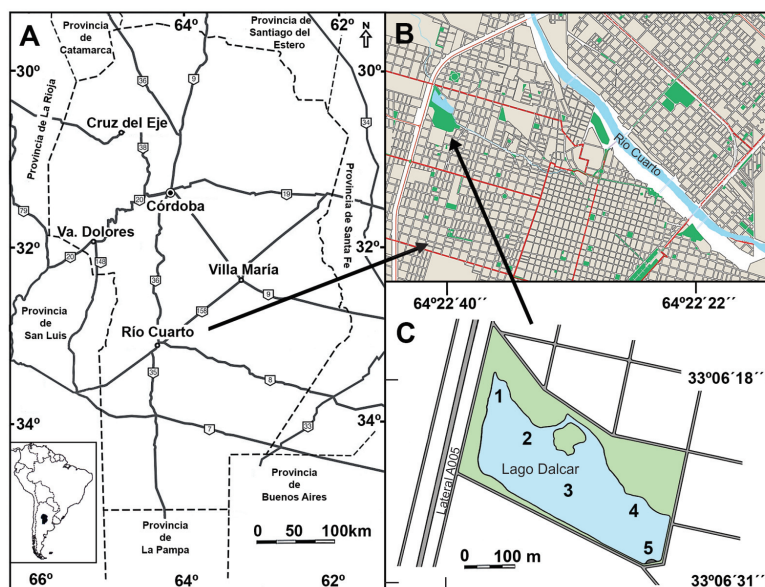


Fig. 1: A) Provincia de Córdoba. B) Ubicación del lago Dalcar en la ciudad de Río Cuarto (www.riocuarto.gov.ar/marioiv). C) Croquis del lago y sitios de muestreo (1: entrada. 2: muelle. 3: centro. 4: club El Malón. 5: vertedero).

cuadrante I); abundantes e infrecuentes (especies ocasionales, cuadrante II), especies infrecuentes y escasas (especies raras, cuadrante III) y frecuentes pero escasas (comunes, cuadrante IV) (D'Ambrosio *et al.*, 2016).

Se calcularon los índices de diversidad de Margalef, de Dominancia (D), de Shannon-Wiener (H) y la equidad se calculó mediante el índice de Pielou (J), como una medida de la homogeneidad de distribución de los individuos entre los diferentes *taxa*.

Para determinar las posibles diferencias entre los parámetros biológicos y ambientales determinados en los diferentes sitios de muestreo o estaciones del año, se calculó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (H) (Sokal & Rohlf, 1995) y para analizar las relaciones entre variables limnológicas y del zooplancton se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (Pérez, C. 2004).

RESULTADOS

El análisis mostró que el agua del lago Dalcar fue levemente dura (118 ppm CO_3Ca). El orden de dominancia de los aniones fue $\text{CO}_3\text{H}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-}$ y el de los cationes $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$, lo que permitió categorizar al agua como bicarbonatada-sulfatada sódica.

Los parámetros ambientales no mostraron diferencias significativas entre los sitios de mues-

treo a lo largo del período estudiado, por lo que se usaron valores medios.

El pH no tuvo diferencias significativas entre las estaciones del año. El promedio fue 8,97 ($\pm 0,19$) y mostró poca variación a lo largo del estudio.

La temperatura del agua, diferente entre estaciones ($H = 17,91$; $p = 0,0005$), mostró un patrón estacional, con un valor cercano a 15°C en invierno y máximo superior a 25°C en verano (Fig. 2). La concentración de oxígeno disuelto en el agua también difirió entre las estaciones ($H = 14,31$; $p = 0,0025$). La media fue 8,80 mg/L ($\pm 1,93$) y siguió un patrón inverso al de la temperatura, con valores máximos en invierno (11,5 mg/L) (Fig. 2).

La conductividad eléctrica del agua fue relativamente reducida ($0,81 \text{ mS/cm} \pm 0,06$), no mostró diferencias entre estaciones y varió relativamente poco (Fig. 3). La transparencia del agua mostró una variación relativamente amplia, por lo que hubo diferencias entre las estaciones ($H = 16,4$; $p = 0,0009$). El valor medio fue de 0,72 m ($\pm 0,25$) pero varió desde un máximo cercano a 1 m en invierno a un mínimo cercano a 0,4 m en primavera (Fig. 3). El cálculo del índice de estado trófico arrojó un valor de 64,73 que indicó condiciones eutróficas.

Durante el período de estudio se registraron 36 *taxa*: 8 cladóceros, que representaron el 22,22% de la riqueza, 3 copépodos (8,33%) y 25

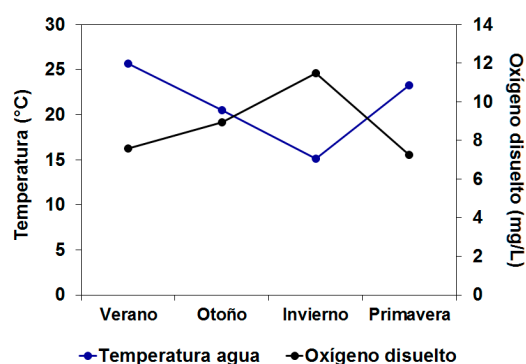


Fig. 2: Variación de la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto del lago Dalcar.

rotíferos (69,44%), que fueron los organismos que dominaron en todas las estaciones (Tabla 1 y Fig. 4). La mayor riqueza total (25 *taxa*) fue observada en el verano, cuando el número de rotíferos también fue alto (19 *taxa*), lo que se vio reflejado en el índice de diversidad de Margalef (Tabla 2). Durante el invierno el índice de Margalef también fue elevado ya que la riqueza fue relativamente alta (18 *taxa*). En esta época del año, los rotíferos fueron escasos y la riqueza de cladóceros alcanzó los 7 *taxa* (Tabla 1 y Tabla 2). En otoño y la primavera la riqueza específica fue menor (14 y 15 *taxa* respectivamente) (Fig. 4).

La mayor abundancia total se registró en primavera, cuando alcanzó 298,6 ind./L y fue aportada principalmente por los copépodos (226,7 ind./L) (Fig. 5). Si bien la densidad de adultos y copepoditos fue baja (sólo 7,34 ind./L), la de sus estadios naupliares fue muy elevada (219,4 ind./L).

En otoño, la densidad también fue elevada (180 ind./L) cuando el mayor aporte fue de los rotíferos (90,6 ind./L), seguidos de los copépodos (65,6 ind./L) (Fig. 5).

Los cladóceros aportaron muy poco a la densidad durante el periodo muestreado y su mayor abundancia se observó en otoño (23,8 ind./L) cuando solo representaron el 13% de la densidad total (Fig. 5).

Al considerar los grupos taxonómicos por separado, los cladóceros alcanzaron una densidad media de 7,60 ($\pm 9,45$) ind./L. Sin embargo, la abundancia mostró diferencias significativas entre las estaciones del año ($H = 8,21$; $p = 0,0419$) ya que fue máxima en otoño y mínima en verano (23,84 y 0,33 ind./L, respectivamente) (Fig. 5). Entre ellos, *Moina micrura* (si bien estuvo ausente durante el invierno) fue la especie que mayor densidad media alcanzó (4,38 $\pm 6,91$

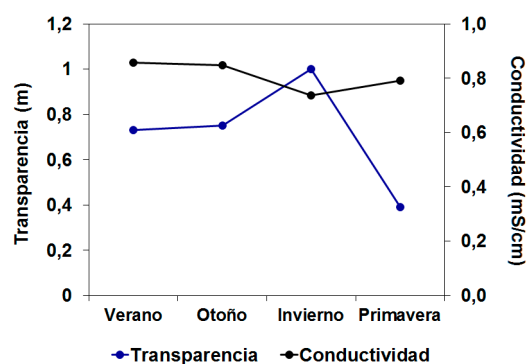


Fig. 3: Variación de la conductividad eléctrica y de la transparencia del agua del lago Dalcar.

ind./L), seguida por *Diaphanosoma birgei* (1,83 $\pm 2,55$ ind./L). Las seis especies restantes, entre las que se cuenta *Daphnia ambigua*, mostraron densidades medias muy reducidas, inferiores a 1 ind./L (Fig. 6).

Los copépodos alcanzaron una densidad media de 98,32 $\pm 75,82$ ind./L. La misma también fue diferente ($H = 11,85$; $p = 0,0079$) debido a que fue máxima en primavera y mínima en invierno (226,72 y 29,72 ind./L, respectivamente) (Fig. 5). Éstos estuvieron representados por solo 3 *taxa*, aunque el aporte del harpacticóideo fue insignificante, registrándose solo en verano (0,01 ind./L). El calanoídeo *Notodiaptomus deitersi* fue la especie que alcanzó la mayor densidad media (8,08 $\pm 9,25$ ind./L), seguido por el ciclopoídeo *Microcyclops anceps* (1,66 $\pm 1,32$ ind./L) (Fig. 6). Entre los copépodos, la mayor densidad siempre fue aportada por los estadios naupliares de las dos últimas especies, que alcanzaron una media anual de 88,58 $\pm 76,97$ ind./L.

A pesar de que los rotíferos fueron los organismos que mayor riqueza específica aportaron, su contribución a la densidad no fue tan elevada, ya que alcanzaron una abundancia media de 55,86 $\pm 31,86$ ind./L. La abundancia de este grupo también fue diferente ($H = 10,75$; $p = 0,0132$), habiéndose registrado la máxima en otoño (90,56 ind./L) y la mínima en invierno (4,14 ind./L) (Fig. 5). *Keratella tropica* fue la especie más abundante (21,94 ± 26 ind./L) seguida por *Brachionus havannaensis* (17,09 $\pm 21,11$ ind./L) (Fig. 7). Los picos de densidad alcanzados por estas especies se vieron reflejados en los índices de diversidad. Los índices de dominancia (D) fueron más elevados e inversamente, los de equidad (H y J) más bajos (Tabla 2). Excepto *Brachionus calyciflorus* (5,21 $\pm 6,30$ ind./L), *B. caudatus* (2,15 $\pm 2,82$ ind./L), *Lecane bulla* (3,40 $\pm 5,79$ ind./L) y

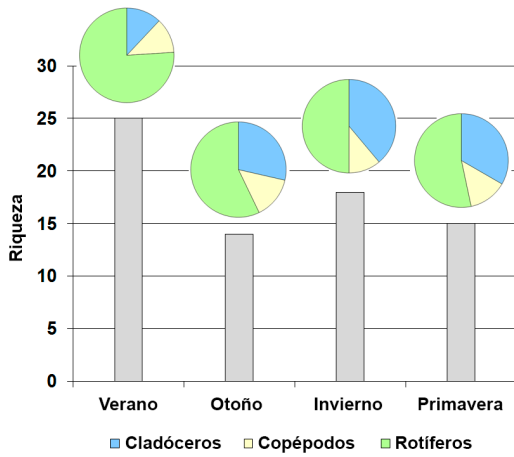


Fig. 4: Distribución estacional de la riqueza del zooplancton del lago Dalcar. Las barras indican el número total de especies y los círculos el aporte proporcional de cada grupo taxonómico.

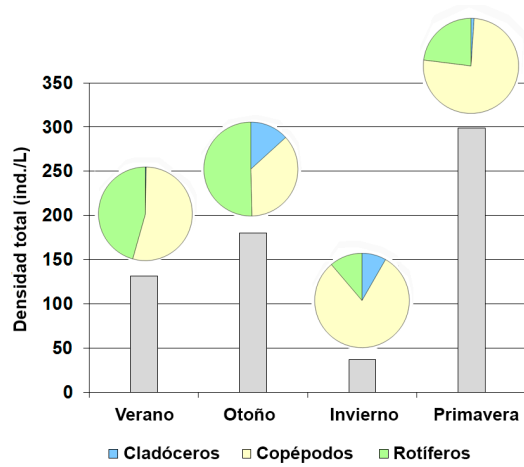


Fig. 5: Densidad estacional de los tres grupos taxonómicos del zooplancton del lago Dalcar. Las barras indican la densidad total y los círculos el aporte proporcional de cada grupo taxonómico.

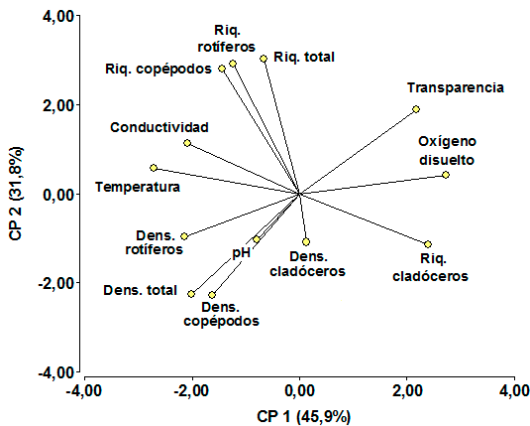


Fig. 6: Resultado del análisis de componentes principales.

Polyarthra dolychoptera ($2,38 \pm 2,92$ ind./L), los 20 *taxa* restantes tuvieron densidades por debajo de 1 ind./L (Fig. 6).

Los dos primeros componentes del ACP explicaron más del 77% de la varianza (Fig. 6). El componente 1 mostró la influencia de la temperatura y la conductividad del agua sobre la riqueza y densidad, en especial la de copépodos. Inversamente, la riqueza de los cladóceros mostró una relación inversa con estos parámetros ya que, como se mencionara, en invierno se registró mayor número de especies de este grupo.

Diaphanosoma birgei Korinek, 1981 y *Alona* sp. fueron los cladóceros dominantes (Fig. 7), ya que estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo. Fueron seguidos por *Moina micrura* Kurz, 1874, ausente en invierno, *Bosmina*

longirostris Müller 1776, registrada en otoño e invierno y *Daphnia ambigua* Scourfield, 1947, *Chydorus* sp. y *Macrothrix* sp. en invierno y primavera. *Leydigia louisii* Jenkin, 1934 (Fig. 7) fue una especie rara, ya que fue la menos frecuente (se halló solo en invierno, con una reducida densidad) (Tabla 1 y Fig. 7).

Entre los copépodos, el calanoideo *Notodiaptomus deitersi* Poppe, 1891 y el ciclopoideo *Microcyclops anceps* (Richard, 1897) fueron los dominantes (Fig. 7), dado que se registraron en todas las ocasiones de muestreo mientras que el harpacticoido (no identificado) fue raro, ya que se halló solamente en verano y con una densidad muy baja (Tabla 1 y Fig. 7).

Entre los rotíferos, predominaron las especies de los géneros *Lecane* y *Brachionus*, con 8 y 4 *taxa* respectivamente. Las especies dominantes fueron *Keratella tropica* (Apstein, 1907) y *Brachionus caudatus* Barrois & Daday, 1894 (Fig. 8), siempre presentes, seguidos por *Lepadella ovalis* (O. F. Müller, 1786), encontrada en el 75% de las muestras y por *Brachionus havanaensis* Rousselet, 1913 y *Brachionus calicyflorus* (Pallas, 1766) presentes en dos ocasiones de muestreo. El mayor número de *taxa* perteneció al género *Lecane*, aunque la mayoría de ellos pueden ser considerados especies raras, o sea, registradas en pocas ocasiones y en baja densidad (Fig. 8). En primavera se observaron 6 *taxa* del género y en otoño 3 y solamente *Lecane bulla* (Gosse, 1851) y *Lecane luna* (Müller, 1776), se registraron simultáneamente en verano y otoño. Por otro lado, *Notholca acuminata* (Ehrenberg,

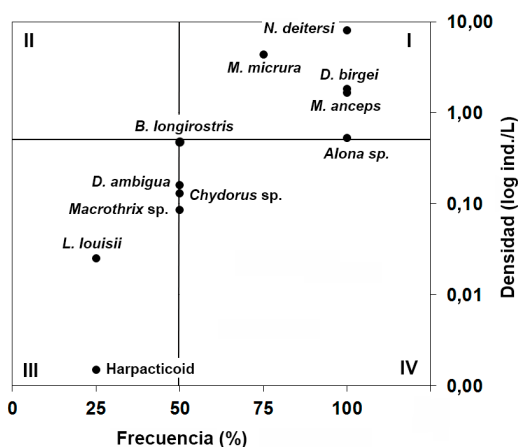


Fig. 7: Resultados del test de Olmstead y Tukey para los crustáceos registrados en el lago Dalcar. Cuadrante I: *taxa* dominantes; cuadrante II: *taxa* ocasionales; cuadrante III *taxa* raros y cuadrante IV: *taxa* comunes.

1832) y *Pompholix complanata* Gosse, 1851 también fueron raras, ya que sólo aparecieron invierno. (Tabla 1 y Fig. 8).

DISCUSIÓN

Recientemente se han comenzado a cuantificar y valorar beneficios de los lagos urbanos localizados en parques públicos de ciudades de todo el mundo, relacionados con la salud física y psicológica de los habitantes (incremento de la longevidad, reducción del estrés y mejora en la recuperación posquirúrgica, formación y mantenimiento de lazos sociales) (Elmqvist *et al.*, 2015). En este sentido, actualmente se considera que la presencia de lagos en las ciudades es un indicador de sustentabilidad y de salud de la ciudad (Almanza-Marroquin *et al.*, 2016). Sin embargo, dada la gran influencia antrópica que reciben, su adecuada protección y manejo implica la necesidad de conocer con el mayor detalle posible sus características físicas, químicas y biológicas.

Teniendo en cuenta que el zooplancton ocupa una posición esencial dentro de la red trófica de los ecosistemas y es sensible a los impactos antrópicos (Caroni & Irvine, 2010), ya sea los producidos por la contaminación o por la introducción de especies que puedan depredarlo, la falta de información sobre esta fracción de la comunidad biótica del lago Dalcar, además de significar una carencia desde el punto de vista taxonómico y biogeográfico, podía representar un obstáculo para los gestores encargados del manejo de ese cuerpo de agua.

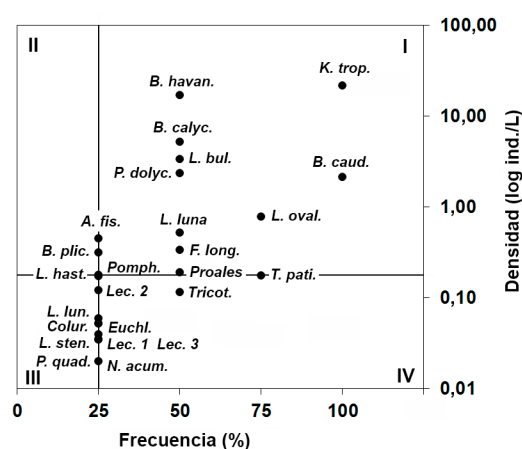


Fig. 8: Resultados del test de Olmstead y Tukey para los rotíferos registrados en el lago Dalcar. Cuadrante I: *taxa* dominantes; cuadrante II: *taxa* ocasionales; cuadrante III *taxa* raros y cuadrante IV: *taxa* comunes.

Se ha encontrado que la biodiversidad en los ecosistemas acuáticos urbanos puede variar notablemente, pero algunos de ellos pueden soportar una elevada riqueza a pesar de la influencia antrópica (Hassall, 2014), comparable a lagos naturales de dimensiones parecidas (Merrix-Jones *et al.*, 2013 a). Esta es la situación encontrada en Dalcar, donde la riqueza específica zooplanctónica fue elevada, lo que podría deberse, en parte, a la reducida salinidad del agua de este lago y en parte a la presencia de macrófitas, dado que son el hábitat de algunas especies perifíticas o porque servirían de refugio contra la depredación (sobre todo a los cladóceros) (Kobayashi, 1997; Scheffer, 1998; Burks *et al.*, 2001; Hobæk *et al.*, 2002; Cerbin *et al.*, 2007), aunque se ha señalado que la vegetación no siempre ofrecería protección, ya que puede hospedar macroinvertebrados que también podrían depredar al zooplancton (González Sagrario *et al.*, 2009). La riqueza de Dalcar fue mayor que la registrada en tres lagos (urbanos o con muy fuerte influencia de asentamientos urbanos) de la provincia de La Pampa (región central de Argentina) (Echaniz *et al.*, 2012 a; 2014) (Tabla 3). En el lago Don Tomás (ubicado en Santa Rosa, capital provincial) se registraron 20, 20 y 19 *taxa* en 1995/96, 2006 y 2012, respectivamente (Echaniz *et al.*, 2008; 2012 a). En la laguna La Arocena (cerca a General Pico, la segunda ciudad de la provincia) se observaron 24 *taxa* en 2007 (Echaniz & Vignatti, 2017). Ambos cuerpos de agua pampeanos presentan características ambientales muy similares al lago urbano Dalcar, tales como salinidad

Tabla 1: Taxa y estación en que fueron registrados en el zooplancton del lago urbano Dalcar.

	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Cladóceros				
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981	x	x	x	x
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1874	x	x		x
<i>Alona</i> sp.	x	x	x	x
<i>Bosmina longirostris</i> Müller 1776		x	x	
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947			x	x
<i>Chydorus</i> sp.			x	x
<i>Leydigia lousii</i> Jenkin, 1934			x	
<i>Macrothrix</i> sp.			x	x
Copépodos				
<i>Notodiaptomus deitersi</i> Poppe, 1891	x	x	x	x
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	x	x	x	x
Harpacticóideo no id.	x			
Rotíferos				
<i>Brachionus havanaensis</i> Rousselet, 1913	x	x		
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894	x	x	x	x
<i>B. calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	x	x		
<i>B. plicatilis</i> Müller, 1786				x
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	x	x		
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)	x	x		
<i>L. hastata</i> (Murray, 1913)	x			
<i>L. lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)				x
<i>L. stenroosi</i> (Meissner, 1908)		x		
<i>Lecane</i> no id. (sp. 1)	x			
<i>Lecane</i> no id. (sp. 2)	x			
<i>Lecane</i> no id. (sp. 3)	x			
<i>Lepadella ovalis</i> (O. F. Müller, 1786)	x		x	x
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	x	x	x	x
<i>Polyarthra dolychoptera</i> Idelson, 1925	x		x	
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	x		x	
<i>Colurella</i> sp.	x			
<i>Euchlanis</i> sp.	x			
<i>Proales</i> sp.	x			x
<i>Platyas quadricornis</i> Ehrenberg, 1832	x			
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	x			
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	x		x	x
<i>Trichothria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)		x	x	
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)			x	
<i>Pompholix complanata</i> Gosse, 1851			x	
Riqueza específica total	25	14	18	15

Tabla 2: Índices de diversidad de la comunidad zooplanctónica del lago Dalcar.

	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Margalef	5,96	2,65	12,26	3,24
Dominancia (D)	0,15	0,22	0,15	0,67
Shannon (H)	2,26	1,72	2,31	0,88
Equitatividad (J)	0,70	0,65	0,80	0,32

baja, pH alcalino, extensión relativamente reducida, escasa transparencia y presencia de fauna íctica, especialmente dominada por pejerreyes. La riqueza de Dalcar también fue más elevada que la de del Bajo Giuliani, una laguna con fuerte influencia de la ciudad capital pampeana y donde se registró una riqueza específica de 12 *taxa*. Este lago, si bien comparte algunas características con el lago Dalcar (reducida transparencia y presencia de peces), se diferencia por su mayor extensión y su salinidad más elevada.

La composición taxonómica del zooplancton de Dalcar estuvo dominada por los rotíferos, organismos que constituyen un importante enlace entre el nanoplancton y el zooplancton carnívoro (Retina et al., 2015) y que son capaces de modificar la trama trófica microbiana (Fermani et al., 2013). El dominio de la riqueza de los rotíferos es un rasgo típico de lagos de elevado nivel trófico (Lodi et al., 2011; Sarma et al., 2016) como es Dalcar y es una situación similar a la encontrada en los lagos pampeanos mencionados más arriba, en la laguna de Chascomús (Diovisalvi et al., 2010) y en el eutrófico lago del parque General Belgrano, en el sur de la ciudad de Santa Fe (José de Paggi & Paggi, 1976). En todos los casos mencionados, al igual que en el lago Dalcar, entre los rotíferos predominaron especies de los géneros *Brachionus*, *Keratella* y *Lecane*, cuyas especies son consideradas indicadoras de eutrofia (Ferdous & Muktadir, 2009; Perbiche-Neves et al., 2013; Sarma et al., 2016; Azma-Hanim & Anis-Amalina, 2016). Además de éstas, otras especies encontradas en Dalcar son indicadores de eutrofia elevada, tales como *P. dolichoptera* o *Filinia longiseta* (Čeirāns, 2007; García Chicote, 2015; Retina et al., 2015; Azma-Hanim & Anis-Amalina, 2016).

En los lagos eutróficos es esperable una alta riqueza de copépodos ciclopoideos (Brito et al., 2011; García Chicote, 2015) dominando tanto en número de especies como en densidad a los calanoideos (José de Paggi & Paggi, 1976; Echaniz et al., 2012 a; b). Sin embargo, en Dalcar se registró una única especie de cada grupo, y además, el predominio numérico fue del calanoideo *N. deitersi*.

Por otro lado, el número de especies de cladóceros fue relativamente elevado, mayor que el encontrado en los tres lagos pampeanos, donde sólo se registraron entre cuatro y cinco especies. Esto podría deberse a que en Dalcar existe una cierta heterogeneidad ambiental, dada por parches de vegetación. Esto permitiría explicar porque, además de haberse encontrado especies típicamente

de aguas abiertas (*D. birgei*, *M. micrura* y *B. longirostris*) se registraron quidóridos y macrotrícidos, de géneros cuyas especies se caracterizan por hábitos predominantemente perifíticos, por lo que son consideradas planctónicas ocasionales (ticoplanctontes).

En Dalcar dominaron los cladóceros pequeños, lo que puede atribuirse a la depredación por los peces (Frutos et al., 2009, Fermani et al., 2013) y sólo ocasionalmente se registraron algunos ejemplares de *Daphnia ambigua*. Los cladóceros de este género tienen gran influencia en la calidad del agua ya que son herbívoros y su tamaño es relativamente grande, lo que hace que tengan tasas de alimentación elevadas (Scheffer, 1998). Su continuo pastoreo sobre el fitoplancton puede deprimir la cantidad de algas en la columna de agua y, por lo tanto, aumentar la transparencia (Scheffer, 1998; Diovisalvi et al., 2010). Sin embargo, su gran tamaño hace que tengan mayor valor nutricional frente a otras especies zooplanctónicas más pequeñas, lo que hace que *Daphnia* suela estar entre las presas preferidas de los peces zooplanctívoros (Scheffer, 1998), tales como los pejerreyes que habitan actualmente en Dalcar. A pesar de que *D. ambigua* es una especie grande y tiene elevado pastoreo sobre el fitoplancton su presencia en agosto y noviembre pareció no tener gran influencia sobre la transparencia del agua (Fig. 6). Sus densidades fueron sumamente reducidas probablemente debido a la predación ejercida por los peces y esto impediría que su presencia tenga efecto en la densidad del fitoplancton del lago y en consecuencia, en su transparencia. Situaciones similares se registraron en los lagos pampeanos Don Tomás y Bajo de Giuliani, donde de forma ocasional y con baja densidad se registraron *Daphnia spinulata* o *Daphnia menucoensis* pero tampoco tuvieron influencia sobre el fitoplancton y su presencia no favoreció un incremento en la transparencia del agua (Echaniz & Vignatti, 2017).

Entre los cladóceros, es destacable la presencia de *Moina micrura* y *Bosmina longirostris*, debido a que son consideradas especies indicadoras de aguas de alto nivel trófico (Čeirāns, 2007; Brito et al., 2011; Haberman & Haldna, 2014; García Chicote, 2015).

La densidad media total zooplanctónica de Dalcar fue considerablemente menor que la de los lagos urbanos pampeanos (Tabla 3), pero compartió con Don Tomás, el lago santarroseño que recibe la mayor parte de los desagües pluviales de la ciudad, el predominio de los copépodos, mucho más abundantes que los rotíferos,

Tabla 3: Comparación de la densidad total del zooplancton (ind./L) de tres lagos urbanos pampeanos y del lago Dalcar.

	Don Tomás	Bajo de Giuliani	La Arocena	Dalcar
Cladóceros	201,68	20,08	330,27	7,60
Copépodos	2298,29	652,78	686,97	98,32
Rotíferos	389,13	1233,92	19673,58	55,86
Total	2889,09	1906,78	20690,82	161,78

que suelen ser los zooplanctontes que alcanzan mayores densidades en ecosistemas eutróficos (García-Chicote, 2015), tal es el caso de Bajo de Giuliani y La Arocena.

Teniendo en cuenta que la densidad del zooplancton de Dalcar es reducida y dominada por organismos de pequeño tamaño, su influencia sobre algunas características tales como la cantidad de fitoplancton y la transparencia del agua del lago es relativamente baja. Dado que la predación por peces impediría que prosperaran especies de talla grande (Fermani *et al.*, 2013) y elevada eficiencia de filtración por pastoreo, en ausencia de algún evento particular que cambie las características actuales del lago, como mortandades de peces o fluctuaciones en los niveles hidrométricos (Sinistro *et al.*, 2013), no es esperable que cambie la influencia del zooplancton sobre los aspectos indicados.

La gran variación de la riqueza y de la estructura de la comunidad zooplanctónica que presentó el lago Dalcar durante el ciclo anual estudiado, refleja la necesidad de realizar nuevos estudios a los efectos de contar con mayor información que permita comprender la dinámica de esta importante comunidad y colabore con la toma de decisiones de los gestores encargados del manejo del lago.

AGRADECIMIENTOS

A Mariano Mancinelli, Sebastián Elisondo, Daniel Marchio, Luciana Cibils y Juan Marzuoli. Al club El Malón y a la Municipalidad de Río Cuarto que subsidió el estudio a través del proyecto Presupuesto Participativo. A los dos revisores anónimos que con su aporte mejoraron este trabajo.

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.
- Adhikari, S., A. & S. Mukhopadhyay. 2017. Diversity of zooplankton in municipal wastewater-contaminated urban pond ecosystems of the lower Gangetic plains. *Turkish Journal of Zoology* 41: 464-475
- Almanza-Marroquin, V., R. Figueroa, O. Parra, X. Fernández, X., C. Baeza, I. Yañez & R. Urrutia. 2016. Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research* 44(2): 313-326.
- APHA, 1999. *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.
- Azma-Hanim, I. & M.A. Anis-Amalina. 2016. Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Tropical Life Sciences Research* 27 (Supp. 1): 31–38.
- Bayly, I.A. 1992a. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 17 – 63.
- Bayly, I.A. 1992b. The non-marine Centropagidae (Copepoda: Calanoidea) of the world. In: H. J. Dumont (ed.) *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academic Publishers, The Hague.
- Branco, C., B. Kozlowsky-Suzuki & F. Esteves. 2007. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed brazilian coastal lagoon. *Brazilian Journal of Biology* 67(2): 251-262.
- Brito, S., P. Maia-Barbosa & R. Motta Pinto-Coelho. 2011. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 16: 253 – 264.
- Burks, R., E. Jeppesen & E. Lodge. 2001. Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography* 46(2): 230-237.
- Carlson, R.E. & J. Simpson. 1996. *A Coordinator's*

- Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*. North American Lake Management Society, 96 pp.
- Caroni, R. & K. Irvine. 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight? *Biology and Environment: Proceeding of the Royal Irish Academy* 110(1): 35-53.
- Čeirāns, A. 2007. Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis, Biology* 723: 61-69.
- Cerbin, S., E. van Donk & R. Gulati. 2007. The influence of *Myriophyllum verticillatum* and artificial plants on some life history parameters of *Daphnia magna*. *Aquatic Ecology* 41: 263-271.
- D'Ambrosio, S., M.C. Claps & A. García. 2016. Zooplankton diversity of a protected and vulnerable wetland system in southern South America (Llancanelo area, Argentina). *International Aquatic Research* 8: 65-80.
- Diovisalvi, N., G. Berasain, F. Unrein, D. Colautti, P. Fermani, M. Llames, A. Torremorell, L. Lagomarsino, G. Pérez, R. Escaray, J. Bustingorry, M. Ferraro & H. Zagarese. 2010. Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología Austral* 20:115-127.
- Echaniz, S. & A. Vignatti. 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros 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. 2017. The zooplankton of the shallow lakes of the semi-arid region of southern South America. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 53: 345-360.
- Echaniz, S., A. Vignatti & P. Bunino. 2008. El zooplankton 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 zooplankton. *Biología Acuática* 26: 71-82.
- Echaniz, S., A. Vignatti, A. Pilati & S. Kissner. 2012a. Cambios en la diversidad y variación interanual de la abundancia del zooplankton de un lago somero urbano de La Pampa. *Biología Acuática* 27:97-112.
- Echaniz, S., A. Vignatti, G. Cabrera & S. José de Paggi. 2012b. Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity. *Biota Neotropica* 12(2): 37-44.
- Echaniz, S., G. Cabrera & A. Vignatti. 2014. El zooplankton de tres lagos con influencia urbana de La Pampa (Argentina). Relación con la transparencia del agua. *Libro del 4º Congreso Pampeano del Agua* 55-65.
- Elmqvist, T., H. Setälä, S. Handel, S. van der Ploeg, J. Aronson, J. Blignaut, E. Gómez-Baggethun, D. Nowak, J. Kronenberg & R. de Groot. 2015. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:101-108.
- Ferdous, Z. & K. Mukhtadir. 2009. A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. *American Journal of Applied Sciences* 6(10): 1815-1819.
- Fermani, P., N. Diovisalvi, A. Torremorell, L. Lagomarsino, H. Zagarese & F. Unrein. 2013. The microbial food web structure of a hypertrophic warm-temperate shallow lake, as affected by contrasting zooplankton assemblages. *Hydrobiologia* 714: 115-130.
- Frutos, S., A. Poi de Neiff & J. Neiff. 2009. Zooplankton abundance and species diversity in two lakes with different trophic states (Corrientes, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensa* 21(3): 367-375.
- García-Chicote, J. 2015. *El zooplankton como indicador de la calidad del agua en embalses: un estudio en el ámbito de actuación de la Confederación Hidrográfica del Júcar*. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas Universitat de València. <http://mobiroadic.uv.es/handle/10550/44058>.
- González Sagrario, M., E. Balseiro, R. Ituarte & E. Spivak. 2009. Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: a balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 54(5): 1042-1053.
- Goulden, C. 1968. The systematics and evolution of the Moinidae. *Transactions of the American Philosophical Society* 58(6): 1 - 101.
- Haberman, J. & M. Haldna. 2014. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjärv. *Journal of Limnology* 73(2): 263-273.
- Hassall, C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 1(2): 187-206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>.
- Hennya, C. & A. Meutiab. 2014. Urban Lakes in Megacity Jakarta: Risk and Management Plan for Future Sustainability. *Procedia Environmental Sciences* 20: 737 - 746.
- Hobæk, A., M. Manca & T. Andersen. 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica* 23: 155 - 163.
- Jaramillo-Londoño, J.C., S.P. dos Santos & R.M. Pinto-Coelho. 2014. Influence of spatial trophic patterns on the zooplankton community structure in a tropical urban reservoir in Brazil. *Revista U.D.C.A, Actualidad & Divulgación Científica* 17(2): 521-528.
- José de Paggi, S. & J.C. Paggi. 1976. Distribución espacial y temporal del zooplankton de un cuerpo de agua eutrófico, el lago del Paque General Belgrano, Santa Fe. *Physis* (B) 35: 171-183.
- Jose de Paggi, S., J. Paggi, P. Collins, J. Collins & G. Bernal. 2008. Water quality and zooplankton composition in a receiving pond of the stormwater runoff from an urban catchment. *Journal of Environmental Biology* 29(5): 693-700.
- Kalff, J. 2002. *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall, New Jersey.
- Kobayashi, T. 1997. Associations between environmen-

- tal variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research* 48: 523 - 529.
- Korovchinsky, N.M. 1992. Sididae y Holopedidae (Crustacea: Daphniiformes). *Guides to Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. III. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Koste, W. 1978. *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas*. Borntraeger, Berlin-Stuttgart.
- Kotov, A. 2003. Separation of *Leydigia louisii* Jenkin, 1934 from *L. leydigi* (Schoedler, 1863) (Chydoridae, Anomopoda, Cladocera). *Hydrobiologia* 490: 147 - 168.
- Lodi, S., L. Cardoso Galli Vieira, L. Machado Velho, C. Costa Bonecker, P. de Carvalho & L. Bini. 2011. Zooplankton Community Metrics as Indicators of Eutrophication in Urban Lakes. *Natureza & Conservação* 9(1):87-92.
- Ladwig, R., E. Furusato, G. Kirillin, R. Hinkelmann & M. Hupfer. 2018. Climate Change Demands Adaptive Management of Urban Lakes: Model-Based Assessment of Management Scenarios for Lake Tegel (Berlin, Germany). *Water* 10(2):186 doi:10.3390/w10020186
- Mancini, M., S.M. Crichigno, J. Ortiz & G. Haro. 2012. Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del lago Villa Dálcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática* 27: 175-189.
- Menu-Marque, S. & C. Locascio de Mitrovich. 1998. Distribución geográfica de las especies del género *Boeckella* (Copepoda, Calanoida, Centropagidae) en la República Argentina. *Physis B* 56: 1 - 10.
- Merrix-Jones, F., S. Thackeray & S. Ormerod. 2013 a. A Global Analysis of Zooplankton in Natural and Artificial Fresh Waters. *Journal of limnology*. 72: 140-153.
- Merrix-Jones, F., S. Thackeray, I. Durance & O. Ormerod. 2013 b. Spatial structure in the zooplankton of a newly formed and heavily disturbed urban lake. *Fundamentals of Applied Limnology* 183(1): 1-14.
- Mills, S., A. Alcántara-Rodríguez, J. Ciro-Pérez, A. Gómez, A. Hagiwara, K. Hinson Galindo, C. Jersabek, R. Malekzadeh-Viayeh, F. Leasi, J. Lee, D. Welch, S. Papakostas, S. Riss, H. Segers, M. Serra, R. Shiel, R. Smolak, T. Snell, C. Stelzer, C. Tang, R. Wallace, D. Fontaneto & E. Walsh. 2016. Fifteen species in one: deciphering the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera, Monogononta) through DNA taxonomy. *Hydrobiologia* 796(1): 39-58.
- Naselli-Flores, L. 2008. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. *Proceeding of Taal2007: The 12th World Lakes Conference* 1333-1337.
- Novoa, M., M. Luque, D. Lombardo & A. Martínez de Fabricius. 2006. Estudio Ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 41(3-4): 203 - 231.
- Oliva Martínez, M., A. Rodríguez Rocha, A. Lugo Vázquez & M. Sánchez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica* 18 (1 Suplemento): 1-13.
- Olivier, S. 1962. Los cladóceros argentinos, con clave de las especies, notas biológicas y distribución geográfica. *Revista del Museo de La Plata (NS) Sección Zoología* 7: 173 - 269.
- Paggi, J. 1995. Cladocera. En: Lopretto E. y G. Tell (eds) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, Pp. 909 - 951, Ediciones Sur, La Plata.
- Paggi, J. 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). En: S. Coscarón & J. J. Morrone (eds), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*, Pp. 507-518, Ediciones Sur, La Plata.
- Pecorari, S., S. José de Paggi & J. Paggi. 2016. Assessment of the Urbanization Effect on a Lake by Zooplankton. *Water Resources* 33(6): 677-685.
- Perbiche-Neves, G., C. Fileto, J. Laço-Portinho, A. Troguer & M. Serafim-Júnior. 2013. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. *Latin American Journal of Aquatic Research* 41(1): 138-149.
- Pérez, C. 2004. *Técnicas de análisis multivariante de datos*. Pearson Educación, Madrid
- Pollo, F., N. Salas, M. Mancini & A. Martino. 2012. Estudio comparativo de la frecuencia de micronúcleos y anomalías nucleares en eritrocitos de tres especies ícticas. *Acta Toxicológica Argentina* 20 (2): 62-67.
- Reid, J. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boletim de Zoologia, Universidade de São Paulo* 9: 17 - 143.
- Retina I.C., C.V. Asha, P.S. Suson & S. Bijoy Nandan. 2015. Species Diversity and Community Assemblage of Planktonic Rotifers from Vembanad Estuary-Kerala, India. *International Journal of Oceanography and Marine Ecological System* 4:1-15. DOI: 10.3923/ijomes.2015.1.15
- Ringuélet, R. 1958. *Los Crustáceos Copépodos de las aguas continentales de la República Argentina. Sinopsis sistemática*. Contribuciones Científicas de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales UBA, Zoología 1: 35 - 126.
- Ruttner-Kolisko, A. 1974. *Plankton rotifers; Biology and taxonomy*. Die Binnengewässer 26 (1), Stuttgart.
- Santos-Silva, E., G. Boxshall, & C. Rocha. 1999. The neotropical genus *Notodiptomus* Kiefer, 1936 (Calanoida: Diaptomidae): redescription of the type species *Notodiptomus deitersi* (Poppe, 1891) and designation of a neotype. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 34: 114-128.
- Sarma, N., P. Ramírez García & S. Sarma. 2016. Water Quality Indicators in Lake Xochimilco, Mexico: Zooplankton and Vibrio Cholerae. *Journal of Limnology* 75(1). <http://www.jlimnol.it/index.php/jlimnol/rt/printerFriendly/jlimnol.2015.1213/882>
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
- Schueler, T. & J. Simpson. 2001. Why urban lakes are

- different. *Watershed Protection Techniques* 3(4): 747-750.
- Segers, H. 1995. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World* 6. (H.J. Dumont & T. Nogrady eds). SPB Academic Publishing BV, The Hague. 2.
- Sinistro, R., S. Buitrago Giraldo, A. Rennella, A. Mamani & I. Izaguirre. 2013. Limnological changes in two shallow lakes from an urban reserve throughout a complete hydrological cycle: proposals for restoration and management. *Int. J. Environment and Health* 6(4): 381-397.
- Smirnov, N.N. 1971. *Chydoridae fauni mira. Fauna SSSR, Crustacea* 1 (2): 1 - 531.
- Sokal, R. & F. Rohlf. 1995. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Ed. Blume, Barcelona.
- Taborda, V., M. Crettaz-Minaglia, C. Apartin, D. Andrinolo & A. Ronco. 2017. Estudio de la diversidad del ensamble de macroinvertebrados en la laguna Los Patos (partido de Ensenada, Buenos Aires). *Libro de Trabajos III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental*. <https://drive.google.com/file/d/0ByLLQwsr7NnvRH1hMHFCRD14SUE/view>.
- Vignatti, A., S. Echaniz, D. Ramos, A. Pilati & G. Bazán. 2009. Producción primaria fitoplanctónica de un lago somero turbio orgánico en relación con el zooplancton (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática* 26: 217- 227.
- Yan, N., J. Bailey, J. Mcgeer, M. Manca, W. Keller, M. Celis-Salgado J. & Gunn. 2016. Arrive, survive and thrive: essential stages in the re-colonization and recovery of zooplankton in urban lakes in Sudbury, Canada. *Journal of Limnology* 75(s2): 4-14.

Doi: 10.22179/REVMACN.20.594

Recibido: 27-VII-2018

Aceptado: 29-XI-2018