



UniRío
editora



El lago urbano Dalcar

(Río Cuarto, Argentina)

**Estado ambiental y su importancia
en la conservación de la biodiversidad**

Miguel Mancini (Compilador)

ISBN 978-987-688-409-9

e-book

Colección
Académico-Científica



El lago urbano Dalcar : Río Cuarto, Argentina : estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad / Miguel Mancini... [et al.] ; compilado por Miguel Mancini. - 1a ed. - Río Cuarto : UniRío Editora, 2024.
Libro digital, PDF - (Académico científica)

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-987-688-409-9

1. Lago. 2. Biodiversidad. 3. Medio Ambiente Urbano. I. Mancini, Miguel, comp.
CDD 333.9163

El lago urbano Dalcar (Río Cuarto, Argentina)

Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad
Miguel Mancini (Compilador)

2024 © UniRío editora. Universidad Nacional de Río Cuarto
Ruta Nacional 36 km 601 – (X5804) Río Cuarto – Argentina
Tel.: 54 (358) 467 6309 – Fax.: 54 (358) 468 0280
editorial@rec.unrc.edu.ar
www.unirioeditora.com.ar

Primera edición papel: 2018

Primera edición ebook: noviembre de 2024

ISBN: 978-987-688-409-9



Este obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución 2.5 Argentina.

http://creativecommons.org/licenses/by/2.5/ar/deed.es_AR



Uni. Tres primeras letras de “Universidad”.
Uso popular muy nuestro; la Uni.
Universidad del latín “universitas”
(personas dedicadas al ocio del saber),
se contextualiza para nosotros en nuestro anclaje territorial
y en la concepción de conocimientos y saberes contruidos
y compartidos socialmente.

El río. Celeste y Naranja. El agua y la arena de nuestro
Río Cuarto en constante confluencia y devenir.

La gota. El acento y el impacto visual: agua en un movimiento
de vuelo libre de un “nosotros”.
Conocimiento que circula y calma la sed.

Consejo Editorial

Facultad de Agronomía y Veterinaria
Prof. Alicia Carranza y Prof. Mercedes Ibañez

Facultad de Ciencias Humanas
Prof. Elena Berruti

Facultad de Ciencias Económicas
Prof. Clara Sorondo

Facultad de Ingeniería
Prof. Marcelo Alcoba

Facultad de Ciencias Exactas,
Físico-Químicas y Naturales
Prof. Sandra Miskoski

Biblioteca Central Juan Filloy
Bibl. Claudia Rodríguez y Prof. Mónica Torreta

Secretaría Académica
Prof. Pablo Pizzi y Prof. Gabriel Carini

Agradecimientos

A la Municipalidad de Río Cuarto y al Club Náutico y Deportivo El Malón por haber confiado en los autores de este libro para la realización del estudio del lago dentro del marco Presupuesto Participativo.

A los vecinos del sector oeste de la ciudad de Río Cuarto que reflejaron con su voto la necesidad de revalorizar el lago Dalcar.

A Mariano Mancinelli, Sebastián Elisondo, Mauro Comelli y Daniel Marchio, por la valiosa e imprescindible colaboración brindada durante muchos meses de trabajo conjunto, muestreos, tareas de limpieza y de refacción.

A José Luis Sabena por el aporte de información precisa del lago.

Al Secretario de Extensión de la Universidad Nacional de Río Cuarto (Prof. Pedro Ducanto), al Decano de la Facultad de Agronomía y Veterinaria (Prof. Sergio González) y a la Municipalidad de Río Cuarto, por haber avalado la concreción del libro.

A las autoridades municipales y provinciales que hicieron posible la realización de diferentes obras, la instalación de una nueva bomba de agua y las gestiones para utilizar la “cosechadora de algas”.

A las Secretarías de Obras y Servicios Públicos y de Gobierno Abierto y Modernización de la Municipalidad de Río Cuarto.

A UniRío Editora.

A las personas que anónimamente brindaron su apoyo en numerosas actividades orientadas al cuidado y conservación del espejo de agua.

Una dedicatoria especial a los “históricos” integrantes de las Comisiones Directivas del Club El Malón (muchos de ellos ya fallecidos), que por décadas trabajaron en el cuidado y conservación del lago Dalcar.

Río Cuarto, septiembre de 2018.

Contenido

Agradecimientos.....	4
Prólogo	6
<i>Juan Manuel Llamosas</i>	
Prólogo	7
<i>Sebastián Elizondo</i>	
Introducción	8
CAPÍTULO I	12
Historial del lago urbano Dalcar	
<i>Miguel Mancini</i>	
CAPÍTULO II	26
Caracterización básica de la morfometría y físico-química del agua del lago Dalcar	
<i>Miguel Mancini, Víctor Salinas, Guillermo Prieto, Juan Marzuoli</i>	
CAPÍTULO III	38
Evaluación de indicadores bacteriológicos del agua del lago Dalcar	
<i>María Laura Gambero, Estefanía R. Pereyra, Mariana C. García, Daniela M. Lombardo, Susana G. Bettera</i>	
CAPÍTULO IV	46
Estado trófico y su relación con los organismos autótrofos del lago Dalcar	
<i>Miguel Mancini, Santiago Echaniz, Alicia Vignatti, Víctor Salinas, Matías Bonansea, Luciana Cibils Martina, César Nuñez</i>	
CAPÍTULO V	61
Flora y vegetación del lago Dalcar	
<i>César O. Nuñez, María A. Amuchastegui, Juan J. Cantero</i>	
CAPÍTULO VI	71
Análisis estacional del fitoplancton en el lago Dalcar	
<i>Luciana Cibils Martina, Leandro Gnesutta, E. Noemí Gari y María Elisa Luque</i>	
CAPÍTULO VII	85
El zooplancton del lago Dalcar	
<i>Alicia Vignatti, Santiago Echaniz, Gabriela Cabrera, Miguel Mancini, Víctor Salinas</i>	
CAPÍTULO VIII	95
Diversidad de macroinvertebrados acuáticos del lago Dalcar	
<i>Romina E. Principe, Javier A. Márquez</i>	
CAPÍTULO IX	107
Riqueza, diversidad y macroparásitos de la fauna de peces del lago Dalcar	
<i>Miguel Mancini, Víctor Salinas, Juan Marzuoli, Carla J. Sardella, Lorenzo Regis</i>	
CAPÍTULO X	123
Listado comentado de la avifauna del lago Dalcar	
<i>Pablo G. Brandolin, Miguel A. Ávalos, Ramiro Ramirez y Samuel Olivieri Bornand</i>	
GLOSARIO	136
SOBRE LOS AUTORES	144

Fé de erratas: Las Figuras 4, 6, 8 y 10 del Capítulo II han sido elaboradas con los datos del total de muestreos, a diferencia de la versión impresa del presente libro, donde se analizaron solo los registros que coincidían con la transparencia del agua (disco de Secchi), como se grafica en la Figura 2 del Capítulo IV.

Prólogo

Quienes se adentren en la lectura de este libro descubrirán la verdadera y real importancia que tiene el Lago Villa Dálcar para Río Cuarto. Conocerán de su historia y el uso que los riocuartenses hemos hecho de uno de los pulmones verdes más característicos de la ciudad, también podrán visualizar los esfuerzos que a lo largo del tiempo se han venido realizando para su mantenimiento. A través de una redacción ágil y concreta los lectores se sorprenderán por las muchas y variadas especies de flora y fauna que conforman la biodiversidad del lago y que comparten con nosotros, los vecinos. Somos parte de este magnífico ecosistema que debemos valorar y proteger entre todos.

Esperamos que este material sea de utilidad para que los docentes de diferentes niveles interesen a sus alumnos en el conocimiento de este ecosistema que las generaciones presentes y futuras tenemos la responsabilidad de cuidar. Apostamos a la formación de ciudadanos críticos y comprometidos con las causas sociales y ambientales. Juntos, necesitamos poner bases sólidas que nos permitan desarrollarnos de una manera sustentable queriendo y preservando en todo momento nuestros espacios públicos.

Concretamente, desde aquí podrán conocer cómo se realizó el proceso de saneamiento del Lago Villa Dálcar que comenzó en el año 2017. Fueron vecinos comprometidos de la ciudad los que tomaron la iniciativa y presentaron un proyecto en el programa municipal Presupuesto Participativo, el título del mismo era muy contundente: “*Restauración del Lago Villa Dálcar*”. Así fue que después del proceso de votación la propuesta fue elegida por mayoría. Lo que era solo una idea comenzó a hacerse realidad. Como toda empresa que se inicia, los primeros pasos no fueron fáciles, el Lago y su entorno estaban muy deteriorados ya que durante mucho tiempo no contó con la provisión de agua necesaria tanto en lo cuantitativo como lo cualitativo, lo que provocó su progresiva decadencia. El desafío era recuperar el ecosistema y preservar su riqueza ambiental. Solo un dato nos permite tomar conciencia de la importancia de la tarea: con más de 350 especies el lago conforma el reservorio de biodiversidad más importante de la ciudad después del río.

Lo que se relata en estas páginas es la historia de un logro del que los riocuartenses podemos estar orgullosos. Es la consecuencia de una manera de entender las relaciones que debemos construir los vecinos con el Estado. Escuchar, abrirse, estar cerca y aportar fondos de todos los riocuartenses son las condiciones necesarias para aprovechar y potenciar las innumerables buenas ideas y proyectos que se reproducen día a día en la sociedad civil. Así demostramos que la participación ciudadana y el trabajo conjunto tienen muy concretos resultados en un periodo corto de tiempo. Hoy nuestro lago está volviendo a ser lo que era y de nuevo se encuentra en condiciones de ser disfrutado por todas las familias de la ciudad.

Finalmente quiero agradecer a la Universidad Nacional de Río Cuarto y sus docentes por siempre estar dispuestos a trabajar en equipo en este proyecto, al Gobierno de la Provincia de Córdoba por su apoyo permanente facilitando maquinarias y herramientas que fueron claves para la limpieza y la remediación. Agradecer especialmente a los miembros del Club Náutico Social y Deportivo Malón, y todos los vecinos que han participado como voluntarios en las distintas jornadas de limpieza y concientización.

Juan Manuel Llamosas

Intendente de la ciudad de Río Cuarto

Prólogo

El libro que están a punto de comenzar a leer es fruto del esfuerzo de un grupo de personas capaces de incluir en sus vidas cotidianas un momento para resolver o mejorar un entorno del cual no sacarán ningún rédito personal directo, salvo el antecedente académico. Este esfuerzo podrá verse en cada página escrita, en cada fotografía, en cada estudio dedicado a nuestro lago Dalcar.

Podrá el lector menos acostumbrado a textos universitarios, dejarse llevar por las atractivas fotografías tomadas en este oasis cosmopolita cual un niño mirando dibujos en un libro de cuentos, pero luego de esa obnubilación será más importante adentrarse por los capítulos que aclaran la magnitud ecológica de este espejo de agua.

Así surgió la idea de este libro, como una manera de dejar plasmado la riqueza que tenemos en nuestro entorno. Luego, con un conocimiento más claro, podremos tomar conciencia de su cuidado y mejoramiento para generaciones futuras.

El formato utilizado quizá tenga un grado intelectual avanzado que resultará un poco tedioso para el ciudadano común, es por ello que al final se expone también un glosario tratando de mejorar la interpretación de cada capítulo.

En las primeras unidades se hace un breve análisis histórico y de antecedentes que ayudan a entender por qué y dónde estamos parados con respecto a la situación del lago. Luego se exponen datos de las características del agua, del estado ambiental y de diferentes comunidades acuáticas, que revelan el enorme ecosistema reinante en este sector creado por el hombre desde hace más de medio siglo.

Espero que disfruten de este libro tanto como yo para luego, con el saber aprehendido, disfrutar aún más nuestro lago urbano.

Sebastián Elisondo

Presidente Club Náutico, Social y Deportivo El Malón

Introducción

Muchas ciudades poseen en su ejido urbano ambientes acuáticos artificiales o naturales denominados lagos urbanos. Estos presentan en general elevada concentración de nutrientes, baja profundidad y reducida superficie, situación que genera problemas en su calidad de agua y estado ambiental como frecuentes crecimientos desmedidos de algas y plantas acuáticas. El lago Dalcar (33°06'25"S, 64°22'31"O), es un ambiente artificial de la ciudad de Río Cuarto, la segunda en importancia de la provincia de Córdoba (Argentina). Desde hace décadas, las costas del lago constituyen unos de los espacios verdes más visitados por los ciudadanos con fines de esparcimiento y para la práctica de diferentes actividades deportivas.

Esta obra surge de un trabajo interdisciplinario en el marco del proyecto Presupuesto Participativo que impulsó el Municipio, junto al club Náutico El Malón y la Universidad Nacional de Río Cuarto. Entre los principales motivos que impulsaron dicho proyecto, se destacan el deterioro ambiental del lago y la falta de un ingreso adecuado de agua. Se realizó un trabajo diagnóstico, cuyos resultados se vuelcan en el presente libro, orientado a docentes, gestores e investigadores. Constituye además un valioso material de consulta para profesionales de carreras ligadas a las ciencias ambientales, estudiantes de diferentes niveles educativos y personas interesadas en conocer la ecología de los lagos urbanos en general y de Dalcar en particular.

En el **Capítulo I** se mencionan los principales rasgos históricos del lago, cuyo uso comparten el Club El Malón y el estado municipal. Dalcar se llenó de agua por primera vez en 1948 y en 1981 alcanzó la superficie que aún conserva. Se describen los inconvenientes en la provisión de agua, las dificultades que conlleva su manejo, las modificaciones referidas al ingreso y volumen del agua que perjudicaron su calidad, diferentes problemas ambientales, en especial el crecimiento de algas y de plantas acuáticas, varios aspectos de la fauna de peces y las actividades náuticas que se practicaron, las cuales junto a la pesca marcaron la impronta típica del lugar. Se incluyen además las medidas más importantes que se llevaron a cabo para la recuperación del lago. Todo ello se refleja en una gran cantidad de imágenes, referencias bibliográficas y datos, para que los lectores conozcan los íconos más relevantes de la historia de este emblemático ambiente de la ciudad de Río Cuarto.

El **Capítulo II** hace referencia a las principales características morfológicas y físico-químicas del agua del lago, en base a datos que se tomaron durante 12 meses (febrero de 2017 a enero de 2018) en cinco sitios. Dalcar posee una superficie de 6,49 ha y un largo máximo de 430 m. Su profundidad disminuyó por colmatación durante los últimos años; el promedio de las mediciones, siempre por debajo del nivel de vertedero, fue de 1,33 m. El agua se clasificó como levemente dura (118 ppm CO₃Ca) y dulce, con salinidad y conductividad medias de 0,69 g/L y 0,82 mS. La temperatura (aire y agua), pH y oxígeno fueron de 24,7°C, 19,8°C, 9,0 y 9,2 mg/L respectivamente. Si bien el porcentaje de saturación de oxígeno a nivel superficial varió entre 71 y 141%, fue muy reducido en la interfase agua-sedimento, aunque los valores se encuadran dentro de los de referencia para ambientes eutróficos, sin que se registraran mortandades de peces.

En el **Capítulo III** se determinó el estado sanitario del agua en relación a su uso con fines recreativos mediante la evaluación de indicadores bacteriológicos. Se analizaron 20 muestras de agua de los cinco sitios de muestreo, durante las cuatro estaciones del año. Se realizó el recuento de bacterias aerobias totales y coliformes totales, se evaluaron y analizaron indicadores de contaminación fecal (coliformes termotolerantes y *Escherichia coli*) y además, la búsqueda de *Pseudomonas aeruginosa* y *Aeromonas* sp. Los resultados mostraron altos valores de los distintos indicadores bacteriológicos durante verano y otoño, por lo que el uso recreativo con contacto

directo con el agua resultaría de mayor riesgo en dichas épocas. En el sitio cercano al viejo muelle, siempre se encontraron valores elevados de indicadores de contaminación, mostrando que en este lugar podría existir una fuente contaminante. En general, los recuentos de *E. coli* no superaron los límites establecidos por la normativa vigente, por lo tanto, el lago Dalcar podría utilizarse para recreación, aunque se debería evaluar su uso luego del nuevo ingreso de agua.

El **Capítulo IV** se enfoca en el estudio del estado trófico del lago mediante la determinación de la concentración de nutrientes: fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT), concentración de clorofila (*chl-a*) y transparencia del agua. Se analizó además la relación existente con los organismos autótrofos (algas y plantas acuáticas). La transparencia media fue 70 (± 25) cm. Entre febrero y septiembre el lago se clasificó como claro, pero la transparencia disminuyó a partir de octubre, cuando pasó a ser turbio. La concentración de *chl-a* fue baja durante todo el año. Los valores de PT y NT fueron de 0,13 (0,11 \pm) y de 5,44 \pm 3,71 mg/L. Los resultados muestran que el lago es un ambiente eutrófico, donde los organismos autótrofos generan problemas estéticos ya que, desde el inicio del estudio predominaron grandes grumos flotantes de algas, mayoritariamente compuestos por *Oscillatoria limosa*. Luego se registró el crecimiento de la macrófita sumergida gramillón de agua (*Stuckenia striata*), que experimentó un gran desarrollo hacia el final del verano, cuando cubrió el 80% de la superficie del lago y motivó la utilización de una máquina “cosechadora de algas”. En muestreos puntuales de mayo y junio de 2018, se observó una mejora del valor estético del cuerpo de agua, aunque con un destacado dinamismo.

El objetivo del **Capítulo V** fue realizar un relevamiento de la flora y vegetación del lago, el cual se llevó a cabo en octubre de 2017 y febrero de 2018. Se registraron 35 especies, distribuidas en 15 familias. Predominaron las plantas emergentes con 24 especies, flotantes enraizadas seis (6), flotantes libres tres (3) y sumergidas dos (2). El lago posee una alta riqueza de especies que se debería preservar para mantener sus funciones vitales. Las malezas problemáticas son las sumergidas arraigadas que invaden el lago. El plan de manejo de las mismas no debería focalizarse únicamente sobre la especie problema (*S. striata*), sino que debe formar parte de un programa de manejo y conservación integral del lago.

En el **Capítulo VI** se detalla el estudio de las algas, organismos microscópicos fotosintéticos, que forman el fitoplancton. Estos organismos están suspendidos en el agua, liberan oxígeno y son alimento de otros microorganismos, invertebrados y peces. Cuando hay gran cantidad de nutrientes y no hay circulación de agua, el fitoplancton puede reproducirse rápidamente y provocar problemas estéticos en el lago o, en algunos casos, liberar toxinas que pueden resultar dañinas para animales acuáticos, domésticos o el hombre. En este estudio, se analizaron las especies presentes y cómo cambiaron durante el año. Se identificaron 175 especies pertenecientes a distintos grupos de algas. En verano hubo gran cantidad de cianobacterias, algunas formando matas que flotan en la superficie (*O. limosa*). A partir de otoño, aumentó la cantidad de diatomeas y la especie predominante fue *Fragilaria capucina*, que forma largas cadenas y está asociada a la vegetación, coincidente con el incremento de la planta acuática (*S. striata*), que cubrió gran parte de la superficie del lago hacia la primavera. En comparación con otros lagos urbanos, la densidad de algas de Dalcar fue baja y la riqueza de especies alta, y no se registraron en abundancia especies que produzcan toxinas.

El **Capítulo VII** está dedicado al zooplancton, un componente ecológico importante ya que muchas especies zooplanctónicas son herbívoras, se alimentan filtrando fitoplancton y sirven a su vez, de alimento a los peces. Si en un lago hay peces que se alimentan de zooplancton, como sucede en Dalcar, esta comunidad suele estar integrada por especies pequeñas con menor tasa de filtración de fitoplancton. Se encontraron 36 organismos diferentes, lo que es común en ambientes acuáticos de baja salinidad y que tengan zonas con vegetación donde los organismos de

ciertas especies pueden refugiarse. Predominaron los rotíferos, pequeños animales interesantes desde un punto de vista ecológico, ya que varias especies se alimentan de pequeñas algas y son recicladores eficientes de la materia orgánica, lo que es particularmente importante en ecosistemas que tengan un nivel trófico elevado. Por otro lado, la presencia de los cladóceros *Diaphanosoma birgei*, *Daphnia ambigua* y *Notodiaptomus deitersi*, indicaría que la calidad del agua de Dalcar es aceptable, ya que son organismos sensibles a los efectos negativos de la polución.

En el **Capítulo VIII** se detalla la comunidad integrada por los macroinvertebrados, que desempeña un importante rol en estos ambientes porque interviene en el reciclado de nutrientes y forma parte de las cadenas tróficas. Esta comunidad es ampliamente utilizada como indicadora de calidad ambiental. Se colectaron 37 tipos diferentes de macroinvertebrados, la mayoría de los cuales fueron insectos. Esto demuestra que el lago presenta características adecuadas para el mantenimiento de una fauna diversa. El número de invertebrados distintos y la abundancia de los mismos fueron mayores en invierno y estuvo dado principalmente por oligoquetos de agua dulce. En primavera, en cambio, predominaron los insectos. Los dípteros fueron abundantes en ambas épocas del año, especialmente el grupo de los mosquitos no picadores. Adicionalmente, la observación de libélulas adultas permitió registrar 11 especies. El estudio de los macroinvertebrados del lago adquiere importancia para su utilización como indicadores de calidad ambiental y para la elaboración de adecuados programas de control y conservación de este recurso acuático.

A continuación, el **Capítulo IX** se enfoca al estudio de la ictiofauna (peces). El papel ecológico de esta comunidad es relevante ya que son piezas fundamentales en la transferencia de materia y energía dentro de complejas redes alimenticias. También son de interés para el hombre ya que proporcionan alimento y por el atractivo que ejercen algunas especies para la pesca. Por otra parte, en el caso de mortandades, los peces actúan como “centinelas” de la salud del ecosistema. Se determinó la composición y diversidad de la ictiofauna, que se compararon con las de años anteriores. Se evaluó además la presencia de macroparásitos comunes en la región. Se registraron 16 especies, distribuidas en 7 órdenes y 11 familias. Los índices de diversidad arrojaron resultados elevados. El orillero (*Jenynsia multidentata*) y la madrecita del agua (*Cnesterodon decemmaculatus*), representaron el 50% del total de los peces capturados. El pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) fue la tercera especie de importancia. La mayor prevalencia y abundancia de los parásitos *Lernaea* sp. y *Contracaecum* sp. se observaron en el bagre negro (*Rhamdia quelen*). La gran cantidad de peces que habitan en el lago, es uno de los tantos indicadores que remarca la importancia que posee Dalcar en la conservación de la biodiversidad.

El **Capítulo X** se orienta al registro de las aves. Los humedales son áreas naturales o seminaturales irremplazables para la investigación científica, la educación y la recreación. Muchos de ellos, cuando están inmersos en una matriz urbana, se convierten en reservas, refugios o sitios de descanso alternativos para muchos animales, como es el caso de Dalcar. En este capítulo, se presenta información sobre el ensamble de aves presente en el lago, compuesto por más de 60 especies entre aves acuáticas y terrestres. Se presentan algunos registros destacados con breves notas para su identificación a campo. Los resultados resaltan la importancia que tiene el lago, no solo como sitio de paso y descanso para muchas aves de la región y migratorias, sino también como sitio de alimentación, dormidero y reproducción de las mismas, valorizando a este humedal como un sitio urbano prioritario para ser conservado y mantenido en condiciones óptimas.

Por último, se adjunta un **glosario** que explica los principales términos técnicos empleados en este libro y el **listado de autores** con sus correos electrónicos y títulos académicos.

La presencia de más de 350 especies registradas sólo en las comunidades estudiadas, confirman que el lago Dalcar es un lugar apropiado para el mantenimiento de la biodiversidad. Sin embargo, los lagos urbanos son ambientes particulares dada su ubicación y alto dinamismo que hacen

que su manejo y predicción sean difíciles, como se observó luego de la finalización de varias obras y trabajos efectuados en el lugar. Debido a la importancia social, educativa, ecológica y recreativa del lago Dalcar, los autores consideran muy importante continuar con el monitoreo del estado ecológico de este cuerpo de agua para recomendar acciones de manejo. Es prioritario mancomunar medidas orientadas a la conservación y salud de este ecosistema con diferentes actividades que incluyan el control de algas y plantas, el cuidado del perilago, el ordenamiento de la pesca, el aprovechamiento de fauna silvestre, la recreación y el turismo. Por último, con el nuevo aporte de agua se espera una mejora y una mayor estabilidad de las variables analizadas. La educación y divulgación son claves para ejecutar estrategias de concientización y prevención de problemas tales como la introducción de especies vegetales y animales y el vertido de residuos urbanos.

CAPÍTULO I

Historial del lago urbano Dalcar

Miguel Mancini

Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.

Introducción

El lago Dalcar (33°06'25"S, 64°22'31"O), es un ambiente artificial de la ciudad de Río Cuarto, la segunda en importancia de la provincia de Córdoba (Argentina). Su nombre deriva de los apellidos de dos de sus creadores, los señores Dalvit y Cardarelli. La construcción del lago comenzó en el año 1943, culminó en 1945 y se llenó de agua por primera vez en 1948 (Figura 1). Este ambiente acuático le aporta una impronta particular al barrio Villa Dalcar, unos de los más bellos de la ciudad y de amplia expansión en los últimos años. El lago se ubica entre las calles Marmol y Puebla y linda al oeste con la ruta A005 (ver Figura 1 del Capítulo II), por lo cual no puede pasar desapercibido por miles de personas que transitan diariamente por el lugar y por los ciudadanos que en determinados momentos del año concurren en forma masiva (Figura 2).

Dalcar y otro lago ubicado en el Parque Sarmiento (barrio Banda Norte), son los únicos lagos que posee la ciudad dentro de su ejido urbano y dos de los "espacios verdes" más representativos. En una primera etapa, el lago Dalcar contaba con una superficie aproximada de 3 ha, pero en enero de 1981 y luego de una serie de importantes obras, se duplicó la superficie, que comparten la Municipalidad de Río Cuarto con el club El Malón. Este último, que tuvo como uno de sus orígenes al hipismo y con posterioridad una intensa actividad náutica, posee en la actualidad pileta de natación, quincho, canchas de tenis y voleibol, siendo su ingreso exclusivo para socios.



Figura 1. Históricas fotografías de la construcción del lago Dalcar y de los primeros años de su utilización (gentileza familia Gil Cardarelli).

En 1996, con el trabajo conjunto de la Vecinal Villa Dalcar y la Municipalidad, se amplió la capacidad de evacuación de agua del vertedero a 3,5 m³ por segundo, situación que en parte respondía a pedidos de vecinos del lugar que sufrían anegamientos luego de lluvias intensas. Se realizaron además diferentes obras de refacción y construcción de paredones laterales, con un suplemento aproximado de 0,20 m de altura con respecto a la cota de vertedero (José L. Sabena, *com. pers.*). En el año 2013, se aprobó por unanimidad en el Concejo Deliberante de Río Cuarto, un proyecto de declaración de Patrimonio Cultural y Natural de la ciudad al lago de Villa Dalcar (Ordenanza CD 439/2013).



Figura 2. Imagen del lago Dalcar tomada desde la ruta A005 (izquierda), uno de los sitios de mayor afluencia de gente (derecha).

Provisión de agua

La antigua “cuenca” del lago se utilizó por muchos años para variadas actividades agropecuarias, cría y faena de aves (gallinas ponedoras y pollos parrilleros), quintas de producción, hornos de ladrillos, sumado a sitios de acopio de chatarra y desarmadores de automóviles, situación que generaba conflictos de uso del agua y potencial presencia de sustancias tóxicas.

El ingreso de agua se realizaba a través de un canal colector proveniente del arroyo El Bañado, que se originaba próximo a la zona de Tres Acequias. Este arroyo permitía durante gran parte del año el ingreso y egreso de agua (Figura 3) y mantener el volumen del lago con un tiempo medio de renovación anual aproximado de 0,12 a 0,15. Con verdadero tesón, muchos integrantes de diferentes comisiones directivas del Club El Malón y de la Vecinal Villa Dalcar, trabajaban a diario contra las dificultades que exigía la provisión de agua, que en épocas de sequía, era secundado por un canal que provenía del río Cuarto.

El excedente de agua continuaba por el arroyo El Bañado y finalizaba en el río Cuarto, próximo al actual puente Filloy (en los últimos años y hasta 2018, este arroyo, que “nace” al costado del lago contiguo al Parque Ecológico, solo transportó agua luego de lluvias importantes al funcionar como un colector pluvial). Un sector del arroyo aguas abajo del lago, funcionaba a cielo abierto antes del entubamiento que se llevó a cabo en la zona de la vieja terminal de ómnibus. Precisamente en ese lugar, donde se ubicaba un reconocido bar, se practicaba la pesca de bagres y abundante cantidad de mojarra exactamente a la altura de las calles Jaime Gil entre Sobremonte Norte y Alberdi. Próximo a esa zona, entre las calles Sobremonte, General Paz, Paraná y Jaime Gil, eran comunes los anegamientos en época de elevadas precipitaciones que provocaban desbordes del arroyo.

Al menos desde el año 2010 y hasta inicios de 2018, no ingresó agua por el arroyo El Bañado, lo cual desencadenó en reiteradas ocasiones una reducción importante del volumen del lago. Durante ese periodo, existió un único aporte hídrico por medio de bombas, esporádico y que sólo permitía mantener un volumen mínimo que en ocasiones fluctuaba de manera marcada (Figura 4). A las diversas causas que desencadenaron la falta de ingreso de agua, se sumó la construcción de un gran canal ubicado paralelo a la ruta A005 que colecta los excedentes pluviales, lo cual impidió de manera definitiva la posibilidad de ingreso de agua superficial.

Estado ambiental y calidad del agua

En los últimos 30 años, el lago Dalcar sufrió una serie de sucesos que impactaron sobre su estado ambiental. En 1992, se observaron marcados signos de eutrofización, la cual se ha expresado de diferente manera a lo largo del tiempo, alternando periodos de aguas claras (elevada transparencia) con crecimiento de macrófitas y/o de macroalgas (Figuras 5 y 6) y periodos de aguas turbias con blooms (floraciones de algas).

Precisamente en 1992, el crecimiento de las macrófitas alcanzó prácticamente toda la superficie del lago. Esto obligó por muchos años a la práctica de diferentes medidas de manejo para controlar dicha situación, llegando incluso hasta el secado del lago, como se trata más adelante.



Figura 3. El caudal normal de agua proveniente del arroyo El Bañado permitía que el lago tuviera un volumen máximo, en especial luego de precipitaciones abundantes. Imagen superior: enero de 2005; imagen inferior: septiembre de 2007.



Figura 4. La inadecuada provisión de agua provocó bajas reiteradas del volumen del lago Dalcar. Año 2006 (a) y 2015 (b, fotografía Telediario Digital).

A fines del invierno de 1998, se produjo una mortandad de diferentes especies de peces que se reflejó en el periódico La Mañana de Córdoba: Mueren peces en un lago de Río Cuarto (04/09). Las especies afectadas fueron *Cheirodon interruptus*, *Corydoras paleatus*, *Rhamdia sapo* y *Cnesterodon decenmaculatus* (ver Capítulo IX). Los peces presentaron una alta carga de parásitos externos y oomycetos. El análisis microbiológico del agua reveló la presencia de bacterias coliformes totales (160 NMP/100 mL), de *Escherichia coli* con igual valor y de *Aeromonas hydrophila*. La concentración de nitritos fue de 1,2 mg/L, la clorofila-a arrojó un registro de 31 mg/m³ y se observó un bloom de *Anabaena spiroides* (Mancini *et al.*, 2000).



Figura 5. El crecimiento desmedido de las plantas acuáticas sumergidas ha sido una de las principales dificultades del manejo del lago Dalcar. Imágenes de los años 1992(a); 2000(b); 2002(c); 2005(d) y 2009(e,f). Las especies de hidrófitas que mayores problemas causaron fueron *Zannichellia palustris*, *Egeria densa* y *Potamogeton* sp.

El año 2000 marcó uno de los escenarios más desfavorables de la situación ambiental del lago Dalcar. En enero, un estudio microbiológico del agua reveló otra vez la presencia de la bacteria *E. coli* y una carga de 28 (NMP) coliformes fecales. El lago experimentó un crecimiento incontrolado de plantas acuáticas durante la estación cálida (Figura 5). Esto fue ampliamente reflejado en la prensa local (Figura 7), algunos de los titulares del diario Puntal fueron: El lago Dalcar en

su peor época (06/02); El colchón de algas impide nadar y utilizar botes en Villa Dalcar (08/02); La verdadera contaminación es la basura que se arroja (09/02); Comenzarán a limpiar el lago (22/02). Todo esto motivó que el 11 de abril de 2000 se abrieron las compuertas del lago para evacuar toda el agua, favorecer el secado y posterior ingreso de maquinaria, que extrajeron una gran cantidad de material y aumentaron la profundidad de algunos sitios, aunque con cuestionamientos posteriores: Al Concejo le preocupa el lago (Puntal, 28/06). Hacia finales de este año se efectuó la primera siembra de peces herbívoros (*Ctenopharyngodon idella*).



Figura 6. El crecimiento de macroalgas y de fitoplancton fue también un fenómeno frecuente en el lago Dalcar. Imágenes de la primavera de 2005(a), verano de 2005(b,c) y verano de 2009(d).

En febrero de 2001, nuevos análisis bacteriológicos indicaron la presencia de la bacteria *E. coli* en cinco sitios de muestreo. Ante la reiteración del crecimiento desmedido de plantas acuáticas, se realizó una nueva siembra de peces herbívoros (Figura 8). El resultado de ambas siembras fue bastante auspicioso, los peces lograron un excelente crecimiento y nunca lograron reproducirse en el lago (Mancini *et al.*, 2009). Sin embargo, este control biológico de plantas acuáticas fue perdiendo “fuerza” con el transcurso del tiempo debido a la muerte de algunos ejemplares y a la extracción de otros por parte de los pescadores.

En septiembre de 2002, se produjo una mortandad de peces en el arroyo El Bañado aguas arriba del lago: Preocupa la mortandad de peces en el lago Dalcar (Puntal, 03/09). Por ello, en octubre de dicho año, se publicó la nota: Investigan si los criaderos contaminan el lago. Ante esta situación, se procedió al ingreso de un establecimiento pecuario (feed lot) ubicado sobre el arroyo. El análisis de tres muestras extraídas a lo largo de este sistema lótico, permitió detectar la colmatación del arroyo, cambios de la coloración del agua, aumento de la concentración de nutrientes y de bacterias. Esto quedó plasmado en la nota periodística: “Detectan un foco de contaminación a metros del lago Dalcar”.



Figura 7. Durante el año 2000, la problemática ambiental del lago y el crecimiento de las plantas acuáticas fue foco de la prensa local.



Figura 8. Imágenes de la realización de dos siembras de peces herbívoros, las cuales junto a otras medidas de manejo, tendían a controlar la proliferación desmedida de las plantas acuáticas.

Desde 2003 y por varios años, se realizaron múltiples tareas de extracción y limpieza de plantas acuáticas, principalmente a través del retiro manual de las mismas, que junto con el dragado del año 2000 fueron las medidas de manejo más importantes del lago (Figura 9). En este año se reportaron dos floraciones algales, una estival de *Aphanizomenon flos-aquae* y otra primaveral de *Peridinium pusillum* (Novoa *et al.*, 2006).



Figura 9. La extracción de plantas acuáticas durante varios años y el dragado del año 2000, fueron las prácticas de manejo más importantes llevadas a cabo en el lago Dalcar hasta la implementación del proyecto Presupuesto Participativo.

El 26 de noviembre de 2004, propusieron la utilización de plantas acuáticas para sanear los lagos urbanos de la ciudad. Esto generó cierta confusión debido a que la presencia de las mismas fueron uno de los principales problemas que tuvo el lago.

En abril de 2005, se solicitó la prohibición de embarcaciones con motores a explosión, principalmente el uso de motos de agua. En diciembre de 2007, a través de una ordenanza, se prohibió la utilización del lago como balneario (uso recreativo con contacto directo del agua) y la utilización en el lugar de embarcaciones con motores.

En enero de 2009, se produjo otra mortandad de peces, que afectó a unos 3000 ejemplares (Figura 10). Esta vez la causa no fue la la presencia de agentes biológicos (bacterias, parásitos, hongos), tampoco se observaron signos de enfermedades. De acuerdo a las características del cuadro, la causa estuvo asociada a la presencia de sustancias tóxicas que ingresaron luego de una abundante precipitación. Las especies más afectadas fueron las mojarras *Astyanax eigenmanniorum* y *Bryconamericus iheringii*, también murieron algunas carpas herbívoras, entre otras especies (Mancini, 2009).



Figura 10. Mortandad de peces ocurrida en enero de 2009. Imágenes de la zona del vertedero (derecha) y de la costa oeste (izquierda).

En el año 2010, el municipio realizó tareas de limpieza y comunicó que la Universidad local estudiaría la contaminación del lago (Puntal, 22/01), sin embargo, la firma de un convenio pre-establecido nunca se concretó.

A través de la utilización de diferentes técnicas que pueden reflejar la exposición temprana a un contaminante, en este caso sobre el *sapo común* *Bufo arenarum*, Caraffa *et al.* (2013), cuestionaron la salud y la calidad ambiental del lago, similar a los reportes efectuados por Pollo *et al.* (2012), luego de un estudio realizado con peces, principalmente en la mojarra *Astyanax eigenmaniorum*. Esto sería consistente con las anomalías detectadas en *Rhinella arenarum* por Bionda *et al.* (2012) y con los biomarcadores hematológicos (en sangre) en la misma especie que podrían considerarse como una evidencia de la posible presencia de agentes contaminantes en el lago de Villa Dalcar (Salinas *et al.*, 2015).

En el año 2014, se reiniciaron las tareas de limpieza de diferentes sectores del lago impulsados por el municipio, en especial restos de basura y de árboles secos (La Mañana de Córdoba, 20/02), pero los reclamos por la contaminación del paisaje se reiteraron (Telediario Digital, 31/03).

El año 2015 no fue una excepción a las dificultades que plantea el manejo del lago. A partir del mes de julio, se observó la presencia de gran cantidad de residuos y una marcada disminución del volumen del lago (Telediario Digital, 15/07), que fue progresando hasta que en octubre se reparó la principal bomba que abastecía al espejo de agua (Telediario Digital, 22/10; 28/10). Este fue al año donde el volumen alcanzó uno de los niveles más críticos luego de la limpieza efectuada en el año 2000, pero la contaminación del paisaje fue continua.

En conclusión, diferentes procesos de deterioro ambiental se han registrado en el lago Dalcar, entre los que se destacaron efectos sobre los organismos de diferentes comunidades, bajas del volumen de agua, polución, mortandades de peces y claros signos de eutrofización con crecimiento desmedido de fitoplancton, macroalgas y macrófitas, siendo este último uno de los aspectos estéticos que más críticas ha recibido por la prensa y por la ciudadanía. La constante acumulación de restos de plantas acuáticas y de materia orgánica de diferente naturaleza, ha provocado una marcada colmatación, por ejemplo, en el sector del antiguo ingreso de agua donde prácticamente ha desaparecido la zona litoral. Esto se tradujo en una reducción de la profundidad del lago que favorece el crecimiento de organismos autótrofos, incluso hasta comienzos de 2018, potenciado por la mínima o nula renovación de agua. Por su parte, la marcada afluencia de personas siempre impactó sobre el paisaje, en especial por la presencia de residuos no biodegradables, plásticos, nylon, latas y envases de vidrio (Figura 11).



Figura 11. Por muchos años, la contaminación del paisaje ha sido un problema de difícil tratamiento en el lago Dalcar.

De acuerdo a lo expresado, se confirma la gran dificultad que plantean muchos autores sobre el manejo de los lagos urbanos (Schueler y Simpson, 2001; Xavier *et al.*, 2007; Naselli-Flores, 2008). Ante ello, entre los principales objetivos en la conservación de estos particulares ecosistemas acuáticos, se destacan promover la mejora de la salud del ecosistema, evitar su degradación y conservar la biodiversidad (Gupta, 2012), participando a grupos interdisciplinarios, estudiantes, al Estado y a toda persona interesada en el cuidado del ecosistema.

En este marco, en el año 2016 dentro de la convocatoria municipal Presupuesto Participativo, el club Náutico y Deportivo El Malón y la Universidad Nacional de Río Cuarto, en conjunto con el Municipio local, propusieron realizar un diagnóstico del estado ambiental de Dalcar y generar medidas de gestión tendientes a mejorar la salud del ecosistema. Entre ellas, se priorizó realizar tareas de limpieza (sólo en una de las intervenciones se logró retirar 2,5 Tn de residuos en su mayoría no degradables, Puntal: 21/01/18), reparar compuertas laterales y colocar una nueva bomba para asegurar el abastecimiento de agua y mejorar la tasa de renovación de la misma (Figura 12). Hasta dicho momento, se descartó la posibilidad de secar el lago para su limpieza total por tres razones. En primer lugar, se priorizó conservar la biodiversidad, la cual en principio presentaba una elevada riqueza de especies en las diferentes comunidades. Por otra parte, la falta de un ingreso “seguro” y adecuado de agua, no permitía el llenado del lago posterior al dragado. Por último, la rotura de la compuerta inferior impedía la extracción de agua desde el fondo, siendo este problema infranqueable para proceder al vaciado de Dalcar y un aspecto fundamental en el posterior manejo de la calidad del agua. Luego de algunas dificultades previas a las obras de instalación, la bomba comenzó a funcionar con normalidad en febrero de 2018.

Por último, en abril y junio de 2018, gracias a gestiones entre autoridades del municipio local y de la provincia, dos embarcaciones se ocuparon de “cosechar” las macrófitas de una extensa superficie del lago (Figura 13), a través de la Patrulla del Río (ver Capítulo IV). El inicio de esta tarea, coincidió con el aumento del volumen del lago hasta su nivel máximo. Desde esta forma y luego de muchos años, el 6 de abril de 2018 nuevamente comenzó a salir agua por una de las compuertas superiores (ver Figura 12); por dicha razón también se acondicionó el cauce del arroyo El Bañado.

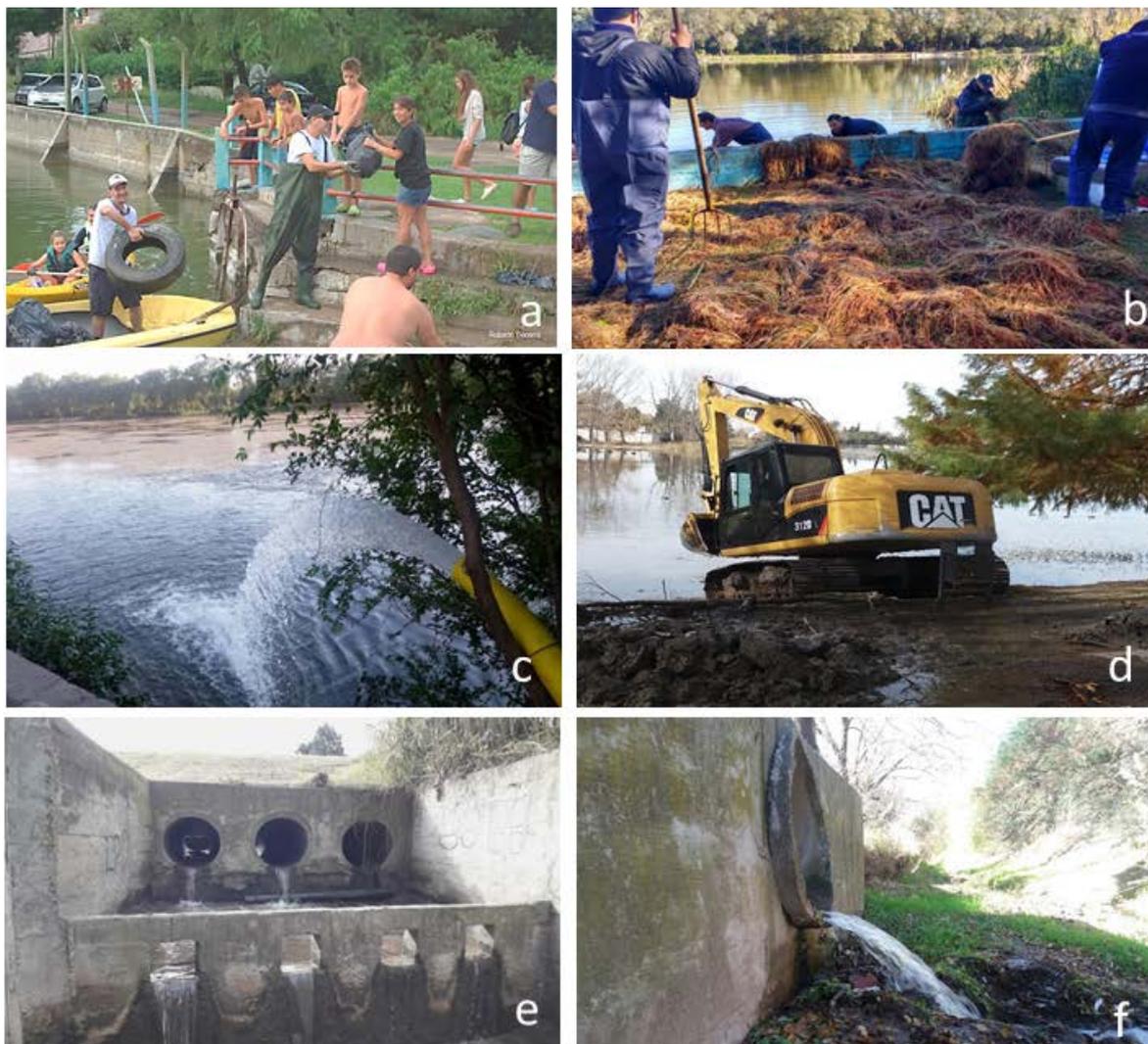


Figura 12. La concreción de sucesivas limpiezas del lago (a,b) y la instalación de una nueva bomba en febrero de 2018 (primeros días de puesta en funcionamiento, imagen c), fueron unos de los principales objetivos del proyecto “Restauración del lago Dalcar”, que los vecinos eligieron en la convocatoria Presupuesto Participativo. Por su parte, se realizó la extracción de sedimentos de la costa oeste (d) y se logró que el ambiente recuperara su volumen y renovación (salida de agua a través de dos compuertas, imágenes e,f).



Figura 13. El crecimiento desmedido de las plantas acuáticas motivó la utilización de embarcaciones diseñadas para su extracción.

Usos deportivos y recreativos

En sus orígenes en el Club El Malón se practicaba el hipismo, posteriormente se realizaron otros deportes como fútbol, tenis, voleybol y pelota paleta. En cuanto al lago, era visitado anualmente por miles de personas para diferentes fines. Desde su construcción ha brindado múltiples usos como pesca, balneario, natación, vela, wind surf, esquí (Figura 14), remo, otras actividades náuticas y de esparcimiento. En el lago funcionó además una escuela de navegación a vela a cargo de la Universidad local y se llevaron a cabo competencias de triatlón. En la actualidad, la pesca, los paseos, las caminatas y otros ejercicios aeróbicos son las más relevantes. Hasta la prohibición por ordenanza municipal, la motonáutica fue uno de los íconos principales de las actividades deportivas. Las carreras de lanchas eran frecuentes y convocaban a gran cantidad de público (Figura 15), tal es así que en su momento de esplendor, periodo 1985-1987, participaron categorías de otras provincias con repercusión en revistas nacionales.



Figura 14. Actividades náuticas que se practicaban en el lago Dalcar: esquí y wind surf (gentileza Emilio Mancini); obsérvese en el fondo de la imagen derecha, el viejo trampolín y la porción de tierra que separaba longitudinalmente al lago.

En otro orden, la gran cantidad de peces de más de 14 especies que han sido registradas en el lago Dalcar (Crichigno, 2005; Mancini *et al.*, 2012), ha sido uno de los motivos de mayor atracción para la gente que visitaba el lugar (Figuras 16 y 17). Mojarras, palometas, dientudos, anguilas y hasta grandes carpas, eran capturadas por pescadores de diferentes edades y permitieron iniciarse en la pesca a cientos de niños, incluso funcionaba una escuela de pesca con mosca. En la década del 90, también se capturaban pejerreyes de buen porte. En ocasiones se practicaba la extracción de mojarras y de camarones para su utilización como carnada, aunque dicha actividad no estaba autorizada.



Figura 15. Las competencias de motonáutica, frecuentes y que convocaban a gran cantidad de personas, eran muy bien cubiertas por la prensa local y nacional.

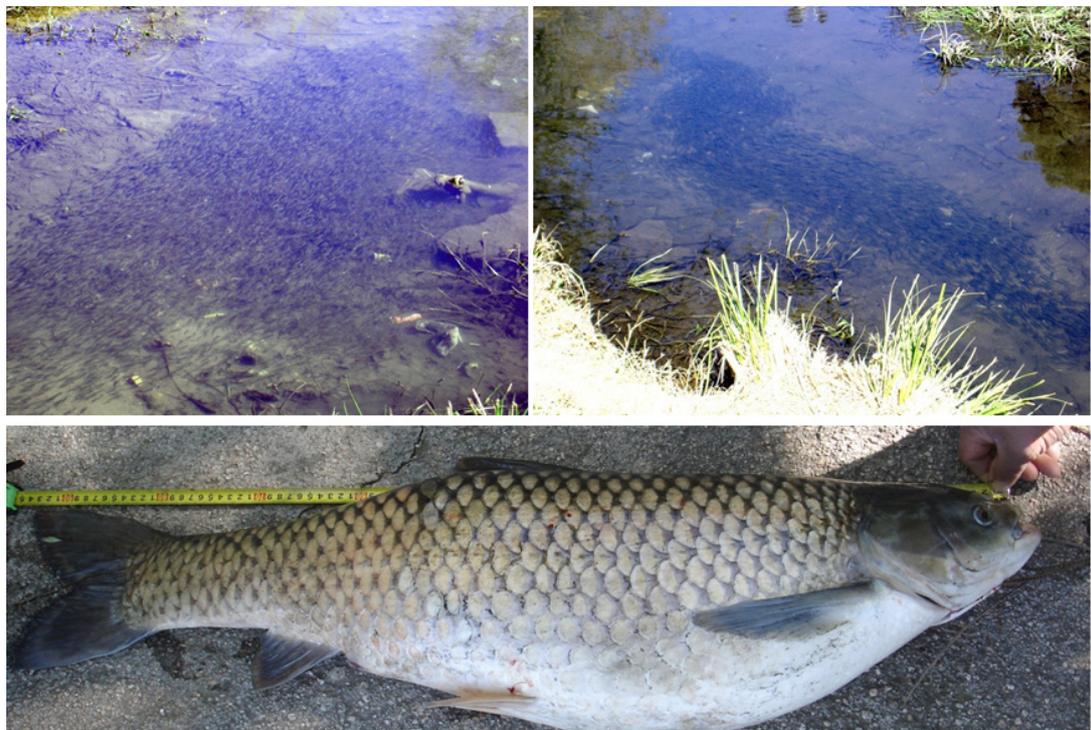


Figura 16. Grandes cardúmenes se observaban en el canal de ingreso (imágenes superiores). Carpa de 98 cm capturada en el sector oeste del lago (imagen inferior).



Figura 17. La pesca, la práctica de diferentes ejercicios aeróbicos y de esparcimiento, valoran al lago Dalcar como uno de los espacios verdes más importantes de la ciudad de Río Cuarto.

Referencias

- Bionda C., Salas, N., Caraffa, E., Baraquet, M. y Martino, A. (2012). On abnormalities recorded in an urban population of *Rhinella arenarum* from central Argentina. *Herpetology Notes* 5: 237-241.
- Caraffa, E., Bionda, C., Pollo, F., Salas, N. y Martino, A. (2013). Determinación de la frecuencia de micronúcleos en eritrocitos de *Bufo arenarum* que habitan ambientes urbanizados. *Acta Toxicológica Argentina* 21 (2): 78-84.
- Crichigno, S. (2005). Aspectos hidrológicos y composición ictiofaunística del lago urbano Villa Dalcar (Córdoba). Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto.
- Gupta, S. (2012). Sustainable management of urban lakes environment and ecosystem: a case study on lakes of Udaipur. Urban lake monitoring and management: *Proceedings of an International Symposium*. Peradeniya, Sri Lanka: 57-65.
- Mancini, M., Rodríguez, C., M. Finola, Basualdo, C. y Prospero, C. (2000). Mortandad de peces en un lago recreacional del sur de Córdoba, Argentina. *AquaTIC* 11: 1-7.
- Mancini, M., Haro, G. y López, H. (2009). Sobre la presencia de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) en la provincia de Córdoba (Argentina). *Natura Neotropicalis* 40(1-2): 87-94.
- Mancini, M. (2009). Mortandad de peces en el lago urbano Villa Dalcar. Informe Técnico. Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, 5 p.

- Mancini M., Crichigno, S., Ortiz, M. y Haro, J.G. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del Lago Villa Dalcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*: 175-189.
- Naselli-Flores, I. (2008). Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care. En: Sengupta, M. & Dalwani R. (Eds.). Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference: 1333-1337.
- Novoa, M., Luque, M., Lombardo, D. y Fabricius, A. (2006). Estudio ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Boletín Sociedad Argentina Botánica* 41(3-4): 203-231.
- Pollo, F., Salas, N., Mancini, M. y Martino, A. (2012). Estudio comparativo de la frecuencia de micronúcleos y anomalías nucleares en eritrocitos de tres especies. *Acta Toxicológica Argentina* 20(2): 62-67.
- Salinas, Z., Salas, N., Baraquet, M. y Martino, A. (2015). Biomarcadores hematológicos del sapo común *Bufo (Rhinella) arenarum* en ecosistemas alterados de la provincia de Córdoba. *Acta Toxicológica Argentina* 23 (1): 25-35.
- Schueler, T. & Simpson, J. (2001). Why urban lakes are different. *Urban lake management* 3(4): 747-750.
- Xavier, L., Vale, M. & Vasconcelos, M. (2007). Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes (Palacio de Cristal and Serralves), Porto, Portugal. *Lakes & Reservorios: Research and Management* 12: 209-214.

CAPÍTULO II

Caracterización básica de la morfometría y físico-química del agua del lago Dalcar

Miguel Mancini, Víctor Salinas, Guillermo Prieto, Juan Marzuoli

Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. Argentina.

Introducción

La forma de los sistemas lacustres y los parámetros morfométricos brindan una amplia información sobre las condiciones limnológicas, lo cual se torna esencial al momento de planificar los proyectos de investigación de los ambientes acuáticos (Montoya Moreno, 2008). Por tal motivo, la caracterización de cada ambiente debe contemplar el estudio de sus principales medidas. Así mismo, la forma de la cubeta depende de su génesis y la productividad está directamente relacionada a su estructura (Dangavs, 1976).

Diferentes aspectos de la calidad del agua constituyen un aspecto fundamental al momento de evaluar los ecosistemas acuáticos y sus principales comunidades. Desde este punto de vista, se analizan características físicas, químicas y biológicas que permitan encuadrar a un ambiente acuático para llevar a cabo diferentes usos. Estas características pueden variar de manera marcada en los diferentes meses del año, incluso algunas, como la concentración de oxígeno disuelto del agua, pueden arrojar amplias diferencias según el momento del día donde se analicen. En este sentido, es importante que un estudio refleje las variaciones anuales de las características del agua en sitios representativos, las cuales se utilizan para la realización de relevamientos de carácter general (Arocena, 1999).

Los lagos urbanos se encuentran entre los ambientes más problemáticos en relación a su estado ambiental. Por su parte, este tipo particular de cuerpo de agua, es estructural y funcionalmente bastante diferente al común de los lagos y representa un desafío en lo que a su manejo se refiere (Quirós, 2007). Algunos aspectos comunes de estos ambientes, como su localización que permiten que sean muy visitados por los ciudadanos, altas concentraciones de nutrientes, baja profundidad y reducida superficie, determinan que estos lagos sean más susceptibles a presentar procesos de polución, eutrofización y alteraciones o cambios de la composición del fitoplancton. Junto a ello, reflejan cambios en la coloración del agua, en la concentración de nutrientes, alteraciones de oxígeno en la columna de agua y modificaciones importantes en la cobertura de las plantas acuáticas (Naselli-Flores, 2008; Almanza-Marroquín *et al.*, 2016), que pueden llegar a cubrir una gran parte de la superficie en los meses de mayor temperatura.

En general, los lagos urbanos han sido poco estudiados desde un punto de vista limnológico. Sin embargo, diferentes variables se pueden analizar para caracterizar el agua de estos ecosistemas. El conocimiento de dichas variables permite por un lado definir las condiciones ecológicas y por otro, la calidad del agua, además de inferir el impacto que ha sufrido el ecosistema y su deterioro abiótico. Esto requiere la cuantificación de características físico-químicas como la temperatura, pH, oxígeno, conductividad y dureza, entre las más frecuentes para el normal desarrollo de la biota (Lanza Espino, 1998). Las políticas de gestión y toma de decisiones deben estar basadas en conocimientos que integren, en lo posible, registros temporales y espaciales de dichas variables. El objetivo de este capítulo fue caracterizar la morfometría y conocer la físico-química del agua del lago Dalcar y sus variaciones en diferentes sitios y épocas del año que orienten a su mejor

manejo y a la conservación de los organismos que allí habitan, en especial los que sostienen el recurso pesquero.

Materiales y métodos

En enero de 2017, mediante una embarcación se midió la profundidad a través de una sonda en 67 puntos del lago Dalcar (33°06'25"S, 64°22'31"O), a lo largo de transectas paralelas a la longitud máxima de cuerpo de agua. Con estos datos y mediante la utilización de imágenes Google Earth se calcularon parámetros morfométricos básicos según los criterios de diferentes autores (Wetzel, 1975; Cole, 1988; Arocena, 1999; Roldán Pérez y Ramiro Restrepo, 2008).

Durante el periodo febrero de 2017 a enero de 2018, se realizaron 12 muestreos en cinco sitios definidos como: club El Malón, vertedero, centro, antigua entrada de agua y muelle próximo a la isla (Tabla 1 y Figura 1). Se analizó *in situ*: temperatura, oxígeno disuelto (equipo digital Hanna HI 98193 con compensación automática de temperatura), pH y conductividad (equipo digital Milwaukee MI806) y la cota a nivel de vertedero. En forma paralela se midió la temperatura del aire y la velocidad del viento (anemómetro digital TFA) (Figura 2). En mayo y junio de 2018, se realizaron además tres muestreos puntuales para observar *a priori* si hubo algún grado de respuesta a diferentes medidas de manejo instauradas. Las mediciones se realizaron de acuerdo a las normas específicas de los instrumentos y según procedimientos de referencia (Arredondo Figueroa y Ponce Palafox, 1998; Conde y Gorga, 1999), en horas diurnas. Para estimar el porcentaje de saturación del oxígeno se tuvieron en cuenta los datos tabulados de solubilidad corregidos a la presión atmosférica (Conde y Gorga, 1999). Por su parte, se tomó una muestra del centro de lago en cada época del año (febrero, abril, agosto y noviembre de 2017), para su posterior análisis de laboratorio que incluyó la cuantificación de las sales totales, la composición iónica, la concentración de flúor, arsénico, la dureza y alcalinidad. Estos análisis se realizaron en el Departamento de Geología de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

Tabla 1. Estaciones de muestreo del lago Dalcar.

Sitio de muestreo	Nº	Ubicación	Profundidad (cm)
Club El Malón	1	33°06'25''S - 64°22'29''O	100-110
Vertedero	2	33°06'29''S - 64°22'26''O	75-82
Centro	3	33°06'26''S - 64°22'32''O	90-97
Entrada (costa oeste)	4	33°06'19''S - 64°22'36''O	50-59
Muelle próximo a la isla	5	33°06'19''S - 64°22'33''O	69-78

Las variables transparencia, temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, conductividad y temperatura del aire fueron agrupadas por época del año y sitios de muestreo. Luego de la realización de análisis exploratorios, se aplicó el test de Shapiro-Wilk y de Lilliefors para testear la hipótesis que los datos provienen de poblaciones normales. Al no cumplirse con las propiedades de normalidad y homogeneidad de varianzas, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para comprobar la presencia de diferencias significativas de las variables analizadas (Siegel, 1983; Arredondo Figueroa y Ponce Palafox, 1998). Los resultados fueron tabulados con los valores mínimos y máximos, la media aritmética y la desviación estándar. Para realizar los análisis de correlación los datos fueron agrupados por mes de muestreo y se aplicó la prueba no paramétrica de rangos de Spearman (Sokal y Rohlf, 1969).



Figura 1. Ubicación geográfica y diferentes sitios de muestreo del lago Dalcar.

Resultados

Los valores de los parámetros morfométricos evaluados se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2. Principales características morfométricas del lago Dalcar*.

Parámetro	Resultado
Área total con isla (m ²)	64990
Longitud máxima (m)	430
Profundidad media (m)	1,33
Profundidad máxima (m)	2,48
Profundidad relativa (%)	0,86
Ancho máximo (m)	184
Ancho medio (m)	151
Volumen (m ³)	81825

*: valores estimados en función del volumen de agua al momento del estudio.

Los resultados de las diferentes características físico-químicas del agua analizadas *in situ* a lo largo de los 12 meses de estudio se resumen en la Tabla 3. Las características físico-químicas del agua se detallan en la Tabla 4.

Tabla 3. Estadística descriptiva de las diferentes variables analizadas *in situ* en el lago Dalcar.

	Unidad	n	Mínimo	Máximo	Promedio	DE
pH	pH	60	8,1	10,2	9,0	0,4
Transparencia (Secchi)	cm	36	24,0	110,0	61,1	22,8
Temperatura agua	°C	60	9,8	27,4	19,8	4,9
Temperatura aire	°C	60	16,1	33,0	24,7	4,0
Conductividad	mS	60	0,70	1,10	0,82	0,06
Oxígeno	mg/L	60	6,0	13,5	9,2	1,8
Viento	km/h	60	0,0	22,4	7,8	6,7
Saturación de oxígeno	%	60	71,6	141,6	100,6	16,1

Los valores de pH siempre fueron superiores a 8,1, con un valor promedio de 9,0. Los registros mensuales se incrementaron a partir del mes de septiembre (Figura 3). Se observaron diferencias significativas entre épocas del año (Figura 4) y entre sitios de muestreo ($P < 0,01$), el valor inferior le correspondió al sitio n° 5. En mayo de 2018, el valor de pH fue de 8,9 ($\pm 0,57$).

Tabla 4. Características físico-químicas estacionales del agua del lago Dalcar.

Determinación	Unidad	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Sales totales	mg/L	782	631	706	665
Carbonato	mg/L	4,8			25,4
Bicarbonato	mg/L	275	290	280	244,7
Sulfato	mg/L	211,5	109,8	138,5	141,1
Cloruro	mg/L	37,1	31,4	40	22,9
Sodio	mg/L	196,2	145,6	187,1	171,9
Potasio	mg/L	15,1	14,5	15,8	15,8
Calcio	mg/L	20	23,2	15,2	17,6
Magnesio	mg/L	17,1	9,8	20	22
Nitrato	mg/L	10	4	6	2
Fluoruro	mg/L	1	1	0,6	0,7
Fosfato	mg/L	2,4	1,5	2,7	1,2
Arsénico	ug/L	25	30	20	35
Dureza total	ppm CO ₃ Ca	120	98	120	134
Alcalinidad	ppm CO ₃ Ca	228	232	224	237
Ca+Mg/Na+K		0,27	0,29	0,28	0,34

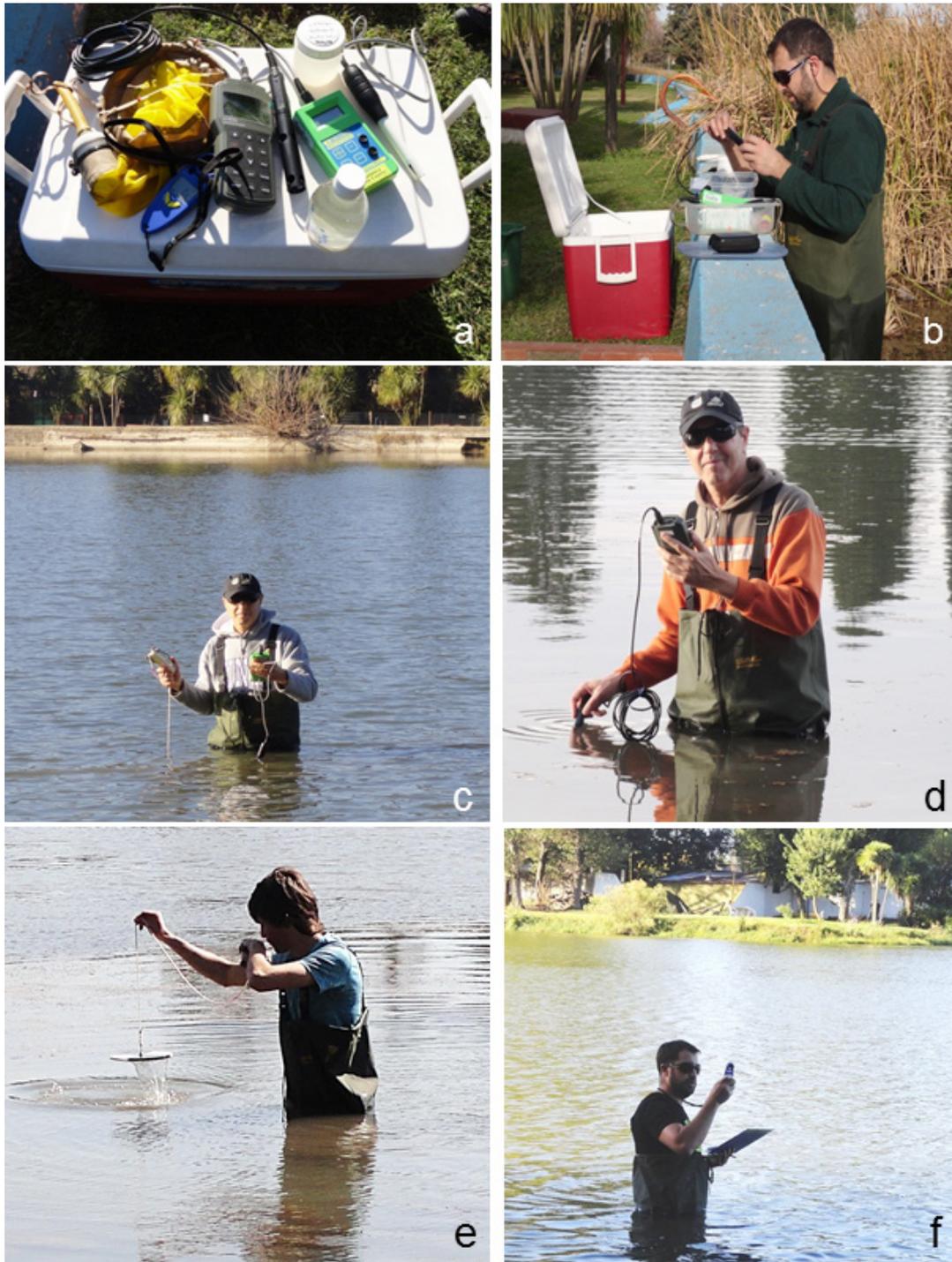


Figura 2. a) Equipos utilizados para evaluar diferentes características físico-químicas del agua; b) calibración de equipos; c) medición de pH; d) medición de oxígeno; e) utilización de disco de Secchi; f) medición de temperatura ambiente y velocidad del viento.

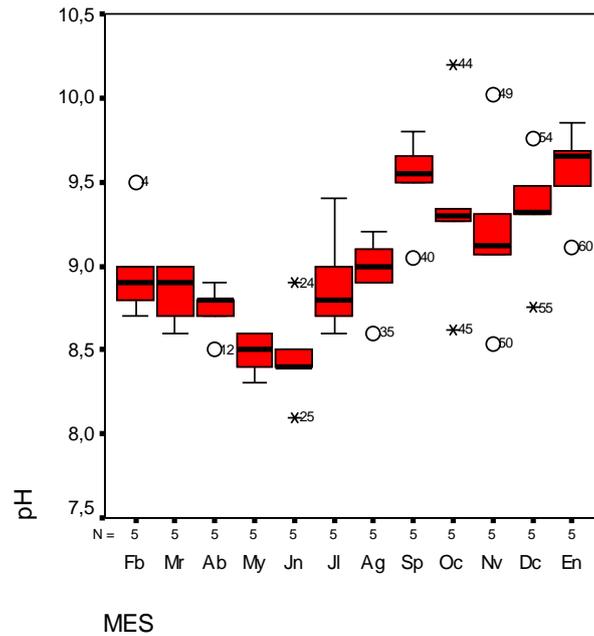


Figura 3. Registros mensuales del pH del agua del lago Dalcar.

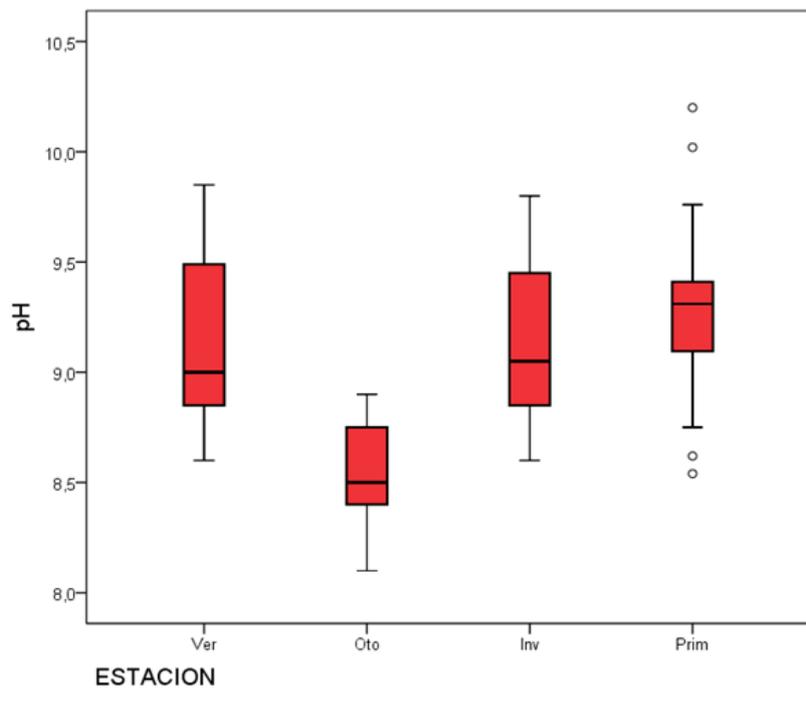


Figura 4. Registros estacionales del pH del agua del lago Dalcar.

Como se puede apreciar en la Figura 5, el valor mínimo de la temperatura del agua se registró en el mes de julio, con valores extremos anuales de 9,8 y 27,4 °C. No se observaron diferencias entre sitios de muestreo ($P > 0,05$), pero si entre épocas del año ($P < 0,01$) (Figura 6). La temperatura del agua se correlacionó con la temperatura del aire ($r_s = 0,80$). Cabe agregar, que la temperatura del agua medida durante los días 28 de mayo y 08 y 15 de junio de 2018, fue de 15,0 ($\pm 0,6$), 10,8 ($\pm 0,4$) y 7,4 ($\pm 0,3$) °C.

La concentración de oxígeno disuelto a nivel de la superficie del agua siempre estuvo por encima de 6,0 mg/L, con un valor máximo en septiembre. La concentración de este gas fue similar entre

los diferentes sitios de muestreo ($P > 0,01$), los mayores registros fueron en los meses de julio, agosto y septiembre (Figura 7) y la saturación nunca fue inferior al 70 %. La concentración de oxígeno presentó diferencias entre épocas del año ($P < 0,01$), como se puede observar en la Figura 8. Se observó una correlación inversa entre la concentración de oxígeno y la temperatura del agua ($r_s = -0,64$) y positiva con el nivel del lago (volumen) ($r_s = 0,75$). Sin embargo, no existió correlación entre el oxígeno a nivel de la superficie del agua y la velocidad del viento. En mayo de 2018 el valor medido fue de $9,30 (\pm 1,81)$ mg/L.

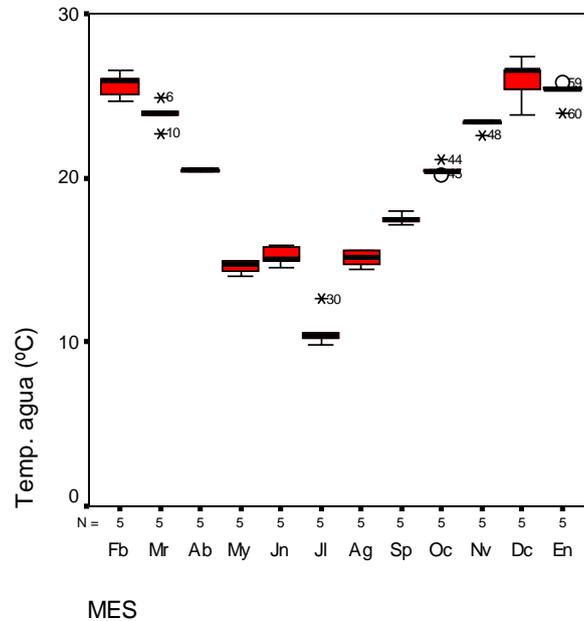


Figura 5. Registros mensuales de la temperatura del agua del lago Dalcar.

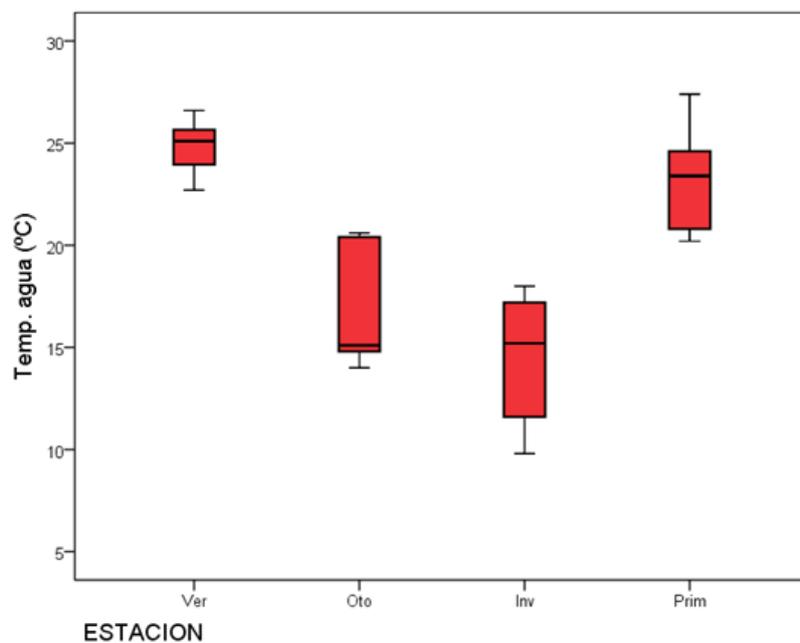


Figura 6. Temperatura del agua del lago Dalcar en las diferentes épocas del año.

En mediciones puntuales realizadas a nivel del fondo del lago en los sitios 3, 4 y 5, se observó una condición parcial o completamente anóxica del sedimento, que se normalizó en mayo de 2018, a excepción del sitio 4, donde se midió una concentración de 0,5 mg/L.

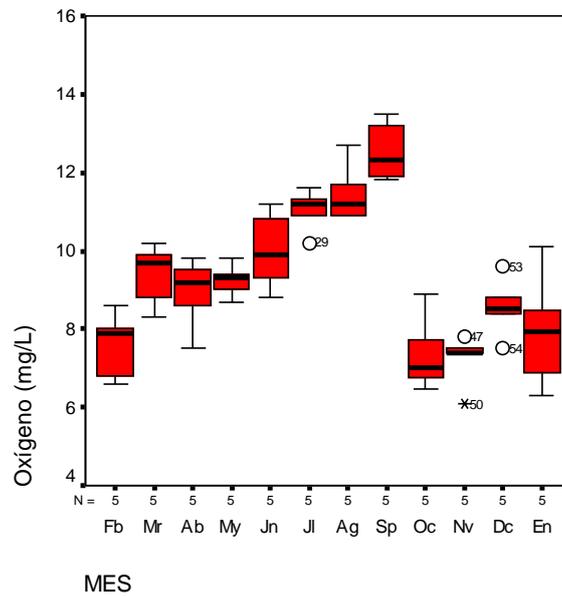


Figura 7. Registros mensuales de la concentración de oxígeno del agua del lago Dalcar.

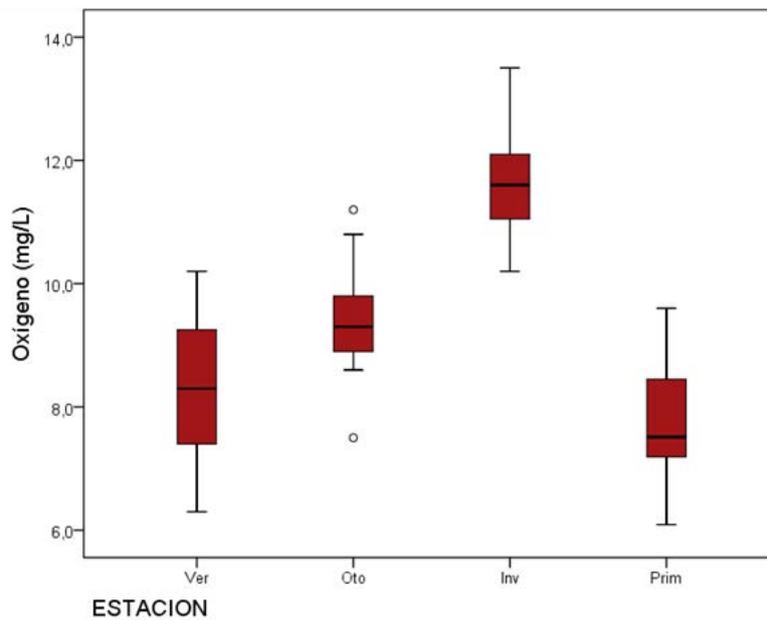


Figura 8. Concentración de oxígeno del agua del lago Dalcar en las diferentes épocas del año.

La conductividad arrojó su valor más bajo en agosto, con un valor medio para todo el lago de 0,82 mS. Como se observa en la Figura 9, se registró un valor elevado en el mes de junio en el sitio de muestreo n° 5, superior a 1,1 mS. Esta variable presentó diferencias entre épocas del año ($P < 0,01$, Figura 10), no así entre sitios de muestreo ($P > 0,05$). En mayo de 2018 la conductividad fue de 0,75 ($\pm 0,2$) mS.

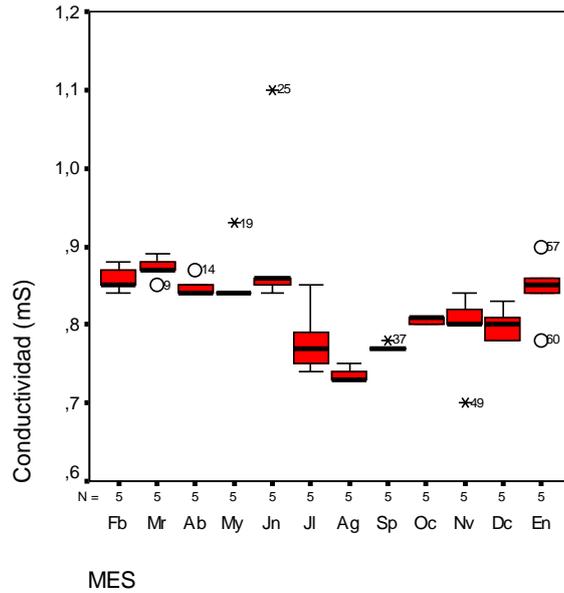


Figura 9. Registros mensuales de la conductividad del agua del lago Dalcar.

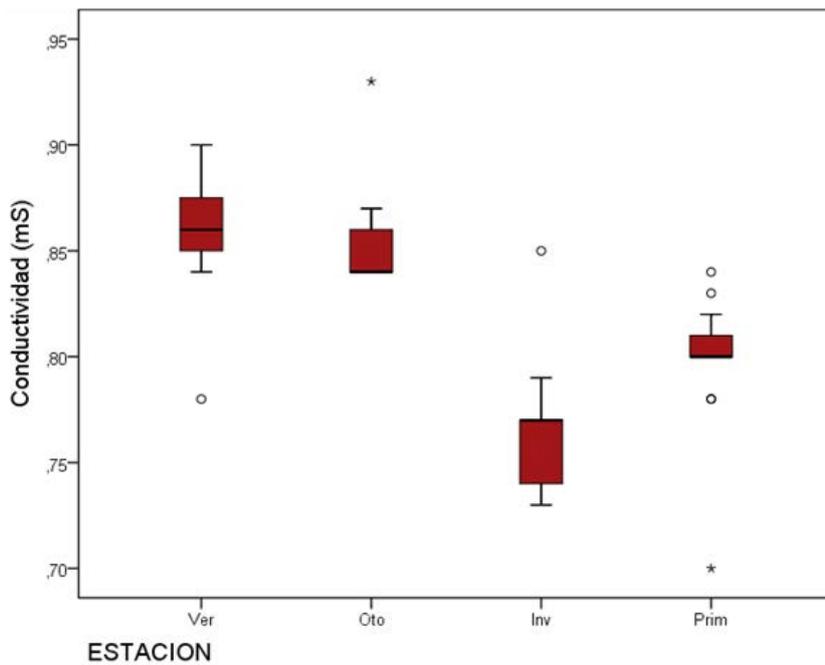


Figura 10. Conductividad del agua del lago Dalcar en las diferentes épocas del año.

La profundidad del lago siempre estuvo por debajo de la cota de vertedero con un nivel mínimo de 51 cm en el mes de enero de 2018 (Figura 11). La profundidad (volumen) tuvo una correlación con la temperatura del agua ($r_s = -0,76$)

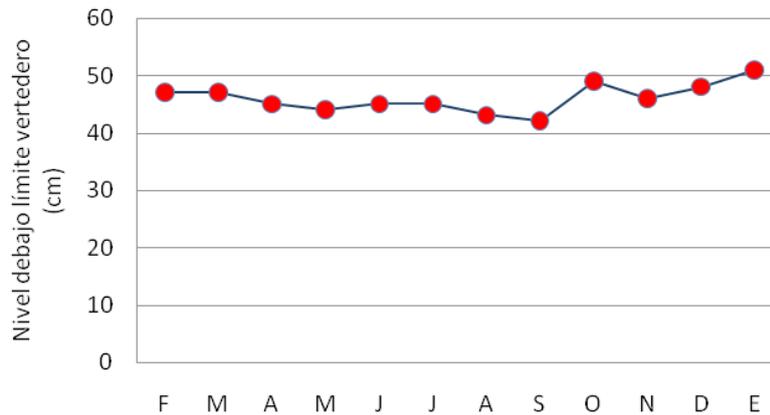


Figura 11. Diferencia entre los niveles mensuales de agua y el límite del vertedero del lago Dalcar.

Discusión

Con los resultados de los parámetros morfométricos, se desprende que ha disminuido la profundidad del lago Dalcar, lo cual se debe al proceso natural de envejecimiento y a la acumulación de sedimentos como lo señala Cole (1988), definido como colmatación. De acuerdo al actual caudal de ingreso a través de la bomba y en condiciones de máxima carga (funcionamiento permanente), se puede inferir un tiempo medio anual de renovación del agua aproximado de 0,12 – 0,15, es decir de 45 a 55 días, aunque se deberá tener presente la tasa de evapotranspiración si continúa elevada la biomasa de macrófitas y la época del año. La baja profundidad relativa, en este caso menor al 1 %, se asocia a lagos poco profundos (Montoya Moreno, 2008), los cuales son más proclives a tener mayor productividad primaria. Esta situación y la mínima o nula tasa de renovación de agua de los últimos años, sumado a la elevada concentración de nutrientes, reflejan la situación ambiental y el estado trófico del lago, tanto en la actualidad como en los últimos años (ver Capítulo I).

El rol que desempeña la temperatura y la salinidad del agua sobre el crecimiento de los organismos de los sistemas acuáticos depende de los requerimientos de cada especie (Arredondo Figueroa y Ponce Palafox, 1998). El agua del lago Dalcar posee muy baja salinidad, el valor extremo de conductividad en el sitio n° 5 en junio de 2017, podría explicarse por el funcionamiento simultáneo de la antigua bomba de agua en el momento de toma de datos. En términos generales se clasificó como agua dulce y desde el punto de vista limnológico como agua oligohalina (Conzonno, 2009). Si bien la concentración de sales de los ambientes acuáticos pampeanos limita la distribución y producción de determinadas especies de peces (Menni, 2004), los valores observados en el lago Dalcar no comprometen a ninguna de las especies presentes. Similar situación sucede con la temperatura, aunque valores extremos de esta variable tienen un alto grado de asociación con el proceso reproductivo del pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Mancini *et al.*, 2016). Sin embargo y de acuerdo a los muestreos realizados, la reproducción de esta especie ha sido exitosa en los dos últimos años (ver Capítulo IX). Tampoco los registros térmico muy bajos de junio de 2018 provocaron mortandades de ciertas especies de peces como sucede algunos años en las lagunas pampeanas.

En relación a la dureza y si se considera el promedio anual, el agua se encuadró como levemente dura y según su composición se clasificó como bicarbonatada-sulfatada sódica y bicarbonatada sódica. Bajo este análisis y a pesar de la falta de un ingreso adecuado de agua, se mantienen las características similares de años anteriores reportadas por otros autores (Novoa *et al.*, 2006).

La concentración de oxígeno del agua varía en función de diferentes variables como la temperatura, profundidad, cantidad de materia orgánica, tasa de producción primaria e incluso puede tener amplias variaciones diarias en ambientes de características eutróficas. Bajos valores de oxígeno pueden comprometer la supervivencia y el crecimiento de los peces y de otras comunidades, aunque muchas especies poseen un amplio rango de adaptación para vivir en diferentes concentraciones de oxígeno (Lampert y Somer, 1997). Por su parte, bajos niveles de oxígeno pueden originar la producción de compuestos tóxicos producto del metabolismo bacteriano. Los resultados obtenidos indican una concentración adecuada a nivel de la superficie del agua y la aptitud del lago para salvaguardar la vida acuática, tanto para el normal desarrollo de los organismos como así también de su reproducción (Boyd, 1984). La saturación de oxígeno a nivel superficial siempre estuvo por encima de los valores mínimos admitidos. Las variaciones de la saturación del oxígeno, son consistentes con la hora de medición y con la abundante biomasa de organismos autótrofos (Boyd, 1984), en este caso de fitoplancton (grupos de *Oscillatoria limosa*) y de macrófitas, en especial de *Stuckenia striata*, presentes en los diferentes meses de estudio. Sin embargo, los bajos registros de oxígeno en el fondo del lago son inferiores a los medidos en años anteriores (Mancini *et al.*, 2012) e indican de manera indirecta un incremento de la descomposición de materia orgánica. Esta situación es frecuente en este tipo de ambientes (Grosman, 2009; Almanza-Marroquín *et al.*, 2016) y favorece la liberación de nutrientes y el agravamiento del estado trófico.

Las aguas naturales poseen valores de pH dentro de un rango de 6 a 9, registros muy por encima y por debajo de estos valores puede producir perjuicios sobre los organismos acuáticos. El valor promedio de pH para el lago Dalcar fue de 9, incluso con registros puntuales superiores a 10. Al igual que en el caso anterior, una elevada biomasa de fitoplancton o de macrófitas provoca importantes desbalances de pH. Sin embargo y *a priori*, los valores de pH del lago no afectaron en líneas generales a la biota, como se puede observar en los estudios de las diferentes comunidades.

De acuerdo a los resultados observados en algunas variables analizadas en el lago Dalcar hasta el mes de enero de 2018, se desprende que las mediciones efectuadas en mayo y junio de dicho año exhibieron signos de mejora de la calidad del agua (ver además Capítulo IV). Dado el significado que tiene este ambiente acuático para la ciudad de Río Cuarto y las diferentes medidas de gestión que se siguen realizando, se recomienda la continuidad de estudios tempororo-espaciales a los fines de asegurar una adecuada calidad de agua para el normal desarrollo de las comunidades presentes, que como se observa en otros capítulos poseen una elevada riqueza de especies.

Referencias

- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J., y Urrutia R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2): 313-326.
- Arocena, R. (1999). Morfología. En: Arocena, R., y Conde, D. (Eds.). *Métodos en Ecología de aguas continentales*. Montevideo: D.I.R.A.C.
- Arredondo Figueroa, J., y Ponce Palafox, J. (1998). *Calidad del agua en acuicultura: Conceptos y aplicaciones*. México: A.G.T. Editor SA.
- Boyd, C. (1984). *Water Quality Management for Pond Fish Culture*. Netherlands: Elsevier Scientific Publishing Company.
- Cole, G. (1988). *Manual de Limnología*. Uruguay: Editorial Hemisferio Sur.

- Conde, D., y Gorga, J. (1999). Gases disueltos. En: Arocena, R., y Conde, D. (Eds.). *Métodos en Ecología de aguas continentales*. Montevideo: D.I.R.A.C.
- Conzonno, V. (2009). *Limnología Química*. La Plata: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Dangavs, N. (1976). Descripción sistemática de los parámetros morfométricos considerados en las lagunas pampásicas. *Limnobiós*, 1(2): 35-64.
- Grosman, F., Sanzano, P., Colasurdo, V., y Diaz, O. (2009). Propuestas de alternativas de gestión de una laguna suburbana. *Biología Acuática*, 26: 121-131.
- Lampert, W., & Sommer, U. (1997). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. New York: Oxford Univ. Press.
- Lanza Espino, G. (1998). Aspectos físico-químicos que determinan la calidad del agua. En: Martínez Cordova, L. (comp.). *Ecología de los sistemas acuícolas*. México: A.G.T. Editor SA.
- Mancini, M., Crichigno, S., Ortiz, M., y Haro, J. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso de "lago Villa Dálcar" (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 175-189.
- Mancini, M., Grosman, F., Dyer, B., García, G., del Ponti, O., Sanzano, P., y Salinas V. (2016). *Pejerreyes del sur de América. Aportes al estado de conocimiento con especial referencia a *Odontesthes bonariensis**. Río Cuarto: UniRío Editora.
- Menni, R. (2004). *Peces y ambientes en la Argentina Continental*. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales n° 5. Buenos Aires: Estudio Sigma.
- Montoya Moreno, Y. (2008). Caracterización morfométrica de un sistema fluviolacustre tropical, Antioquia, Colombia. *Caldasia*, 30(2): 413-420.
- Naselli-Flores, L. (2008). Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference: 1333- 1337. M. Sengupta y R Dalwani (Eds.).
- Novoa, M., Luque, M., Lombardo, D., y de Fabricius, A. (2006). Estudio ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Boletín Sociedad Argentina Botánica*, 41(3-4): 203-231.
- Roldán Pérez, G., y Ramiro Restrepo, J. (2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Academia Colombiana de Cs. Exactas, Físicas y Naturales. Ciencia y Tecnología. Universidad de Antioquia. Universidad Católica de Oriente.
- Quirós, R. (2007). *Manejo y recuperación de lagos urbanos*. Documento N 6. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires.
- Siegel, S. (1983). *Estadística no paramétrica*. México: Ed. Trillas.
- Sokal, R., & Rohlf, J. (1969). *Biometry. The principles and practice of statistical in biological research*. San Francisco: Freeman and Company.
- Wetzel, R. (1975). *Limnology*. Philadelphia. W.B. Saunders Company.

CAPITULO III

Evaluación de indicadores bacteriológicos del agua del lago Dalcar

María Laura Gambero^{1,2}, Estefanía R. Pereyra^{1,2}, Mariana C. García¹, Daniela M. Lombardo¹, Susana G. Bettera¹

¹Lab. Microbiología de Alimentos, Depto. Microbiología e Inmunología, Facultad de Cs. Exactas, Fco.-Qcas. y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.² CONICET

Introducción

Las normativas vigentes referidas a los recursos hídricos utilizados con fines recreativos (cuerpos superficiales de agua que se usan principalmente para baño y actividades deportivas), contemplan la necesidad de conocer el estado sanitario de las mismas, considerando que el usuario es quien está en contacto primario con el recurso y puede estar sujeto a enfermedades de transmisión hídrica. Además, es precisamente en los asentamientos de máxima concentración poblacional e industrial donde surgen los mayores requerimientos de medios de esparcimiento no contaminados por parte de una población siempre creciente (Nadal *et al.*, 2012; López Sardi *et al.*, 2016).

Los microorganismos patógenos que se encuentran en el agua de uso recreacional pueden producir enfermedades gastrointestinales, respiratorias febriles agudas e infecciones en ojos y oídos. Los estudios en los que se monitorean aguas recreativas afectadas por descargas directas o difusas de efluentes cloacales y/o industriales, que pueden tener un alto riesgo de contaminación a través de bacterias patógenas y de metabolitos tóxicos (producto de floraciones algales en cuerpos de agua eutrofizados), son muy útiles para evaluar la calidad microbiológica del agua y su impacto ambiental. Las investigaciones epidemiológicas realizadas en estos ambientes son de vital importancia para evaluar el estado sanitario de las aguas de uso recreativo, aunque la interpretación de los niveles guías o normativas debe ser realizada a la luz de factores locales como las estaciones del año, comportamiento de la población, aspectos socioculturales, ambientales y técnicos (Nadal *et al.*, 2012).

En Argentina y en muchos otros países, los recuentos de bacterias aerobias totales, coliformes totales y termotolerantes han sido y siguen siendo empleados como indicadores del posible deterioro bacteriológico de las aguas. Sin embargo, estos grupos no tienen una clara relación con las enfermedades gastrointestinales asociadas al baño recreativo en agua dulce, por lo que el rol de *Escherichia coli* es ampliamente reconocido como marcador (índice e indicador) de contaminación fecal (Nadal *et al.*, 2012).

Por otro lado, se ha evaluado la presencia de *Pseudomonas* sp. y *Aeromonas* sp. en aguas naturales. *Pseudomonas aeruginosa* está ampliamente distribuida en la naturaleza y puede encontrarse en heces, suelo, agua y aguas residuales, como así también en plantas y animales. Esta especie ha sido vinculada a infecciones asociadas con exposición a agua recreacional, por lo tanto, ha sido propuesta como indicador de calidad de las mismas (Toranzos *et al.*, 2007). Por otra parte, el género *Aeromonas* incluye varias especies que crecen en ambientes con baja cantidad de nutrientes. Algunos estudios han encontrado una significativa correlación entre la presencia de *Aeromonas* y el estado trófico de las aguas dulces. Se describieron diversas especies asociadas a infecciones en humanos, tal como *Aeromonas hydrophila*, entre otras y aquellas relacionadas a numerosas patologías de peces y anfibios como por ejemplo *Aeromonas salmonicida* (Arcos Pulido *et al.*, 2005; Toranzos *et al.*, 2007).

Evaluar la calidad bacteriológica de aguas superficiales permite implementar medidas correctivas en beneficio de brindar la disponibilidad de un recurso hídrico adecuado, que permita mejorar la calidad de vida y la salud pública de los habitantes de la ciudad. En este marco, el objetivo de este estudio fue evaluar la presencia de indicadores bacteriológicos del agua en el lago Dalcar con el fin de describir las condiciones existentes para su uso recreativo.

Metodología

Muestreos

Se tomaron y analizaron 20 muestras de agua a partir de cinco puntos ubicados en sitios perimetrales del lago Dalcar. Los lugares de muestreo seleccionados fueron: club (1), presa o vertedero (2), centro (3), entrada (4) y muelle viejo (5) (ver Figura 1 del Capítulo II). La frecuencia de toma de muestras fue realizada de acuerdo a las épocas del año, durante los meses de febrero (verano), abril (otoño), agosto (invierno) y noviembre (primavera) de 2017. Las muestras fueron recolectadas en envases de vidrio de boca ancha estériles de 500 mL de capacidad y conservadas en frío (4-6 °C) hasta su traslado inmediato al laboratorio, de acuerdo a la metodología sugerida por APHA, AWWA, WEF (2012).

Análisis bacteriológicos

Se realizó el recuento de bacterias aerobias totales (RAT), coliformes totales (CT), coliformes termotolerantes (CTT) y de *Escherichia coli* (EC). Además, se investigó la presencia de *Ps. aeruginosa* y *Aeromonas* sp., según la metodología descrita en APHA, AWWA, WEF (2012), CAA (2012) y Manual Bergey's (2004). Para la cuantificación de RAT se usó la técnica de recuento en placa en agar Plate Count (APC), expresando el resultado en unidades formadoras de colonias por mililitro (ufc/mL). El recuento de CT, CTT y *E. coli* se realizó mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples ó de número más probable (NMP). Para CT y EC se utilizó el medio de cultivo caldo Mac Conkey, mientras que para CTT se usó caldo Lactosa-Bilis-Verde brillante al 2%. La identificación de EC se realizó mediante las siguientes pruebas bioquímicas: Indol, Rojo de metilo, Voges-Proskawer y Citrato (IMViC). Para la investigación de *Ps. aeruginosa* se utilizó caldo Asparagina y para *Aeromonas* el medio Indol, confirmando la presencia de ambas bacterias a partir de pruebas metabólicas (oxidasa, crecimiento a 42 °C, agar F para *Pseudomonas*, agar P para *Pseudomonas*, Indol, fermentación de glucosa, utilización de urea, presencia de la enzima fenilalanina deaminasa y crecimiento en agar Mac Conkey).

Resultados

Indicadores bacteriológicos

Los resultados obtenidos a partir de esta investigación describen las condiciones bacteriológicas del agua del lago Dalcar durante el período de un año en cuatro épocas de muestreo, comenzando en verano, seguido de otoño, invierno y primavera. Este estudio permitió realizar un diagnóstico de la situación referida a la calidad microbiológica del mencionado recurso hídrico.

La Tabla 1 muestra los valores de los estadísticos más importantes de los distintos indicadores bacteriológicos (RAT, CT, CTT y EC) observados durante las cuatro épocas del año en todos los sitios de muestreo. Los resultados obtenidos muestran que los recuentos bacterianos más elevados se observaron en verano y otoño, en los cinco sitios de muestreo. Sin embargo, en algu-

nos puntos (1 y 5, club y muelle viejo, respectivamente) se observaron altos recuentos de CT y CTT en invierno y primavera. En todos los sitios de muestreo los valores más elevados de RAT se observaron en la época de verano, seguido de otoño. El valor máximo fue de $2,6 \times 10^6$ ufc/mL en el sitio 3 (centro), mientras que los valores más bajos se observaron en invierno y primavera. Con respecto a CT, CTT y EC, los recuentos más altos se observaron en el sitio 4 (entrada) en otoño y fueron de $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL, $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL y $2,3 \times 10^3$ NMP/100mL, respectivamente. Se observó desarrollo de *Ps. aeruginosa* en todos los sitios de muestreo durante la época de verano, mientras que en otoño solamente se encontró en el sitio 2 (presa) (Figura 1). En contraste, *Aeromonas* sp. no se aisló en ninguno de los sitios de muestreo durante las cuatro épocas del año evaluadas.

Tabla 1. Estadísticos de los indicadores bacteriológicos evaluados

INDICADOR BACTERIOLÓGICO	ÉPOCA DEL AÑO											
	VERANO			OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA		
	m	Máx.	Mín.	m	Máx.	Mín.	m	Máx.	Mín.	m	Máx.	Mín.
RAT (ufc/mL)	2×10^6	3×10^6	9×10^5	2×10^4	8×10^4	2×10^3	674	1×10^3	430	678	2×10^3	300
CT (NMP/100 mL)	3×10^3	9×10^3	230	2×10^4	1×10^5	9	138	480	0	196	480	4
CTT (NMP/100 mL)	8	40	0	2×10^4	1×10^5	9	0	0	0	142	480	0
EC (NMP/100 mL)	12	40	0	468	2×10^3	0	7	28	0	14	30	0

Nota: RAT: bacterias aerobias totales, CT: coliformes totales, CTT: coliformes termotolerantes y EC: Escherichia coli. m: recuento promedio; Máx: recuento máximo; Mín: recuento mínimo.

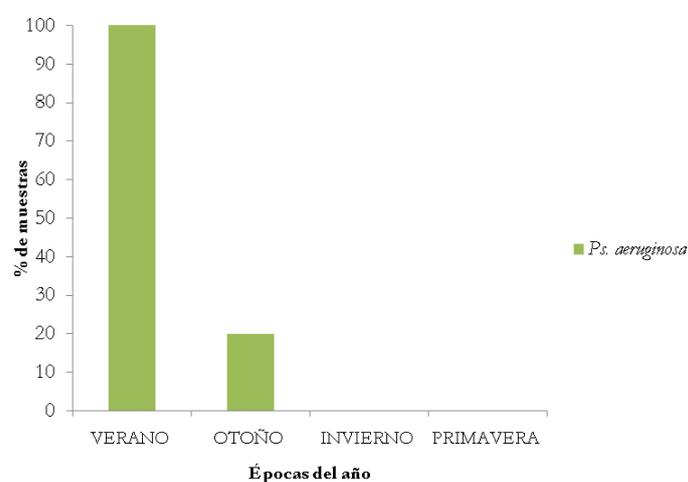


Figura 1. Porcentaje de muestras con presencia de *Pseudomonas aeruginosa* durante la época de muestreo.

Indicadores de contaminación fecal

La OMS (Organización Mundial de la Salud) en las “Pautas para la seguridad de aguas recreativas” (2003), describe que los dos componentes principales requeridos para evaluar la contaminación fecal de las aguas de recreación son: la evidencia del grado de influencia de contaminación fecal y el recuento de bacterias indicadoras fecales. Teniendo en cuenta lo sugerido por estas guías, en esta investigación se evaluaron y analizaron los siguientes indicadores: coliformes termotolerantes (CTT) y *Escherichia coli* (EC). La Figura 2 muestra la distribución espacial y temporal de las densidades de ambos indicadores. Los resultados revelaron que en el sitio 5 (muelle viejo), durante las cuatro épocas del año muestreadas, se encontraron valores significativos de estos indicadores. Este resultado muestra que en este sitio puntual podría existir un aporte permanente de una fuente de contaminación fecal.

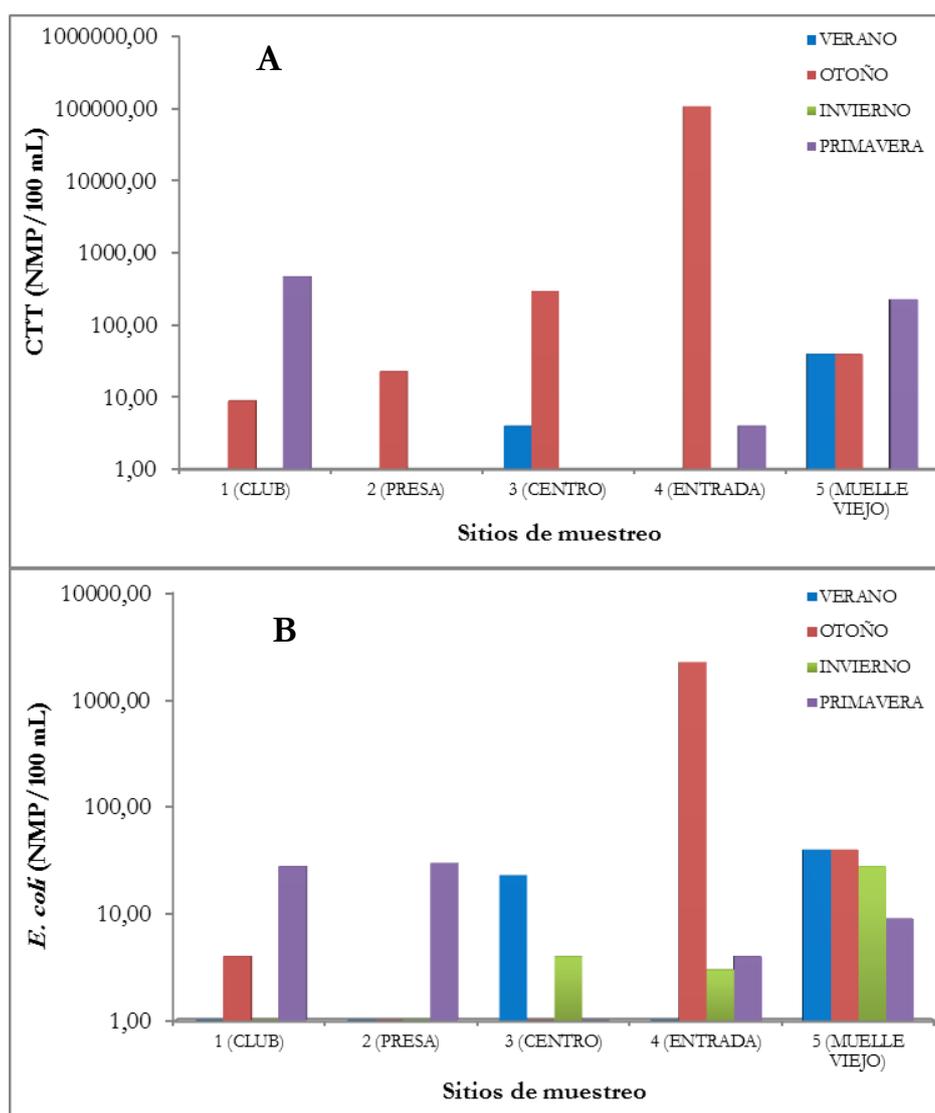


Figura 2. Distribución espacial y temporal de indicadores de contaminación fecal. A: CTT v B: *E. coli*.

Actualmente, en nuestro país no se cuenta con información epidemiológica que permita establecer correlaciones entre densidades de microorganismos patógenos y/o microorganismos indicadores y efectos sobre la salud de los individuos que utilizan el agua con fines recreativos. Por lo tanto, la elección de los parámetros microbiológicos de calidad y el establecimiento de niveles guía se basan en información proveniente de otros países y

que fueron tomadas para la elaboración de las “Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas” por el Ministerio de Salud (Resolución Ministerial 125/2016).

En base a estas directrices, se analizaron los resultados obtenidos en este estudio teniendo en cuenta como valor guía el recuento de *E. coli* de 293 NMP/100mL para aguas de uso recreativo moderadamente frecuente (Tabla 2).

El sitio 4 (entrada) presentó un recuento de *E. coli* superior al límite establecido por esta normativa, solamente en la época de otoño. Mientras que en los otros sitios, los recuentos obtenidos fueron menores al límite en todas las épocas de muestreo (rango de 0 a 40 NMP/100 mL).

Tabla 2. Límites de confianza superiores provisorios (LCS) correspondientes a muestras aisladas*

INDICADOR	Tasa de Gastroenteritis aceptable cada 1000 individuos	Media geométrica de la densidad del indicador (MGI) [colonias/100 mL]	LIMITE DE CONFIANZA SUPERIOR PROVISORIO PARA UNA MUESTRA AISLADA [COLONIAS/100 mL]			
			LCS (75%) Uso altamente frecuente	LCS (82%) Uso moderadamente frecuente	LCS (90%) Uso escasamente frecuente	LCS (95%) Uso infrecuente
Enterococos	8	33	61	77	107	150
<i>Escherichia coli</i>	8	126	135	293	410	573

*Tomada de “Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas, Ministerio de Salud de Presidencia de la Nación (2017)

Discusión

A pesar de que el lago Dalcar es uno de los patrimonios más significativos que tiene la ciudad de Río Cuarto y que desempeña un importante rol social, existen pocos estudios integrales que evalúen la gestión ambiental de este espacio en relación al uso recreativo y la calidad del agua, factor primordial para garantizar la protección de la salud de los usuarios. En la bibliografía se encuentran estudios realizados por Novoa *et al.* (2006) y Mancini *et al.* (2012), quienes evaluaron la composición algal, parámetros bacteriológicos, el dinamismo del estado ambiental y diferentes aspectos de la ictiofauna, además de otras comunidades (ver Capítulo I).

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos del análisis bacteriológico del agua del lago Dalcar. Los altos valores hallados durante verano y otoño muestran que estas épocas serían las de mayor riesgo para la salud humana, los cuales estarían vinculados principalmente a la presencia de *Ps. aeruginosa* y a los indicadores fecales (coliformes termotolerantes y *E. coli*). La carga microbiana de coliformes suele ser mas frecuente en estas épocas por el ingreso de agua provenientes de escorrentías posteriores a las precipitaciones estivales (Kostyla *et al.* 2015; Gambero *et al.* 2017), por lo tanto los resultados obtenidos estarían vinculados a los escurrimientos superficiales provenientes del perilago donde suele observarse una importante cantidad de animales domésticos, en especial perros. Cabe destacar que *Aeromonas* sp. no fue aislada en ningún sitio durante las distintas épocas de muestreo, resultado alentador en relación a la alta diversidad de peces presentes en el lago, ya que dentro de este género bacteriano existen especies patógenas de los mismos que han sido detectadas anteriormente en el agua de Dalcar (Mancini *et al.*, 2000).

Por otra parte, los recuentos significativos de *E. coli* y coliformes termotolerantes observados en las cuatro épocas del año en el sitio 5 (muelle viejo) demostraría que existe un aporte constante

al lago Dalcar de alguna fuente contaminante de origen fecal. Sin embargo, en ninguno de los casos los valores estuvieron por encima de la normativa vigente, a excepción del sitio 4 (entrada) durante la estación de otoño donde se observaron recuentos superiores.

Las aguas de uso recreativo son definidas por el Código Alimentario Argentino (CAA) como “aquellas que hallándose en tramos de cursos o en riberas de playas fluviales, marinas, lagunares, de embalse o en lugares adyacentes, se las emplea o usa para fines turísticos, deportivos, recreación y esparcimiento público”. También son descriptas por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHN, 2003) como aquellos cuerpos superficiales de agua que se utilizan principalmente para baño y actividades deportivas. A su vez, la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2003), clasifica el uso recreativo de contacto en dos tipos diferentes: a) aguas de contacto primario o directo, que comprende aquellos usos o actividades recreativas en los que el cuerpo humano es sumergido en su totalidad (natación, buceo, *ski* acuático) lo que implica un riesgo de ingestión involuntaria de agua; y b) aguas de contacto secundario o indirecto, relacionadas con las actividades deportivas en las que se tiene sólo un contacto accidental con el agua. Para el análisis de los resultados obtenidos en este estudio, se categorizó al lago Dalcar dentro del uso recreativo secundario o indirecto, ya que se trata de un recurso hídrico en el que se practica pesca durante todo el año y se utilizaría a futuro para la realización de deportes náuticos. Este tipo de uso recreacional presenta un riesgo moderado a bajo en cuanto a la exposición frente a agentes patógenos debido a la posibilidad de ingesta involuntaria de una cantidad significativa de agua por parte de los usuarios (WHO, 2000). Por lo tanto, se requiere del diseño de un sistema de gestión y monitoreo adecuado para la evaluación de la calidad bacteriológica del lago Dalcar.

La falta de estudios integrales y de monitoreo continuos en relación a la calidad del agua en el lago Dalcar, genera la necesidad de producir información en pos de preservar el ecosistema y aportar a la gestión de este espacio de importancia social y cultural para la ciudad de Río Cuarto. La integración de estos resultados al análisis completo de la calidad ecológica del lago es el principal aporte de este capítulo, ya que posibilita detectar la necesidad de trabajar en un plan de gestión para orientar al manejo de este recurso tan preciado.

Conclusiones

-Los valores más elevados de los distintos indicadores bacteriológicos se observaron durante verano y otoño.

-El agua del lago Dalcar presenta una contaminación fecal de tipo puntual en el sitio 5 (muelle), por lo que resulta indispensable analizar la/s fuentes contaminantes.

-En general, los recuentos de *E. coli* no superaron los límites guías establecidos por la normativa vigente. Por lo tanto, el lago Dalcar podría utilizarse para recreación, aunque se debería evaluar su uso durante la época de otoño ya que se encontraron valores superiores al límite establecido en el sitio 4 (entrada).

-La ausencia de *Aeromonas* sp., presente en años anteriores, resulta un signo positivo para la salud del ecosistema.

-Con los resultados obtenidos en esta investigación, es necesario y recomendable inventariar las principales fuentes de contaminación puntual y/o dispersa, con el objetivo de tomar las medidas correctivas correspondientes y evaluar en el corto plazo si existe una mejora de la calidad luego de la implementación del nuevo aporte de agua a través de la bomba instalada en febrero de 2018.

Referencias

- APHA, AWWA, WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation). (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22nd Edition. Part 9000: Microbiological examination. Editores: Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D. y Clesceri, L.S. USA.
- Arcos Pulido, M. P., Ávila de Navia, S. L., Estupiñán Torres, S. M. y Gómez Prieto, A. C. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. Nova – Publicación científica. Vol. 3 (4). Pág. 69 – 79.
- Brenner, D.J., Krieg, N. R., Staley & J. R. (2004). Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. Volume 2: The Proteobacteria. Part B: The Gamma proteobacteria. Ed. Springer Science & Business Media. ISBN-13: 978-0387950402. ISBN-10: 0387950400.
- C.A.A. (Código Alimentario Argentino). (2012). Capítulo XII: Bebidas hídricas, agua y agua gasificada (última consulta: septiembre de 2017).
- Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas. Módulo II: Directrices sanitarias para enteropatógenos y microorganismos oportunistas en agua ambiente (resolución ministerial 125/2016). Departamento de salud ambiental dirección nacional de determinantes de la salud subsecretaría de relaciones institucionales.
- Gamero L., M. Blarasin, S. Bettera, J. Giuliano Albo. (2017) Genetic diversity of *Escherichia coli* isolates from surface water and groundwater in a rural environment. Journal Water and Health. 15 (4): 757-765. 2017. DOI: 10.2166/wh.2017.28.
- Kostyla, C., Baina, R., Cronk, R., Bartrama, J. (2015). Seasonal variation of fecal contamination in drinking water sources in developing countries: A systematic review. Science of the Total Environment (514): 333–343.
- López Sardi, E.M., García, B., Reynoso, Y., González, P. y Larroudé, V. (2016). Calidad del agua para usos recreativos desde las perspectivas de la seguridad e higiene laboral y la salud pública. Estudio de caso. IX Congreso Argentino de Ingeniería Industrial - COINI 2016. Trabajos y posters ISBN 978-987-1896-74-5. Editorial Universitaria de la Universidad Nacional U.T.N. Argentina.
- Nadal, F., Ruiz, M., Rodríguez, M.I., Halac, S. y Olivera, P. (2012). Evaluación de la calidad del agua para uso recreativo del Embalse san Roque, Córdoba, Argentina. <http://www.ina.gov.ar/pdf/CIRSA-Evaluacion-valoracion-de-la-calidad-de-agua-del-Embalse-San-Roque-para-uso-recreativo-2012.pdf>.
- Mancini, M., Rodríguez, C., M. Finola, Basualdo, C. y Prospero, C. (2000). Mortandad de peces en un lago recreacional del sur de Córdoba, Argentina. *AquaTIC* 11: 1-7.
- Mancini M., Crichigno, S., Ortiz, M. y Haro, J.G. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del Lago Villa Dalcázar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*: 175-189.
- Novoa, M., Luque, M.L., Lombardo, D. y Martínez de Fabricius, A. (2006). Estudio Ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 41 (3-4): 203 - 231.
- Organización mundial de la salud (OMS, 2003). Guidelines for safe recreational water environments. Volumen 1: Coastal and freshwaters.
- Toranzos, G. A.; Mcfeters, G.A., Borrego, J. J. & Savill, M (2007). Detection of microorganisms in environmental freshwaters and drinking waters. En: Hurst, C., Garland, J., Mills, A.,

Crawford, R., Lipson, D., Stetzenbach, L. editors. Water microbiology in public health. Manual of Environmental Microbiology, 3th edición. pp.249-264. Washington, DC.

CAPÍTULO IV

Estado trófico y su relación con los organismos autótrofos del lago Dalcar

Miguel Mancini¹, Santiago Echaniz², Alicia Vignatti², Víctor Salinas¹,
Matías Bonansea^{1,4}, Luciana Cibils Martina^{3,4}, César Nuñez¹

¹ Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. Argentina.

² Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa.
Santa Rosa de La Pampa. Argentina.

³ Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales.
Universidad Nacional de Río Cuarto. Argentina.

⁴ CONICET, Buenos Aires, Argentina.

Introducción

Numerosas ciudades del mundo poseen dentro de su ejido ambientes lénticos (de aguas quietas), principalmente artificiales y de baja profundidad, denominados lagos urbanos, cuyos usos se relacionan con la recreación (deportes náuticos y pesca), el esparcimiento, la conservación del hábitat y la biodiversidad.

Debido a la proximidad de los asentamientos humanos, estos cuerpos de agua están sujetos a una intensa presión antrópica, que puede generar la degradación, tanto del lago como de su perilago, mucho más acelerada y extrema que la que ocurre en los sistemas naturales. De esta manera, los lagos urbanos sufren de manera recurrente diversas problemáticas relacionadas con eutrofización, presencia de olores desagradables, contaminación (donde se destaca la contaminación visual), conflictos de uso del agua, alteraciones de las redes tróficas, modificaciones de flora y fauna y mortandades de peces (Britton *et al.*, 1977; Naselli-Flores, 2008; Oliva Martínez *et al.*, 2008; Grosman *et al.*, 2009; Mancini *et al.*, 2012; Almanza-Marroquín *et al.*, 2016).

Los factores que influyen en la degradación de estos sistemas son, entre otros, el aumento de la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en el agua y en los sedimentos del fondo, ingresos de sustancias tóxicas (provenientes de la escorrentía de agua de lluvia), alteraciones en la hidrodinámica de la cuenca debido a la impermeabilización producida por construcciones edilicias, pavimentación de calles y construcción de sistemas de drenaje (Genkai-Kato, 2007). Esto puede llevar a que cambien algunas de sus características, tales como las morfométricas (superficie, longitud de línea de costa, profundidad), ambientales (temperatura, composición química y transparencia del agua) o biológicas (composición taxonómica, densidad o fenología de sus comunidades).

En la actualidad, existe una considerable cantidad de variables que pueden ser utilizadas para evaluar la calidad de los sistemas acuáticos. Una manera simple de clasificarlos es en base a su grado de productividad biológica. Así, los ambientes pueden ser clasificados como oligotróficos, cuando poseen baja productividad reflejada en una escasa cantidad de organismos en el fito y zooplancton como consecuencia de tener reducidas concentraciones de nutrientes, lo que conlleva una gran transparencia del agua; mesotróficos, cuando tienen una productividad intermedia y eutróficos, cuando tienen una elevada cantidad de nutrientes lo cual se traduce en una gran productividad, visible por la alta cantidad de fitoplancton y baja transparencia del agua. Entre éstos últimos, los ecosistemas acuáticos hipereutróficos son aquellos en los que las cantidades de nutrientes son tan elevadas que hacen que su productividad biológica sea muy alta y la transparencia del agua se reduzca a unos pocos centímetros (Ryding y Rast, 1992; Kalff, 2002).

El incremento de las concentraciones de nutrientes en el agua es el proceso denominado eutrofización, cuyas consecuencias son variadas. Entre ellas se puede citar el envejecimiento de los sistemas hídricos, agravado cuando existe arrastre de sedimentos por escorrentía desde la cuenca o ante la escasez de agua, que puede producir una intensa proliferación de organismos autótrofos, algas (fitoplancton) o plantas acuáticas (macrófitas), que crecen y se acumulan en cantidades excesivas. Si el crecimiento desmedido de las plantas acuáticas no es controlado, puede interferir finalmente sobre los múltiples usos de los lagos urbanos e imposibilitar la práctica de diferentes actividades (Gattenlöhner *et al.*, 2004). Si bien las plantas acuáticas representan un papel importante en el funcionamiento de los lagos poco profundos, constituyen un factor clave en el diseño de estrategias de manejo (Meerhoff y Mazzeo, 2004).

De acuerdo al uso que brinda cada lago, un aumento moderado de la eutrofización puede ser deseable, inofensivo en otros casos o indeseable y peligroso si la productividad primaria aumenta de manera incontrolada o conlleva la aparición de organismos que, potencialmente, pueden producir toxinas. Por otra parte, al aumentar la biomasa de plantas acuáticas se incrementan los sedimentos orgánicos en el fondo del lago, aumentando la actividad bacteriana con la disminución de la concentración de oxígeno disuelto, procesos que se manifiestan de manera acelerada cuando el origen de la eutrofización es antrópico (Wais de Bagden, 1998).

La mayor parte de los lagos urbanos son someros, caracterizados por escasa profundidad media (habitualmente menor a 3 m), lo que hace que sean polimícticos (no estratifican). En estos ambientes de poca profundidad existe una importante interacción entre la columna de agua y los sedimentos del fondo. La acción del viento también influye, ya que puede remover los sedimentos y poner en la columna de agua gran cantidad de nutrientes que contribuyen a aumentar el estado trófico (Nagid *et al.*, 2001; Łukawska-Matuszewska *et al.*, 2013), en un proceso denominado eutrofización interna (Smolders *et al.*, 2006). A su vez, el aumento del ingreso de sedimentos a los lagos poco profundos puede afectar fuertemente la calidad del agua, ya que aporta nutrientes y contaminantes, reduce la disponibilidad de luz, colmata los cuerpos de agua y disminuye su profundidad (Søndergaard *et al.*, 2003; Brett & Benjamin, 2008; Zhou *et al.*, 2011).

El marco teórico actual para el estudio de los lagos someros, entre los que se encuentra Dalcar, es el “modelo de los estados alternativos”, que propone que estos lagos pueden tener dos estados: claro o turbio, y que ciertos factores fisicoquímicos y biológicos pueden llevar a cambiar de un estado a otro (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007). El objetivo de este trabajo fue determinar el estado trófico del lago Dalcar, sus principales signos de manifestación y el rol de los principales organismos autótrofos en dicho proceso.

Materiales y métodos

Entre febrero de 2017 y enero de 2018 se realizaron campañas de muestreo con frecuencia mensual en el lago Dalcar (33°06'25"S, 64°22'31"O), situado en el oeste de la ciudad de Río Cuarto. En los cinco sitios de muestreo seleccionados para el resto de los estudios, denominados Club El Malón, vertedero, centro, entrada y muelle (ver Figura 1 del Capítulo II), se midieron *in situ* diferentes variables relacionadas con la calidad del agua, como la transparencia (cm) mediante lectura de disco de Secchi (DS), un instrumento que proporciona una estimación de la penetración de luz en el cuerpo de agua. En el centro del lago se tomó una muestra para determinar la concentración de clorofila-*a* (cl-*a*) por medio de espectrofotometría (APHA, 2000). Se tomaron además tres muestras en primavera y verano para su posterior análisis de laboratorio, que incluyó la cuantificación de fósforo total (PT) y de nitrógeno total (NT); por razones técnicas no se disponen de datos de estas últimas dos variables para verano y otoño. La concentración de fosfatos

se determinó de manera estacional en muestras tomadas en el centro del lago. Los lineamientos para la metodología de toma de muestras, almacenamiento, conservación y traslado se tomaron de APHA (2000) y WHO (2006).

Para estimar el grado de eutrofización se utilizó el índice trófico de Carlson (ITC) (Carlson, 1977) y otras clasificaciones similares usadas de manera corriente (OECD, 1982; Salas y Martino, 2001; Yang *et al.*, 2008). Estos índices proponen un sistema de clasificación para categorizar el estado trófico de lagos y embalses de zonas templadas en base a valores umbrales específicos dados por las variables DS, *chl-a* y PT.

Para clasificar a Dalcar en el marco del modelo de los estados alternativos se calculó la relación $Z_m/Z_{fót}$ (Quirós *et al.*, 2002), utilizando la profundidad promedio (Z_m) del lago y la profundidad de la zona fótica ($Z_{fót}$). Si el valor de esta relación es <1 el lago se considera claro y si es >1 se lo considera turbio.

Por último, en mayo y junio de 2018 se compararon diferentes aspectos de la “estética” del lago luego de la instauración de las principales medidas de manejo. Para la determinación del fitoplancton y de las macrófitas se utilizó la metodología descrita en otros capítulos de este trabajo.

Resultados

La Tabla 1 muestra los valores de las variables analizadas en el lago Dalcar a lo largo de los 12 meses de estudio.

La transparencia media del agua, en base a la lectura del disco de Secchi fue de 61 (± 22) cm. El valor más bajo fue de 24 cm y se registró en la entrada del lago en noviembre, mientras que el más alto fue de 110 cm y se registró en julio en el sitio denominado Club. Cabe aclarar que en varias oportunidades la profundidad del disco de Secchi fue superior a la del sitio de muestreo, por lo que la transparencia del agua fue máxima. Por dicho motivo, la media aritmética de la transparencia del agua calculada a partir de los promedios mensuales fue de 70 (± 25) cm. Entre junio y septiembre de 2017 la transparencia fue elevada, pero se registró una marcada disminución a partir del mes de octubre (Figura 1). El invierno fue la estación en la que la transparencia fue mayor ($P < 0,01$; Figura 2). No se observaron diferencias significativas de esta variable entre sitios de muestreo ($P > 0,05$). Cabe agregar que la transparencia en mayo de 2018 fue la máxima registrada ya que superó los 130 cm.

La concentración de *chl-a* fue baja en todos los muestreos y si bien se correlacionó de manera negativa con la transparencia del agua, la misma no fue significativa ($r_s = -0,35$).

El cálculo de la relación entre la profundidad media y la zona fótica indicó que Dalcar se comportó como un lago claro entre febrero y septiembre, pero, a partir de octubre el descenso de la transparencia del agua hizo que pasara a ser turbio (Figura 3).

Tabla 1. Estadística descriptiva de las diferentes variables analizadas *in situ* en el lago Dalcar.

	Unidad	n	Mínimo	Máximo	Promedio	DE
Transparencia (Secchi)	cm	36	24,0	110,0	61,1	22,8
Clorofila- <i>a</i>	ug/L	12	0,99	7,97	3,11	2,14
Fosfatos	mg/L	4	1,20	2,70	1,95	0,71
NT	mg/L	6	0,30	13,6	3,71	5,44
PT	mg/L	6	0,01	0,35	0,13	0,11

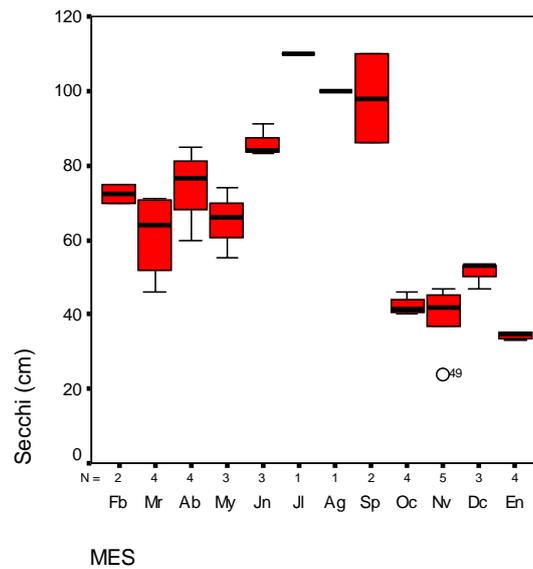


Figura 1. Registros mensuales de la transparencia del agua (disco de Secchi) del lago Dalcar.

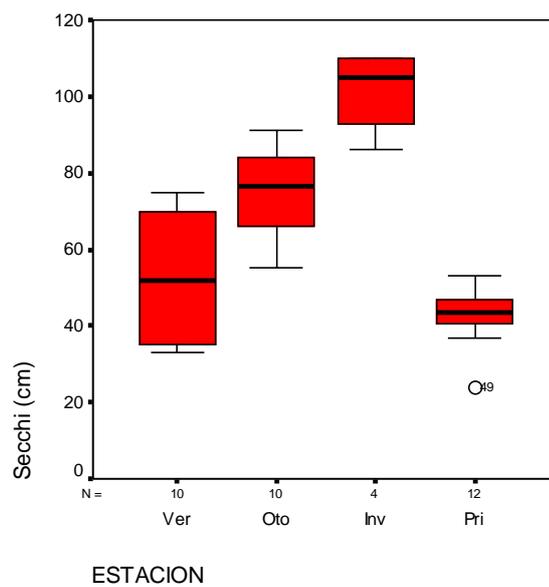


Figura 2. Transparencia del agua (disco de Secchi) del lago Dalcar por época del año.

En relación a los nutrientes (fósforo total y nitrógeno total), los valores medios registrados fueron de 0,13 ($\pm 0,11$) y de 3,71 ($\pm 5,44$) mg/L respectivamente. Si bien estas mediciones sólo correspondieron a los sitios entrada, centro y presa, no se registró un patrón de distribución espacial. Las mediciones de la concentración de fosfatos realizadas en el centro del lago en cada estación climática, presentaron un valor medio de 1,95 ($\pm 0,7$) mg/L.

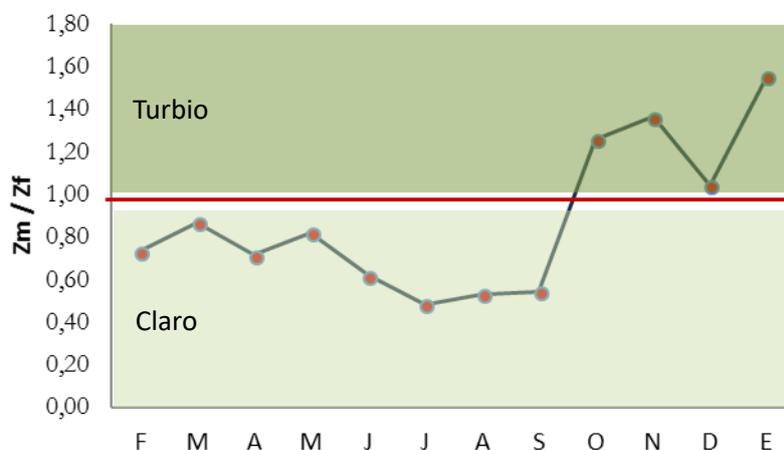


Figura 3. Relación entre la profundidad media (Zm) y la profundidad de la zona fótica (Zf) del lago Dalcar.

En base al índice trófico de Carlson (ITC) y a otros métodos de clasificación de estados tróficos (OECD, 1982; Salas y Martino, 2001; Yang *et al.*, 2008), el lago se encuadra principalmente como un ambiente eutrófico. El índice de Carlson en base a la transparencia del agua (lectura del disco de Secchi) fue superior a 60 durante 10 meses, indicando condiciones de eutrofia. Los valores de este índice fueron más elevados durante primavera e inicios del verano (Figura 4). Por otro lado, el índice basado en las concentraciones de clorofila-*a*, clasifica durante siete meses al lago como mesotrófico pero en tres ocasiones arrojó valores coincidentes con el límite inferior de esta categoría. Dado que las concentraciones de PT fueron elevadas, el índice basado en este parámetro indicó también condiciones de eutrofia (Figura 4).

En líneas generales, el crecimiento de los organismos autótrofos (tanto de las algas como de las macrófitas), se puede dividir en dos periodos y en ambos se generaron problemas estéticos en el lago. Desde el inicio del estudio hasta octubre de 2017, predominaron grandes masas o grumos flotantes de algas, mayoritariamente compuestos por *Oscillatoria limosa* (Figura 5 a,b,c,d,f). A partir de octubre y noviembre se registró el crecimiento de la macrófita sumergida denominada “gramillón de agua” (*Stuckenia striata*), que experimentó un crecimiento desmedido, alcanzando su máximo grado de desarrollo hacia el final del verano, cuando llegó a cubrir hasta un 80% de la superficie del lago (Figura 6). El aumento de la cobertura de otras macrófitas, en especial emergentes, como la totora (*Typha latifolia*) y flotantes, como el nenúfar (*Nymphaea proliфера*) (Figura 7), fue menor al del grupo de las sumergidas.

Luego de la instauración de diferentes medidas de manejo (funcionamiento de la bomba, aumento de renovación del agua, trabajos de la “máquina cosechadora”), en mayo y junio de 2018 se observó una importante mejoría del valor estético del lago debido a la marcada disminución de algas y de plantas. Además, se normalizó la concentración de oxígeno de la interface agua-sedimento en todos los sitios de muestreo del lago, a excepción del sitio número 4 donde si bien se registró un aumento, el valor observado fue de 0,5 mg/L (ver Capítulo II).

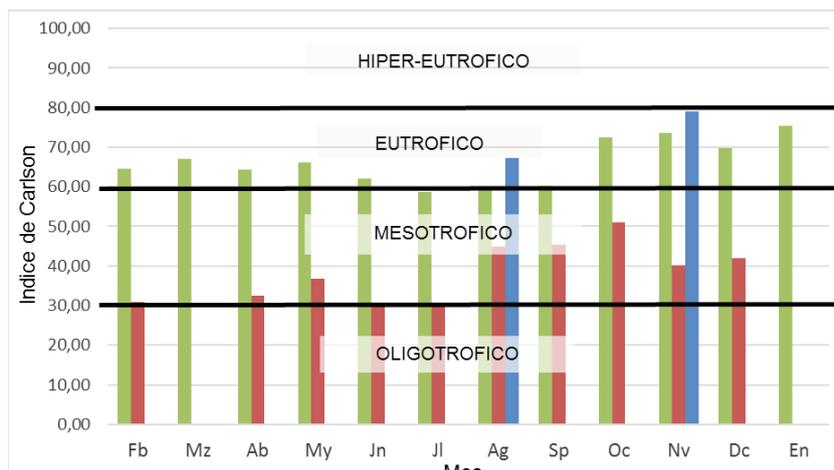


Figura 4. Variación mensual del Índice de Carlson en el lago Dalcar (DS: disco de Secchi; Cl-a: clorofila-a; PT: fósforo total).

Discusión

La transparencia del agua del lago Dalcar registrada a lo largo del ciclo anual estudiado fue inferior a la reportada por Mancini *et al.* (2012), que fue de 131 cm, también a lo largo de un ciclo anual. Este descenso fue más notorio especialmente a partir del mes de octubre, cuando el lago pasó de un estado claro a un estado turbio. Estos resultados sumados a la elevada concentración de nutrientes, revelan un aumento del estado trófico del lago, lo cual quedó plasmado con los resultados de los índices utilizados.

La ausencia de correlación significativa entre la transparencia del agua y la concentración de cl-a, puede en parte ser respuesta a la gran abundancia de *O. limosa*, que se observó en grandes cantidades formando “manchones” o grumos, incluso con un marcado dinamismo en diferentes sitios del lago como lo muestra la Figura 5. Si bien el aumento explosivo de las plantas acuáticas sumergidas a partir del mes de octubre-noviembre podría haber generado un aumento en la transparencia o disminución de cl-a (Scheffer *et al.*, 1993), esto no se observó en el lago Dalcar. Según Murphy (1995), las plantas acuáticas sumergidas, que se comportan como malezas, han desarrollado adaptaciones morfológicas y fisiológicas para crecer en ambientes con lenta difusión de los solutos a través del agua, entre estas adaptaciones podemos encontrar las hojas delgadas (a menudo divididas) que le permiten aumentar la velocidad de difusión de CO_2 y HCO_3^- . Así también la presencia de cloroplastos en las capas externas de las células de las hojas, les permite a las plantas acuáticas sumergidas crecer en condiciones de baja disponibilidad de luz, razón por la cual pueden hacerlo en aguas con niveles de turbidez mayores que las plantas que no poseen estas adaptaciones (Bezic, 2001). Por su parte, el incremento de la concentración de nutrientes por encima de determinado umbral no provocó la desaparición de las macrófitas, como sucede en otros tipos de lagos (Bécares *et al.*, 2004); por el contrario en el lago Dalcar las plantas sumergidas cubrieron hasta un 80% de la superficie al final del verano. Esto sugiere otras causas físicas o químicas que influyen en el dominio de un tipo u otro de vegetación (Meerhoff y Mazzeo, 2004), o características propias de las plantas acuáticas (Thomaz, 2002; Gonçalves Colares *et al.*, 2007).

La elevada concentración de PT en verano es consistente con la época del año y con las características físico-químicas del sedimento, el cual se encontraba en condiciones de anoxia e hipoxia según diferentes sitios, como ha sido observado en ambientes similares de Argentina y Chile (Grosman *et al.*, 2009; Almanza-Marroquín *et al.*, 2016), al igual que en el rango de PT y de la transparencia del agua (Albornoz *et al.*, 2009).

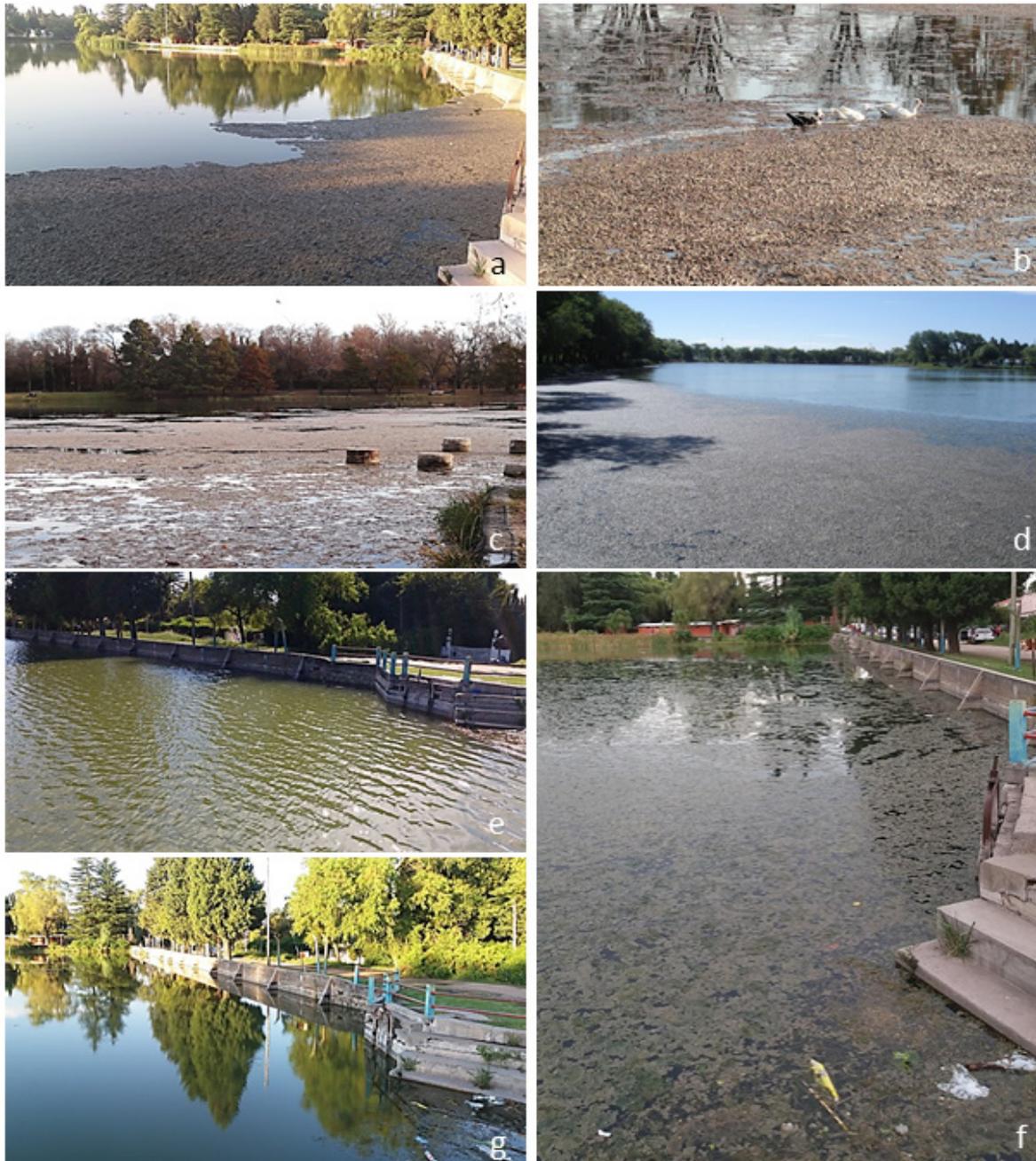


Figura 5. Grandes masas o grumos de algas, compuestos principalmente por *O. limosa* cubrieron el lago Dalcar en diferentes épocas del año (a,b,c,d). Obsérvese además el marcado dinamismo a lo largo del día 16 de febrero de 2017: 11 hs (e), 16,30 hs (f) y 20 hs (g), durante el cual hubo registro de lluvia en dos ocasiones.

Tradicionalmente, la proporción N:P fue propuesta como índice para clasificar a los lagos de acuerdo a la limitación por P o por N (Redfield, 1958; Sakamoto, 1966). La relación NT:PT se ha utilizado para determinar los nutrientes limitantes del crecimiento de fitoplancton, siendo esta comunidad dependiente del PT cuando NT:PT es >17 , del NT cuando NT:PT <10 y tanto del NT como del PT cuando la relación es entre 10 y 17. De acuerdo a este criterio, en Dalcar el fitoplancton estaría limitado por el fósforo, sin embargo se ha observado que este índice no es útil en lagos hipertróficos en los cuales la concentración de nutrientes excede la capacidad de asimilación del fitoplancton, y que suele ser un resultado más que la causa en eventos de floraciones, por lo que Lv *et al.* (2011) destacan que se necesitan más investigaciones en lagos urbanos poco profundos para identificar la relación entre las poblaciones de fitoplancton y el umbral de la relación NT:PT. Los bajos valores de clorofila encontrados en este estudio podrían relacionarse

con el predominio de matas de cianobacterias y luego de macrófitas, similar a lo sugerido por Lv *et al.* (2011) para lagos sombreados o con gran cantidad de macrófitas, donde la concentración de *chl-a* suele ser mucho menor a la del PT.

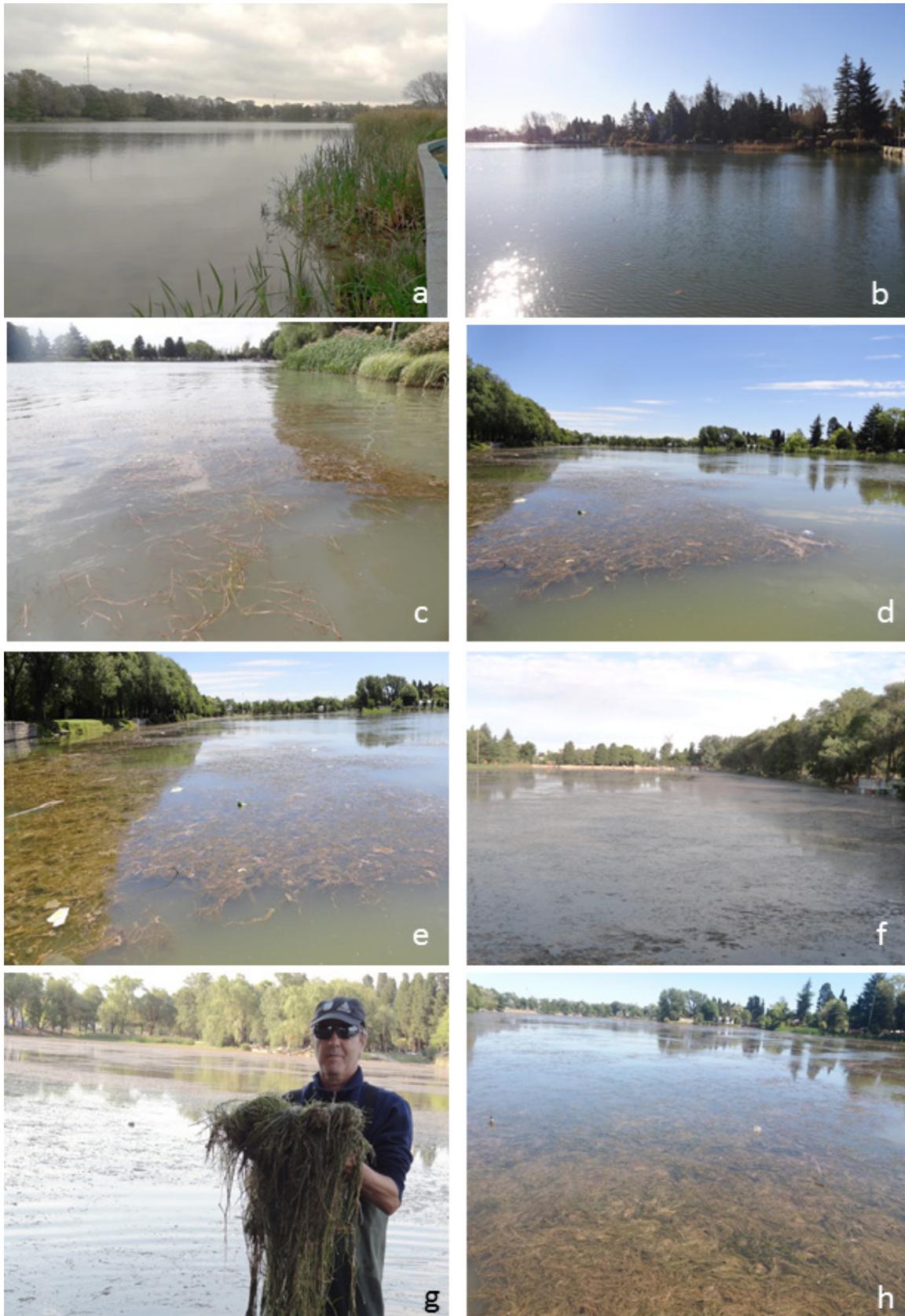


Figura 6. Aumento progresivo del crecimiento de las plantas acuáticas sumergidas (principalmente *S. striata*) en el lago Dalcárc. Meses de mayo, julio, octubre, noviembre y diciembre de 2017 (a, b, c, d y e); enero (f y g) y febrero (h) de 2018.

Uno de los aspectos más importantes en el funcionamiento de los lagos someros es la abundancia de plantas acuáticas (Jeppesen *et al.*, 1997). La presencia de macrófitas es importante desde un enfoque ecológico por los múltiples beneficios que realizan en el ecosistema, sirven como refugio para organismos de varias comunidades, extraen sustancias indeseables del agua y constituyen una fuente de alimento para varios organismos, entre otras tantas funciones. Sin embargo, su excesiva abundancia puede alterar el valor estético y las actividades que se desarrollan en los lagos, tales como la pesca o los deportes náuticos. Esto genera conflictos entre ecólogos, ambientalistas, gestores y usuarios de los lagos, que incluyen la discusión sobre su control, conservación o erradicación. En este sentido, el crecimiento excesivo de *S. striata* afectó a los diferentes usos del lago Dalcar y fue muy criticada por los usuarios del mismo desde un punto de vista estético.

El aumento de la abundancia de *S. striata*, también se asoció con el aumento paulatino de la cantidad de aves (Figura 8), en especial de gallaretas (género *Fulica*). Las especies de este género, poseen una dieta omnívora compuesta principalmente por gramíneas y ciertos artrópodos, aunque básicamente son organismos fitófagos que utilizan la vegetación no sólo como alimento, sino también como refugio, protección y espacios para su reproducción (Olguin *et al.*, 2011). Sin embargo, la densidad de gallaretas en el lago no tuvo como respuesta la disminución progresiva de la cobertura de *S. striata*, ya que luego de la fase de colonización de la planta solo grandes cantidades de estas aves pueden ejercer un control efectivo sobre la misma (Bécares *et al.*, 2004). Aun durante el verano, con el marcado aumento de ejemplares de *Fulica* sp., no se observó un efecto de reducción de la macrofitia como ha sido descrito por otros autores (Scheffer, 1998). Tampoco resultó efectivo el control biológico de los peces herbívoros sembrados en años anteriores, situación que demuestra de manera indirecta que la cantidad actual de dichos peces es muy baja (ver capítulo IX). Es importante destacar que la temperatura registrada en verano estuvo próxima a la que Gonçalves Colares *et al.* (2007) indicaron como los registros en los que *S. striata* alcanza su mayor desarrollo.

Bajo este escenario, se procedió en abril de 2018, al inicio de tareas de extracción mecánica por medio de una “cosechadora de algas” (Figura 9), siendo esta la primera vez que se utiliza este tipo de control (no erradicación) en el lago, a pesar de los recurrentes problemas de similares características (ver Capítulo I). Por ello, es muy importante continuar con un proceso de monitoreo de la dinámica del ecosistema para observar la respuesta temporal ante esta medida de manejo, mediante la cual se logró extraer una biomasa aproximada de 75 Tn en las dos intervenciones (Mariano Mancinelli, *com. pers.*). Si bien este volumen de plantas no fue suficiente para modificar en su totalidad la estética del lago, dicha medida es muy buena para evitar el depósito de materia orgánica en los sedimentos cuando la biomasa del gramillón de agua desaparezca de forma natural, siguiendo su ciclo vital (transformándose en necromasa) como ha sucedido en años anteriores. Esto se evidencia en los procesos de envejecimientos de los lagos (Cole, 1988), como ha sido mencionado en otros capítulos.



Figura 7. Plantas flotantes y emergentes del lago Dalcar: a) nenúfar (*N. prolifera*) en el sitio n° 4 (entrada) y b) totora (*T. latifolia*) próximo al sitio n° 1 (Club El Malón).



Figura 8. El aumento de la vegetación acuática que presentó el lago Dalcar se asoció a la gran cantidad de aves (ver Capítulo X) y favoreció al aumento de la biodiversidad.

A diferencia de otros ambientes acuáticos, los lagos urbanos han despertado menor interés por parte de los limnólogos. Las características de estos ambientes como superficie, tamaño, profundidad, la fuerte presión antrópica que sufren, sumado a las complejas tramas tróficas y el tiempo de residencia del agua que tienen, son factores que dificultan extrapolar conclusiones y comparaciones con otros ambientes acuáticos (Xavier *et al.*, 2007). El lago Dalcar posee un elevado estado trófico que no se manifestó por un marcado crecimiento de fitoplancton en la columna de agua como ocurre en lagos similares, sino por la presencia de grandes masas flotantes de *O. limosa* y por el marcado desarrollo de plantas acuáticas, principalmente sumergidas.

El presente estudio confirma que estos ambientes acuáticos son de muy difícil manejo y predic-

ción. La aparición de la macrófita invasora *Salvinia minima* a finales del verano (Figura 9), es un claro ejemplo de la necesidad de un monitoreo frecuente del lago a los efectos de poder aplicar con antelación las medidas de control y gestión correspondientes.



Figura 9. El crecimiento de hidrófitas en Dalcar motivó la utilización de “máquinas cosechadoras” para su control (a y b) y la realización de un control mecánico para evitar la expansión de la macrófita flotante *S. minima* (c y d).

Por último, las diferentes medidas de gestión llevadas a cabo, la normalización del ingreso de agua, el aumento de la tasa de renovación, de la profundidad y los trabajos de las “máquinas cosechadoras”, contribuyeron a mejorar sustancialmente el valor estético del lago hacia el final del otoño de 2018, situación que se denotó con la desaparición de una importante biomasa de algas y plantas y el aumento de la transparencia del agua (Figura 10). Los bajos registros de la temperatura del mes de junio, contribuyeron seguramente a disminuir la biomasa de *S. striata* al estar por debajo de los valores de referencia de la especie (Gonçalves Colares *et al.*, 2007).

Debido a la importancia social, ecológica y recreativa del lago Dalcar y en base a los resultados obtenidos, es importante seguir monitoreando la calidad del agua y el estado trófico de este reservorio, ya sea para obtener un mejor conocimiento del mismo, como para detectar o predecir cualquier modificación en las variables estudiadas, lo que podría traducirse en un desequilibrio del sistema. Las diferentes medidas de manejo tendientes a controlar las plantas acuáticas (sin tratar de erradicarla por los beneficios que producen en el ecosistema), lograron resultados positivos, aunque dicho objetivo no fue ni tampoco será probablemente una tarea sencilla sin un trabajo continuo e interdisciplinario debido al marcado dinamismo que experimentó el lago.



Figura 10. Diferentes medidas de gestión y la disminución de la temperatura, determinaron en junio de 2018 (imágenes b, d y f), un cambio marcado de la “estética” del lago Dalcar debido a la disminución de algas y plantas acuáticas. Comparaciones vistas desde el muelle viejo (a y b), zona de la isla (c y d) y costa oeste (e y f). Sin embargo, el marcado dinamismo del lago se reflejó nuevamente con la aparición de grumos de *O. limosa* a inicios de julio de 2018.

Referencias

- Albornoz, H., González Castelain, J., Cifuentes, M. y Rodríguez, M. L. (2009). Estado trófico y monitoreo de variables limnológicas en un lago artificial (lago del Fuerte, Tandil, Buenos Aires). *Biología Acuática*, 26: 1-6.
- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J. y Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2): 313-326.

- APHA-AWWA-WEF. (2000). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18th Ed. Washington DC: APHA-AWWA-WEF.
- Bécares, E., Conty, A., Rodríguez-Villafañe, C. y Blanco, S. (2004). Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas*, 13(2): 2-12.
- Bezic, C. R. (2001). *Estrategias de supervivencia de Potamogeton illinoensis Morong*. (Tesis de Magister en Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina).
- Brett, M. & Benjamin, M. (2008). A review and reassessment of lake phosphorus retention and the nutrient loading concept. *Freshwater Biology*, 53 (1): 194 - 211.
- Britton, L., Averett, R. & Ferreira, R. (1977). *An introduction to the processes, problems, and management of urban lakes*. Water in the urban environment U.S. Geological Survey Circular 601-K.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22(2): 361-369.
- Cole, G. A. (1988). *Manual de limnología*. Buenos Aires, Argentina: Ed. Hemisferio Sur.
- Gattenlöhner, U., Hammerl-Resch, M. & Jantschke, S. (Eds.). (2004). *Restauración de Humedales – Manejo Sostenible de Humedales y Lagos Someros*. Programa LIFE de la Unión Europea Dirección General Medio Ambiente. Alemania: Unión Europea. Global Nature Fund (GNF).
- Genkai-Kato, M. (2007). Regime shifts: catastrophic responses of ecosystems to human impacts. *Ecological Research*, 22(2): 214-219.
- Gonçalves Colares, I., Colares, M., Buchweitz Schlee, D., Cougo dos Santos, L. & Sousa Magalhães, U. (2007). Variação da biomassa e produtividade de *Potamogeton pectinatus* L. (Potamogetonaceae) na Lagoa Verde, Rio Grande, RS. *Iheringia, Série Botânica*, 62(1-2): 131-137.
- Grosman, F., Sanzano, P., Colasurdo, V., y Diaz, O. (2009). Propuestas de alternativas de gestión de una laguna suburbana. *Biología Acuática*, 26: 121-131.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M. & Christofferson, K. (1997). (Eds.) *The structuring role of submerged macrophytes*. New York, USA: SpringerVerlag.
- Kalff, J. (2002). *Limnology. Inland Water System*. California, USA: Prentice Hall.
- Łukawska-Matuszewska, K., Vogt, R. & Xie, R. (2013). Phosphorus pools and internal loading in a eutrophic lake with gradients in sediment geochemistry created by land use in the watershed. *Hydrobiologia*, 713: 183-197.
- Lv, J., Wun, H. & Chen, M. (2011). Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. *Limnologia*, 41: 48-56.
- Mancini, M., Crichigno, S., Ortiz, M. y Haro, J. G. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso de “lago Villa Dálcar” (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 175-189.
- Meerhoff, M. y Mazzeo, N. (2004). Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. *Ecosistemas*, 13 (2): 13-22.

- Murphy, K. J. (1995). Aquatic weeds. *Encyclopedia of environmental Biology*, 1: 71-80.
- Nagid, E., Canfield, Jr. D. & Hoyer, M. (2001). Wind-induced increases in trophic state characteristics of a large (27 km²), shallow (1.5 m mean depth) Florida lake. *Hydrobiologia*, 455: 97-110.
- Naselli-Flores, I. (2008). Urban Lakes: Ecosystems at Risk, Worthy of the Best Care. En: Sengupta, M. & Dalwani R. (Eds.). *Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference*: 1333-1337.
- OECD. (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, Assessment and Control*. París: Organization for Economic Cooperation and Development.
- Olguin, P., Beltzer, A., Attademo, A. y Percara, A. (2011). Biología alimentaria de la gallareta chica *Fulica leucoptera* en el valle de inundación del río Paraná medio, Argentina. *Revista nodo*, 10(5): 113-121.
- Oliva Martínez, M., Rodríguez Rocha, A., Lugo Vázquez, A. y Sánchez Rodríguez, M. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18(1): 1-13.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M., Rosso, J. J. y Sosnovsky, A. (2002). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Scientific American Magazine*, 46: 205-222.
- Ryding, S. y Rast, W. (Eds.). (1992). *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Madrid: Ediciones Pirámide S.A. - UNESCO.
- Sakamoto, M. (1966). Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archives für Hydrobiologie*, 62: 1-28.
- Salas, H. y Martino, P. (2001). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales*. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. London, UK: Chapman & Hall.
- Scheffer, M. & Jeppesen, E. (2007). Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems*, 10: 1-3.
- Scheffer, M., Hosper, S., Meijer, M., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 275-279.
- Smolders, A., Lamers, L., Lucassen, E., Van Der Velde, G. & Roelofs, J. (2006). Internal eutrophication: How it works and what to do about it - a review. *Chemistry and Ecology*, 22(2): 93-111.
- Søndergaard, M., Jensen, J. & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506-509: 135-145.
- Thomaz, S. (2002). Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, Viçosa MG: 21-32.
- Wais de Badgen, I. (1998). Eutrofización. En: *Ecología de la contaminación ambiental*. Buenos Aires: Ed. Universo, 111-115.
- WHO (World Health Organization). (2006). *Guidelines for drinking water quality. 1st Addendum to 3rd Edition Vol. 1. Recommendation*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

- Xavier, L., Vale, M. & Vasconcelos, M. (2007). Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes (Palácio de Cristal and Serralves), Porto, Portugal. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2: 209-214.
- Yang, X., Wu, X., Hao, H. & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3): 197-209.
- Zhou, C., Zhou, Y., Chen, X., Li, Y., Cao, X. & Song, C. (2011). Linkage between land use patterns and sediment phosphorus sorption behaviors along shoreline of Chinese large shallow lake (Lake Chaohu). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 403: 6-14.

CAPÍTULO V

Flora y vegetación del lago Dalcar

César O. Nuñez, María A. Amuchastegui, Juan J. Cantero

Botánica Sistemática Agrícola. Facultad de Agronomía y Veterinaria.
Universidad Nacional de Río Cuarto.

Introducción

Solo un número pequeño de las plantas terrestres, los hidrófitos, han podido retroceder exitosamente a la existencia acuática, a pesar de haberse originado a partir de algas hace 400 millones de años (Davy *et al.*, 1990), plantas que en la actualidad constituyen la flora acuática y palustre de los humedales del planeta. También se le asigna el nombre de macrófitos, limnófitos o malezas acuáticas (Ramírez y San Martín, 2006).

La flora palustre y acuática representa aproximadamente el 1 % de la flora vascular mundial (Chambers *et al.*, 2008). Nuñez *et al.* (1998), censaron 373 hidrófitos vasculares sólo para el sur de la provincia de Córdoba.

Esta singular flora constituye el eslabón inicial de las cadenas tróficas, sirviendo de lugar de refugio y alimentación para peces, aves y otros animales (Lallana, 1997; Ramírez y San Martín 2008), de allí la importancia de la conservación de esta vegetación.

También las plantas acuáticas y palustres cumplen un rol importante en los ambientes naturales donde crecen, al proteger las riberas y orillas de las lagunas contra la erosión, al atenuar las corrientes o amortiguar el oleaje como así también son indispensables para la conservación de la biodiversidad (Cabrera y Fabris, 1948).

Las macrófitas son plantas que habitan en ambientes acuáticos e inundables, para lo cual han adaptado su anatomía y fisiología que permiten el desarrollo, crecimiento, e incluso la reproducción bajo condiciones de inundación permanente (Ramos Montaña *et al.*, 2013).

Según Chambers *et al.* (2008), las plantas acuáticas pueden clasificarse de acuerdo al hábito de crecimiento, en cuatro grupos: sumergidas, flotantes enraizadas, emergentes y flotantes libres. Las macrófitas sumergidas alcanzan el máximo nivel de adaptación acuática al desarrollar órganos fotosintéticos y reproductivos bajo la columna de agua, incluso bajo condiciones limitadas de luz. En las flotantes enraizadas, las hojas y estructura floral reposan sobre la superficie del agua y las raíces se encuentran adheridas al sedimento; las emergentes presentan las porciones basales bajo la superficie del agua y desarrollan sus estructuras reproductivas en fase aérea y por último, las macrófitas de hábito flotante desarrollan sus hojas en la superficie y las raíces cuelgan libremente en la columna de agua (Cronk y Fennessy, 2001).

Su distribución se correlaciona con múltiples factores tales como la topografía, la geología y el clima, además de sus propios mecanismos para dispersar semillas o propágulos; el éxito de dispersión a gran distancia en las plantas acuáticas ha sido facilitado por tolerancias ecológicas y la plasticidad a distintas condiciones ambientales; el establecimiento se explica en gran parte debido al crecimiento clonal y la proliferación de rizomas (Santamaría, 2002), lo que favorece la colonización a través de la dispersión por el agua, el viento, la actividad humana y la migración de aves (Bornette y Puijalon, 2001).

Tanto las plantas acuáticas nativas como las exóticas pueden incrementar rápidamente su abundancia (Urrutia *et al.*, 2017) y volverse malezas invasoras, cuando cambian la profundidad y la velocidad del agua, la disponibilidad de luz y las propiedades físico-químicas del agua (Sabattini *et al.*, 2014). Muchas de estas plantas invasoras son responsables de variados e importantes impactos sobre el ambiente (Oreska y Aldridge, 2011) y más aún, las acciones para contrarrestar sus efectos negativos son muy costosas (Vilá *et al.*, 2009).

La invasión de plantas acuáticas provoca graves problemas de tipo económico, ecológico, sanitario y paisajístico. Dentro de los primeros se pueden citar la pérdida de agua por evapotranspiración, obstrucción de embalses, tanques o canales de regadío, entorpecimiento de la pesca y de actividades recreativas (Gopal, 1987). En los impactos ecológicos se destacan la degradación de la calidad del agua, pérdida de biodiversidad, disminución de especies nativas deseables, aumento en la acumulación de detritus y cambios en la composición química de sedimentos (Madsen, 2009).

Otros factores que afectan localmente la flora acuática son la prolongación de temperaturas estivales y el retraso en la aparición de las primeras heladas (Meerhoff y Mazzeo 2004; Passarelli *et al.*, 2014).

A los fines de realizar un manejo integrado de las plantas acuáticas, que bajo determinadas condiciones se vuelven malezas, es necesario determinar cualitativamente y cuantitativamente la flora acuática que crece en un determinado cuerpo de agua, este paso previo es de vital importancia para llevar a cabo medidas que permitan diseñar y ejecutar con precisión un programa de manejo de las malezas, tanto en cuerpos de agua naturales como artificiales. El objetivo de este trabajo fue realizar un relevamiento de la flora y de la vegetación del lago Dalcar.

Materiales y métodos

El área de estudio fue el lago artificial Dalcar (33° Latitud Sur y 64° Longitud Oeste, Figura 1), área ubicada al oeste de la ciudad de Río Cuarto y que hasta hace dos años recibía los aportes de agua del arroyo “El Bañado” y de vertientes, próximas a la zona de Tres Acequias.

El relevamiento de plantas acuáticas se realizó en octubre de 2017 y febrero de 2018. En total se realizaron 15 censos en cada una de las fechas. Cada censo involucró un área de 5 m². Se utilizó un rectángulo de 5 m de largo por 1 m de ancho, el cual se colocó desde la orilla hasta 5 m hacia el agua, a excepción de un punto que se realizó en el centro del lago. Los censos se distribuyeron estratégicamente en cinco puntos: entrada (antigua entrada de agua al lago), presa (vertedero), ambas márgenes del lago (club y muelle) y centro donde la profundidad media es de 1,5 m (para mayor detalles de los sitios de muestreo ver la Figura 1 del capítulo II).

En los censos se midieron la abundancia-cobertura para cada una de las especies, utilizando la escala modificada de Braun-Blanquet (1979), la cual considera el porcentaje de cobertura acorde al siguiente intervalo de escala: **1:** 0-1, **2:** 1-5, **3:** 5-10, **4:** 10-25, **5:** 25-50, **6:** 50-75, **7:** 75-100%.

Para caracterizar la comunidad vegetal en los diferentes sitios de muestreo, se tuvieron en cuenta los siguientes parámetros: riqueza y el coeficiente de similitud (Sorensen, 1948).

La estructura de la vegetación se analizó en términos de especies y composición de grupos funcionales de acuerdo a Ghera y León (1999), Booth y Swanton (2002) y Nuñez *et al.* (1998). Cada una de las especies se clasificó en grupos funcionales acorde a: Morfotipo: pteridófitas, monocotiledóneas y dicotiledóneas; origen: nativas, exóticas, cosmopolitas; formas de crecimiento: S (Sumergidas), FE (Flotantes enraizadas), E (Emergentes) y FL (Flotantes libres).



Figura 1. Vista general del lago Dalcar.

La clasificación numérica de las plantas se realizó mediante el análisis de agrupamiento (CA), una técnica jerárquica aglomerativa que analiza los censos en forma individual para fusionarlos sucesivamente en grupos de tamaño creciente, hasta que todos sean sintetizados en un sólo grupo. Se eligió el índice de Sørensen como la medida de distancia para definir la similitud entre los grupos, por ser de los más robustos para datos ecológicos y como método de unión el de promedio entre grupos (UPGMA), ya que introduce relativamente poca distorsión en la distancia entre agrupamientos con respecto a la matriz de distancias original y evita además el efecto de encadenamiento generado con otros métodos de unión (Digby y Kempton, 1987).

Los resultados de la clasificación de la vegetación se expresaron en un dendrograma el cual debió presentar un coeficiente de correlación cofenética mayor de 0,80 a los fines de poder graficarlo. Para determinar el número de grupos en el dendrograma se eligió un nivel de corte (50%), que considera un compromiso entre la pérdida de información y la simplificación de un número de unidades de vegetación interpretables desde un punto de vista natural.

Se calculó la media de la cobertura y la frecuencia relativa para todas las especies relevadas. El análisis estadístico de los datos se ejecutó con el programa estadístico InfoStat, versión 2016 (Di Rienzo *et al.*, 2016). Para la nomenclatura de las especies se siguió a Zuloaga *et al.* (1994) y Zuloaga y Morrone (1996, 1999) y también se consultó el catálogo *on line* de Las Plantas Vasculares de la Argentina, del Instituto de Botánica Darwinion (2018).

Resultados

Se registraron 35 taxones, distribuidos en 15 familias. Las Pteridófitas contribuyeron con una (1) familia, mientras que las dicotiledóneas aportaron ocho (8) y las monocotiledóneas seis (6). Las familias que más aportaron taxones fueron Poaceae (9), Asteraceae (6) y Cyperaceae (5), integrando el 57 % del total de la flora del lago (Tabla 1).

Las especies que tuvieron una frecuencia relativa mayor del 40% fueron: *Ludwigia peploides*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Leersia hexandra*, *Carex chilensis* y *Typha latifolia*, mientras que las especies con mayores valores promedios de cobertura fueron: *Ludwigia peploides*, *Typha latifolia*, *Carex chilensis*, *Hydrocotyle ranunculoides* y *Cyperus involucratus* (Tabla 1). Cabe señalar que si bien las especies sumergidas (*Elodea callitrichoides* y *Stuckenia striata*) registraron baja frecuencia, se vuelven dominantes en el lago cuando aumentan las temperaturas.

En cuanto a la forma de crecimiento predominaron las Emergentes (24 especies), Flotantes enraizadas (6), Flotantes libres (3) y Sumergidas (2).

Del total de la flora del lago, 27 especies fueron nativas, 6 exóticas y 2 cosmopolitas.

Tabla 1. Lista de especies de la flora acuática y palustre del lago Dalcar. Forma de crecimiento: E (Emergentes), FE (Flotantes enraizadas), FL (Flotantes libres), S (Sumergidas). Origen: N (Nativas), Ex (Exóticas), C (Cosmopolita).

Especies	Cobertura Valores medios	Frecuencia relativa (%)	Forma de crecimiento	Origen
Pteridófitas				
Salviniaceae				
<i>Salvinia minima</i> Baker	0,5	7	FL	N
Dicotiledóneas				
Amaranthaceae				
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	0,07	7	FE	N
<i>philoxeroides</i>				
Asteraceae				
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0,07	7	E	N
<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Stern & Poggenb.	1,36	27	E	N
<i>Mikania periplocifolia</i> Hook. & Arn.	0,14	13	E	N
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	0,07	7	E	N
<i>Senecio bonariensis</i> Hook. & Arn.	0,43	20	E	N
<i>Symphytotrichum squamatum</i> (Spreng.) G.L. Nesom	0,21	13	E	N
Apiaceae				
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	0,07	7	FE	N
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	1,57	53	FE	N
Haloragaceae				
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	0,07	7	FE	N
Lamiaceae				
<i>Cantinoa mutabilis</i> (Rich.) Harley & J.F.B. Pastore	0,07	7	E	N
<i>Mentha x rotundifolia</i> (L.) Huds.	0,29	13	E	Ex
Nymphaeaceae				
<i>Nymphaea prolifera</i> Wiersema	1,36	20	FE	Ex
Onagraceae				
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	2,64	60	FE	N
Polygonaceae				
<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	0,29	20	E	N
<i>hydropiperoides</i>				
Monocotiledóneas				
Araceae				
<i>Lemna gibba</i> L.	0,5	7	FL	C
<i>Lemna valdiviana</i> Phil.	0,5	7	FL	N
Cyperaceae				

<i>Carex chilensis</i> Brongn. ex Duperrey	1,93	40	E	N
<i>Cyperus involucratus</i> Rottb. Phil.	1,5	27	E	Ex
<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult.	0,71	27	E	N
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam. <i>eragrostis</i>	0,79	20	E	N
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	0,43	13	E	N
<i>californicus</i>				
Hydrocharitaceae				
<i>Elodea callitrichoides</i> (Rich.) Casp.	1,14	27	S	N
Poaceae				
<i>Arundo donax</i> L.	0,21	7	E	Ex
<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	0,14	7	E	N
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn.	0,14	7	E	N
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv. <i>crus-galli</i>	0,29	20	E	Ex
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	0,14	13	E	Ex
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	1,21	47	E	N
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	0,07	7	E	N
<i>Paspalum distichum</i> L.	0,21	13	E	N
<i>Sporobolus indicus</i> (L.) R. Br. <i>indicus</i>	0,14	7	E	N
Potamogetonaceae				
<i>Stuckenia striata</i> (Ruiz & Pav.) Holub	1,14	27	S	N
Typhaceae				
<i>Typha latifolia</i> L.	2,21	40	E	C

Del análisis de conglomerados de las especies (Figura 2) se puede observar que se han podido delimitar seis (6) grupos. 1. *Salvinia minima*, *Lemna gibba* y *Lemna valdiviana*. 2. *Symphyotrichum squamatum* y *Senecio bonariensis*. 3. *Mikania periplocifolia*, *Festuca arundinacea* y *Cantinoa mutabilis*. 4. *Polygonum hydropiperoides* y *Echinochloa crus-galli*. 5. *Stuckenia striata* y *Elodea callitrichoides* y 6. *Paspalum distichum* y *Axonopus compressus* (Figura 2). Algunas especies de importancia se pueden observar en la Figura 3.

Discusión

El lago Dalcar posee una escasa profundidad, también tiene una gran deposición de sedimentos y basura que arrojan las personas, situación por la cual estacionalmente en los lugares donde la profundidad es mayor a 1m dominan dos especies sumergidas arraigadas *Elodea callitrichoides* en primavera y *Stuckenia striata* en verano, siendo esta última muy agresiva en su crecimiento y muchas veces extendiéndose hacia el otoño, situación observada con diferentes especies por otros investigadores (Meerhoff y Mazzeo 2004; Passarelli *et al.*, 2014), debido a la prolongación del verano. Es por ello que se registró una escasa diversidad de especies sumergidas arraigadas. En el caso de *S. striata*, los valores bajos de cobertura se deben al método de muestreo, ya que se realizó desde la orilla hacia adentro y sólo en un punto del centro del lago.

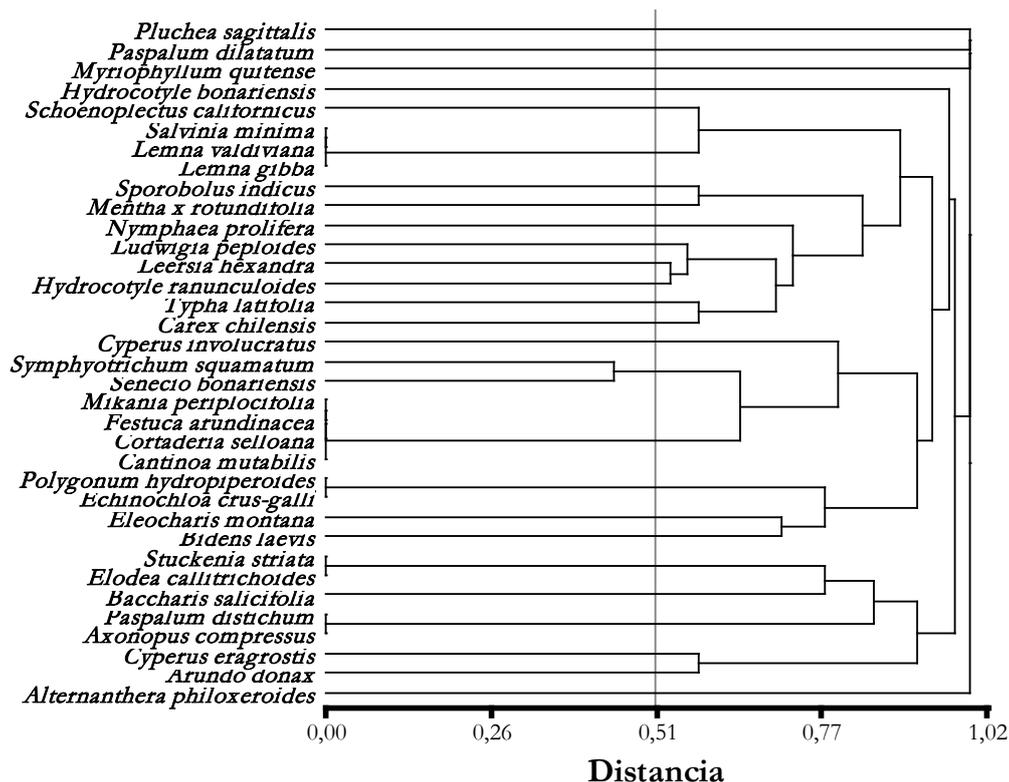


Figura 2. Análisis de conglomerados para todas las especies relevadas.

Diferente es la situación a las orillas del lago, ya que se registraron muchas especies donde se destacan *Typha latifolia*, *Carex chilensis*, *Cyperus involucratus* y *Schoenoplectus californicus*, que por su tamaño y vigor de crecimiento van atrapando sedimentos y detritus y elevan el nivel de base de la orilla del lago; es allí donde se va produciendo un gradiente de respuesta de la vegetación en función de la profundidad del agua, por ejemplo desde la orilla hacia aguas adentro podemos ver las especies mencionadas anteriormente y luego *Ludwigia peploides*, *Bidens laevis*, *Alternanthera philoxeroides*, *Nymphaea prolifera*, las flotantes libres (*Salvinia minima*, *Lemna gibba* y *Lemna valdiviana*) y por último las sumergidas (*Elodea callitrichoides* y *Stuckenia striata*). A diferencia de lo que sucede en los cuerpos de aguas naturales donde las especies de mayor tamaño que crecen en el perilago contribuyen a la estabilización de taludes (Cabrera y Fabris, 1948), en un lago artificial se debe limitar su crecimiento debido a que van avanzando hacia el centro del mismo a medida que la profundidad se lo permite.

La deposición de sedimento y el levantamiento de las orillas con el consecuente retiro del agua preparan el lugar para el crecimiento de las Asteráceas y Poáceas emergentes, de acuerdo con Gopal (1987).

Dado que las especies que tuvieron una frecuencia relativa mayor y valores promedios altos de cobertura pertenecen en su mayoría a los grupos de las Emergentes y Flotantes enraizadas, permite suponer que el lago en sus orillas tiene una baja profundidad, sumado a la deposición de detritus que altera la calidad del agua y predispone a la invasión por especies no deseables (ver Capítulos II y IV), según Madsen (2009).

El lago en su mayoría está colonizado por especies nativas dado que del total de la flora relevada, 27 especies se encuadraron en este origen por lo que se puede afirmar que Dalcárcos posee una alta cantidad de especies nativas, resultado que no coinciden con los obtenidos por Madsen (2009) para cuerpos de aguas no artificiales.



Figura 3. Algunas especies presentes en el lago Dalcar. a) *Cyperus involucratus*; b) *Carex chilensis*; c) *Schoenoplectus californicus*; d) *Typha latifolia*; e) *Nymphaea prolifera*; f) *Salvinia minima*; g) *Stuckenia striata*; h) *Bidens laevis*.

Los conglomerados de especies se agruparon acorde a las formas de crecimiento: sumergidas, flotantes enraizadas, flotantes libres y emergentes, en forma coincidente con lo observado por (Nuñez *et al.*, 1998).

Conclusiones

El lago Dalcar posee una alta riqueza de plantas acuáticas y palustres así como de formas de crecimiento que se deberían preservar para mantener las funciones vitales del lago y la biodiversidad asociada a estas plantas.

Las especies problema son las sumergidas arraigadas (especialmente *S. striata*), debido a la escasa profundidad del lago y a la alta deposición de detritus. Tales condiciones permiten el excesivo crecimiento de estas especies que invaden el lago alterando sus funciones recreativas y turísticas.

El problema del manejo de las malezas acuáticas no debería focalizarse únicamente sobre la especie problema (*S. striata*), sino que la misma debe formar parte de un programa de manejo integrado del lago, el cual debe proveer de información sobre las interrelaciones entre dicha especie y la biodiversidad existente en dicho espejo de agua.

También debe conocerse la biología de la especie, antes de poner en práctica un plan de manejo de la maleza invasora, el cual debe evaluar diferentes alternativas tales como la posibilidad de combinar métodos de controles físicos, culturales y biológicos.

Por último, la educación y divulgación del problema posibilitará llevar a cabo estrategias de concientización y prevención que permitan evitar la introducción de especies vegetales y animales, como así también impedir vertido de residuos urbanos al lago.

Referencias

- Braun-Blanquet, J. (1950). *Sociología vegetal: estudio de las comunidades vegetales*. Traducción. Acme, Buenos Aires, 444 p.
- Booth, B.D. & C.J. Swanton. (2002). Assembly theory applied to weed communities. *Weed. Sci.* 50: 2-13.
- Bornette, G. & S. Puijalón. (2001). Response of aquatic plants to abiotic factors: a review". *Aquatic Sciences*, vol. 73 (1): 1-14.
- Cabrera A. y H. Fabris (1948). *Plantas acuáticas de la provincia de Buenos Aires*. Dirección Agropecuaria, Publicación Técnica (D.A.G.I.), 131 p.
- Chambers, P.A., P. Lacoul, K.J. Murphy & S.M. Thomaz. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiología*, 595(1): 9-26.
- Cronk, J.K. & M.S., Fennessy. (2001). *Wetland plants: biology and ecology*. Washington, D.C.: Lewis Publishers.
- Davy, A.J., S.M. Noble & R.P. Oliver. (1990). Genetic variation and adaptation to flooding in plants. *Aquatic Botany*, 38: 91-108.
- Digby, P.G. & R.A. Kempton. (1987). *Multivariate analysis of ecological communities*. Chapman and Hall Ltd. London. 206 p.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. González, M. Tablada & C.W. Robledo. (2016). *InfoStat versión 2016*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Ghersa, C.M. & R.J.C. León. (1999). Successional changes in agroecosystems of the Rolling Pampa. En: Walker, L. R. (ed.), *Ecosystems of the World 21: Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier, New York, pp. 487-502.

- Gopal. B. (1987). Water hyacinth, aquatic plant. Elsevier Science. Amsterdam, Netherlands. 471 pp.
- Lallana, V. (1997). *Las plantas acuáticas del río Paraná su importancia en el ecosistema*. Artículo técnico de divulgación: Disponible en: http://www.fca.uner.edu.ar/files/academica/dep-tos/catedras/WEBFV_2010/FVpdf/ITPA-01.pdf
- Instituto de Botánica Darwinion. (2018). Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales - CONICET. Buenos Aires. Argentina. *Catálogo de las Plantas Vasculares del Conosur*. www.darwin.edu.ar.
- Madsen, J. (2009). Impact of invasive aquatic plants on Aquatic Biology. En Gettys L. A., Haller, W. T. & Bellaud, M. (Eds): *Biology and control de aquatic plants: a best management practices handbook*, Chapter 1: 1-8. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta G. A.
- Meerhoff, M. & N. Mazzeo. (2004). Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica. *Ecosistemas*, 13 (2): 13-22.
- Núñez, C.O., Cantero, J.J. y L. Petryna. (1998). Los hidrófitos del sur de la provincia de Córdoba (Argentina). *Rev. UNRC*, 18(1): 37-82.
- Oreska M. & D. Aldridge. (2011). Estimating the financial costs of fresh water invasive species in Great Britain: A standardized approach to invasive species costing. *Biological Invasions* 13: 305-319.
- Passarelli, L.M., C.H. Roller, M.M. Ciciarelli, A.C. Dedomenici & G. González. (2014). Flora vascular de humedales permanentes y transitorios bonaerenses (Buenos Aires, Argentina). *Bot. Complut.*, 38: 139-154.
- Ramírez, C. y C. San Martín. (2006). Diversidad de macrófitos chilenos. En: *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile: 21-61*. Vila I, A Veloso, R Schlatter & C Ramírez (Eds.) Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 186 pp.
- Ramírez, C. y C. San Martín. (2008). Flora acuática. En: *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos: 358-363*. Saball P., M. Arroyo, J. Castilla, C. Estades, J. Ladrón de Guevara, S. Larraín, C. Moreno, F. Rivas, J. Rovira, A. Sánchez & L. Sierralta (Eds.). Ocho Libros Editores. Santiago, Chile. 640 pp.
- Ramos Montaña, C., Cárdenas-Avella, N.M. y Herrera Martínez, Y. (2013). Caracterización de la comunidad de Macrófitas acuáticas en lagunas del Páramo de La Rusia (Boyacá-Colombia). *Revista Ciencia en Desarrollo*, 4(2): 73-82
- Santamaría, L. (2002). Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica*, 23 (3): 137-154.
- Sabbatini, M.R., Fernández, O.A. y Bezic, C.R. (2014). Malezas Acuáticas. En: *Malezas e invasoras de la Argentina*. Cap. XXVIII. Tomo I. Ecología y Manejo. Fernández, O.A., Leguizamón, E.S. y Acciaresi, H.A. (Eds.) editores. Ed. Bahía Blanca. Editorial Universidad Nacional del Sur. EDIUNS. 964 p.
- Sorensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation of Danish commons. *Biol. Skrifter* 5: 1-34.
- Urrutia J., P. Sánchez, A. Pauchard y E. Hauenstein. (2017). Plantas acuáticas invasoras pre-

senten en Chile: Distribución, rasgos de vida y potencial invasor. *Gayana Botánica*, 74 (aceptado).

Vilá M, C. Basnou, P. Pyšek, M. Josefsson, P. Genovesi, S. Gollasch, W. Nentwig, S. Olenin, A. Roques, D. Roy & P. Hulme. (2009). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 135-144.

Zuloaga, F.O. y O. Morrone. (1996). *Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina*. I. Pteridophyta, Gymnospermae y Angiospermae (Monocotyledoneae). Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 60:1-323.

Zuloaga, F.O. y O. Morrone. (1999). *Catálogo de las plantas vasculares de la República Argentina*. II. Dicotyledoneae. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.74: 1-1269.

Zuloaga, F.O., Nicora, E.G., Rúgolo de Agrasar, Z.E., Morrone, O., Pensiero, J. y Cialdella, A.M. (1994). *Catálogo de la familia Poaceae en la República Argentina*. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 47: 1-178.

CAPITULO VI

Análisis estacional del fitoplancton en el lago Dalcar

Luciana Cibils Martina^{1,2}, Leandro Gnesutta¹, E. Noemí Gari¹ y María Elisa Luque¹

¹Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto, Córdoba, Argentina.

² CONICET, Buenos Aires, Argentina.

Introducción

Los lagos urbanos son ambientes muy valiosos, ya que representan lugares importantes de recreación para sus habitantes, no sólo brindan bienestar a la población humana, sino permiten el establecimiento de diferentes hábitats en medio de la ciudad para una variedad de especies, tanto acuáticas como terrestres, incrementando su valor paisajístico. Considerando que están situados en la ciudad, prestan diferentes servicios ecosistémicos como regular el clima urbano, servir de sumideros de aguas de lluvias, zonas de pesca y avistaje de aves (Almanza-Marroquín *et al.*, 2016; Leyes *et al.*, 2018).

El desarrollo de estas actividades humanas propicia un proceso de eutrofización, ocasionado por el incremento notable de nutrientes y materia orgánica, que suele promover un incremento excesivo de fitoplancton y de la turbidez en el agua y por ende la disminución del valor estético del lago y su entorno (García-Rodríguez *et al.*, 2014). El fitoplancton es la comunidad productora primaria compuesto en su mayoría por especies fotoautotróficas, adaptadas a la suspensión en el agua. Es considerado la base de la cadena trófica y el principal receptor de energía en sistemas acuáticos (Reynolds, 2006; Esteves & Suzuki, 2011).

El fitoplancton como componente biótico de un lago, se ve directamente afectado por los cambios físicos y químicos que ocurren en el lago, dado que los organismos planctónicos son indicadores sensibles de la variación de las condiciones en los ecosistemas lénticos (Nóges & Tuvikene, 2012), por ejemplo la reducción del suministro de luz, la escorrentía de lluvia, el flujo de aguas residuales, la deposición atmosférica, entre otros, causan cambios en la química del agua y tienen profundos efectos sobre las comunidades que viven en él (Omar *et al.*, 2016).

El conocimiento de la composición del fitoplancton presente y de las condiciones abióticas provee de información para un mejor manejo de los sistemas acuáticos urbanos. Entre los grupos algales de ambientes lénticos, se ha documentado que las floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas y el desarrollo de diatomeas asociadas a la abundancia de macrófitas generan cambios sustanciales en la estructura de la comunidad fitoplanctónica y modifican las interacciones biológicas disminuyendo la biodiversidad (Fabre *et al.*, 2010; Montoya-Moreno y Aguirre-Ramírez, 2011).

Del mismo modo que los desarrollos urbanos y agrícolas aumentan en forma continua, aumenta también la preocupación sobre la sustentabilidad de la calidad de las aguas para todo tipo de uso humano (Cony *et al.*, 2014). La literatura sobre limnología y manejo de lagos urbanos es escasa y está relativamente disgregada. Los estudios sobre la comunidad algal fitoplanctónica de lagos urbanos en el centro y sur de la provincia de Córdoba se han desarrollado desde un punto de vista ecológico descriptivo (Leyes *et al.*, 2018) y sobre la flora algal y de cianobacterias (Daga *et al.*, 2017). En el lago Dalcar, destinado principalmente a la recreación humana, se han desarrollado estudios sobre el estado ambiental con especial referencia a la ictiofauna y control de

macrófitas acuáticas (Mancini *et al.*, 2012) y a la composición y distribución temporal-espacial del fitoplancton (Novoa *et al.*, 2006).

El presente trabajo tiene como objetivo describir la comunidad fitoplanctónica del lago Dalcar y su variación estacional, con la finalidad de obtener información para un mejor manejo de estos sistemas.

Materiales y métodos

Se trabajó durante el año 2017 realizando muestreos estacionales: verano (febrero), otoño (abril), invierno (agosto) y primavera (noviembre), en cinco sitios seleccionados en diferentes sectores del lago (Figura 1, ver además Figura 1 del capítulo II). Se realizaron mediciones de variables físico-químicas y se tomaron muestras cuantitativas de fitoplancton y cualitativas de algas filamentosas.



Figura 1. Sitios de muestreo en el lago Dalcar. a) Sitio 1, Club El Malón; b) Sitio 2, Vertedero; c) Sitio 3, Centro; d, f) Sitio 4, Entrada; e) Sitio 5, Muelle. Fotografías tomadas en febrero (c, f), abril (a, e), agosto (d) y noviembre (b).

Análisis físico-químico del agua

En cada época del año y en los cinco sitios de muestreo se registraron temperatura del aire y del agua, pH y conductividad con sensores digitales, oxígeno disuelto con oxímetro digital, transparencia del agua con disco de Secchi, y velocidad del viento con anemómetro. Las mediciones se

realizaron desde el interior del cuerpo de agua (Figura 2), a excepción del sitio 2 donde tomaron desde el vertedero.

Comunidad fitoplanctónica

En cada época del año y en los cinco sitios de muestreo seleccionados, se filtró un determinado volumen de agua por redes especialmente diseñadas para estudios de plancton, con una abertura de malla de $18\ \mu\text{m}$ (Figura 2). A partir de las muestras se identificaron y contaron los organismos del fitoplancton. Los conteos se llevaron a cabo en microscopio óptico a 40 aumentos. Se colocó una alícuota de 0,3 ml de la muestra madre entre porta y cubreobjetos. Se contaron todos los organismos observados en tres transectas a lo largo del cubreobjetos. Este procedimiento se repitió dos veces para cada muestra. Luego se calculó la densidad de organismos (org/mL) siguiendo a Villafaña y Reid (1995). Para la identificación de géneros y especies se utilizó microscopio Zeiss y bibliografía acorde para cada grupo taxonómico (Patrick & Reimer, 1966, 1975; Prescott, 1982; Komárek & Anagnostidis, 1998; 2005; Metzeltin *et al.*, 2005; Komárek, 2013). Los nombres fueron actualizados teniendo en cuenta Guiry & Guiry (2014). Las muestras fueron incorporadas al Herbario RCCV *María Esther Bocco* Universidad Nacional de Río Cuarto - Departamento de Ciencias Naturales. Para algunos organismos se digitalizaron imágenes con una cámara Axio-Cam HRc montada sobre un microscopio óptico Zeiss Axiophot.



Figura 2. a) Sensores para el registro de variables físico-químicas, b) registro de variables en el cuerpo de agua, c) red de fitoplancton.

Análisis de datos

Para describir gráficamente las diferencias en la comunidad algal entre las épocas del año y los sitios de muestreo se realizó un escalamiento no métrico multidimensional (NMDS, por sus siglas en inglés) como método de ordenación, utilizando el coeficiente de similitud de Bray-Curtis, y las diferencias entre grupos se pusieron a prueba estadísticamente mediante un análisis de similitudes (ANOSIM). Se seleccionaron las especies con abundancia mayor al 1% en alguna de las muestras, y los valores de densidad fueron transformados mediante raíz cuadrada. NMDS utiliza

un proceso no métrico ya que las muestras se clasifican en función de sus similitudes, representando en dos dimensiones la similitud de las muestras basadas en la abundancia y composición de las comunidades. La medida global del ajuste entre la configuración y los datos originales se llama estrés. Valores de estrés menores a 0,2 corresponden a una buena ordenación y valores mayores a 0,3 indican que la configuración no es mejor que la esperada por azar (Clarke & Warwick, 2001). Las diferencias entre grupos fueron probadas mediante ANOSIM, que es análogo a un ANOVA comparando variación entre y dentro de grupos. El estadístico de este test es R, y está basado en diferencias de rangos, en consonancia con el espíritu del NMDS. R varía entre -1 y 1, y valores mayores a cero sugieren diferencias entre grupos, con mayores diferencias entre grupos que dentro de grupos (Quinn & Keough, 2002). Los análisis mencionados se llevaron a cabo en R versión 3.3.1 usando la librería “vegan” (Oksanen *et al.*, 2013; R Core Team, 2013).

Se construyeron curvas de rango-abundancia para las épocas del año utilizando los taxones más abundantes (abundancia relativa >1%). Se calcularon las abundancias relativas (π) y las especies se ordenaron de mayor a menor de acuerdo a su abundancia en cada época del año. De esta manera, las curvas permiten representar visualmente los cambios en las especies dominantes entre épocas del año.

Se calcularon atributos estructurales de la comunidad: abundancia total, riqueza específica, índices de diversidad y equitatividad de Shannon-Wiener (usando \log_{10}). Para el cálculo de los índices se utilizó el programa BioDiversity Professional, versión 2 (McAleece *et al.*, 1997) y para confeccionar los gráficos se utilizó InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012).

Resultados

Variables físico-químicas

En la Tabla 1 se observan los valores de variables físico-químicas registradas en los meses de muestreo de fitoplancton. El pH fue alcalino, las temperaturas variaron de acuerdo a la época del año. La transparencia medida con disco de Secchi señala un aumento en la turbidez del agua en primavera. Los valores de oxígeno aumentaron en invierno, asociado a la reducción de temperatura del agua.

Tabla 1. Valores de variables físico-químicas registradas en los meses de muestreo de fitoplancton. Se muestran valores promedios (prom.) y desvío estándar (DE) de los cinco sitios para cada época del año.

Época del año	Verano		Otoño		Invierno		Primavera	
	Prom.	DE	Prom.	DE	Prom.	DE	Prom.	DE
Variabes								
pH	8,98	0,31	8,74	0,15	8,96	0,23	9,21	0,53
Transparencia (cm)	72,50	3,54	74,50	10,47	100,00	-	39,00	9,19
Temperatura agua (°C)	25,66	0,76	20,48	0,08	15,10	0,54	23,24	0,36
Temperatura aire (°C)	28,52	0,82	24,26	2,15	24,90	1,20	28,38	0,82
Conductividad (mS/cm)	0,86	0,02	0,85	0,01	0,74	0,01	0,79	0,05
Oxígeno disuelto (ppm)	7,58	0,85	8,92	0,91	11,48	0,76	7,24	0,66
Velocidad del viento (km/h)	2,42	3,34	1,00	1,47	11,88	6,87	16,62	1,92

Comunidad fitoplanctónica

Se identificaron un total de 175 taxones correspondientes a las divisiones Bacillariophyta (diatomeas) (65%), Chlorophyta (15%), Cyanobacteria (10%), Charophyta (6%), Euglenozoa (2%) y Miozoa (2%). En verano y otoño las diatomeas representaron un 50% del total de especies, mientras que en invierno y primavera el 70% de las especies correspondieron a esta división.

Algunos taxones estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo y todas las épocas del año, como *Fragilaria capucina* Desmazières, *Anomoeoneis sphaerophora* Pfitzer, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, *Chroococcus* sp., *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Navicula cryptocephala* Kützing, *Tetraëdron minimum* (A.Braun) Hansgirg, *Epithemia sorex* Kützing y *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst, algunas en baja densidad. Además, en verano y otoño se observó gran superficie del lago cubierta por matas de *Oscillatoria limosa* Agardh ex Gomont, una cianobacteria béntica en fondos arenosos o barrosos, y luego flotante en forma de matas en aguas estancadas o lentas (Figura 3). Los grumos de esta cianobacteria suben y bajan en la columna de agua, por lo cual en un mismo día podía verse la superficie del lago cubierta de grumos y más tarde completamente despejada (ver Capítulo IV).

La composición de la comunidad varió entre épocas del año (Figura 4, ANOSIM $R = 0,31$; $p = 0,01$), con las muestras de invierno y primavera más asociadas entre sí. Lo mismo ocurre con las muestras de verano y otoño (Figura 4). En invierno se observó mayor variabilidad entre los sitios de muestreo.

Las curvas de rango-abundancia construidas para cada época del año (Figura 5) muestran claramente la diferenciación en la composición y estructura de la comunidad entre épocas. En verano se observó gran cantidad de cianobacterias (*Gomphosphaeria* sp., *Spirulina* sp., *Phormidium* sp., *O. limosa*, *Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault), y a partir del muestreo de otoño se observó un predominio de *F. capucina*. En otoño esta especie estuvo acompañada por diferentes especies de cianobacterias, en invierno por diatomeas y en primavera se observó un gran predominio de cadenas de *F. capucina*, algunas con más de 20 individuos, representando el 90% de la comunidad. *F. capucina* y *A. granulata* estuvieron presentes con abundancias mayores al 1% en todas las estaciones.

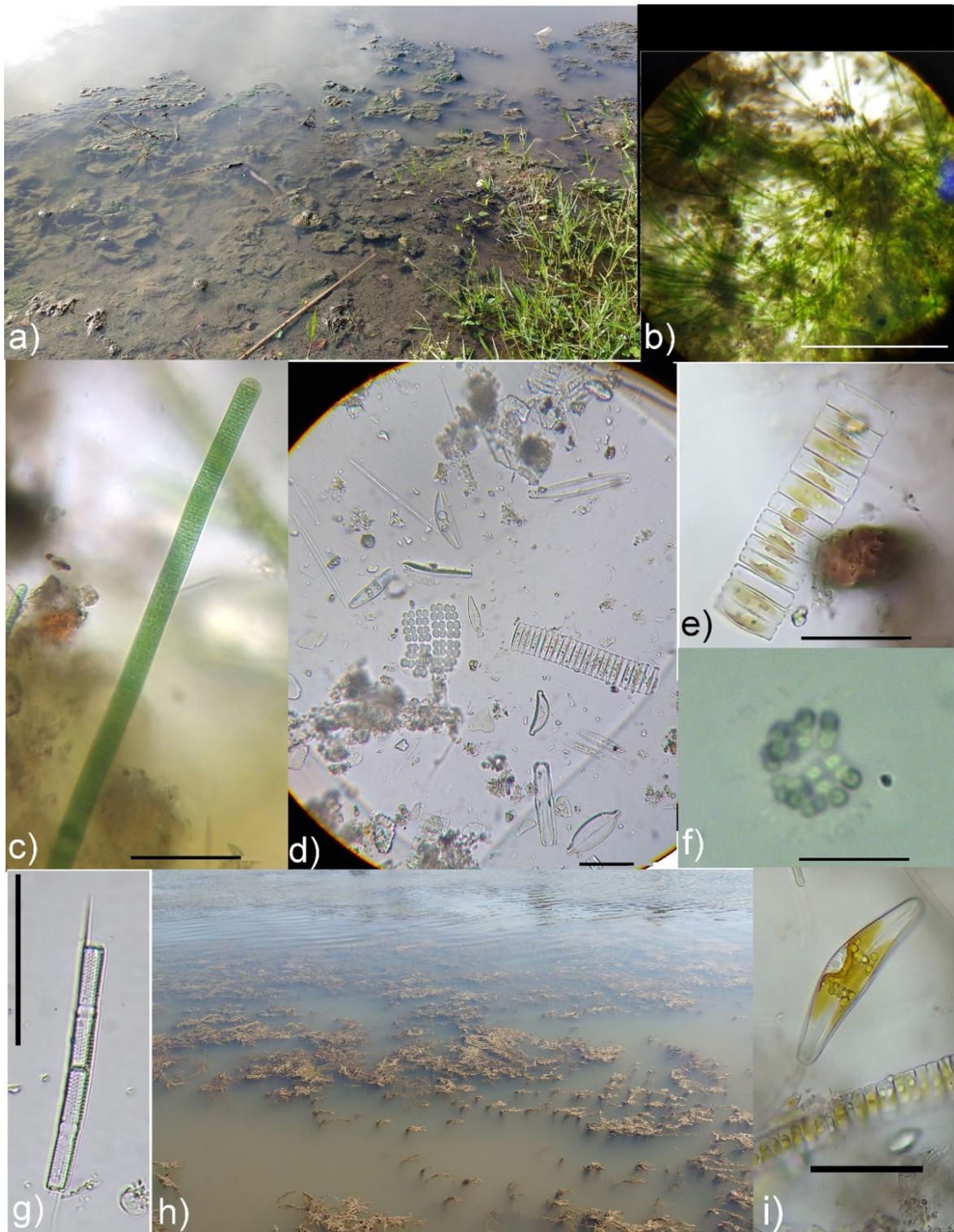


Figura 3. Fotografías de algas encontradas en el Lago Dalcar. a) grumos de *O. limosa* en verano; b) y c) filamentos de *O. limosa* en microscopio; d) muestra de verano (*F. capucina*, *Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kützing, *Cymbella cymbiformis* Agardh, *G. acuminatum*, *E. sorex*, *A. sphaerophora*); e) *F. capucina*; f) *Gomphosphaeria* sp.; g) *A. granulata*; h) Macrófitas con epífitas en primavera; i) *C. cymbiformis*. Escala: en b) 200 μm en 10x; en c-g, i): 50 μm en 40x.

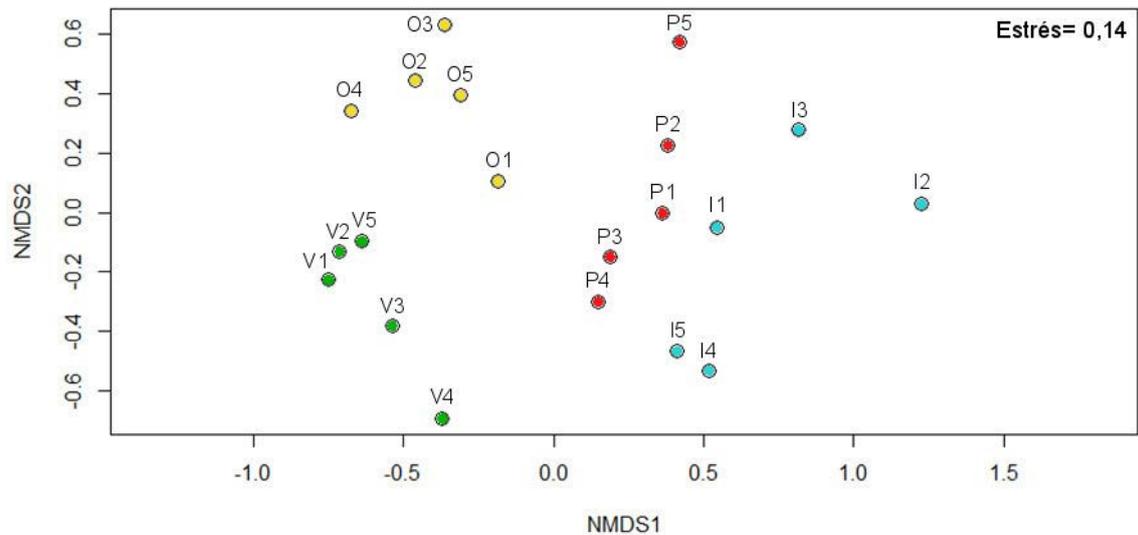


Figura 4. Ordenación por NMS2 de las muestras de fitoplancton colectadas en las diferentes épocas del año (V: verano, O: otoño, I: invierno, P: primavera) en diferentes sitios del lago Dalcar (1: Club, 2: Vertedero, 3: Centro, 4: Entrada, 5: Muelle).

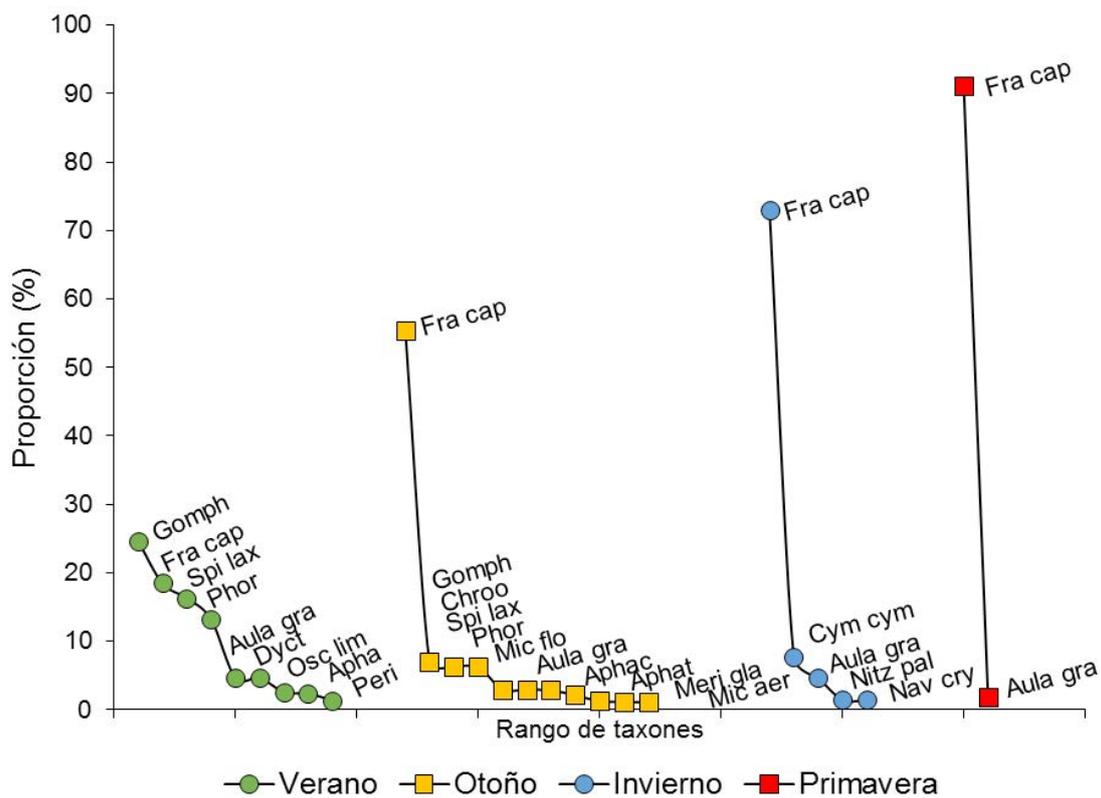


Figura 5. Curvas de rango-abundancia para cada época del año de las proporciones promedio en los cinco sitios de muestreo de los taxones más abundantes (proporción mayor al 1%). Códigos de taxones: Apha: *A. flosaquae*, Aphac: *Aphanocapsa* sp., Aphot: *Aphanothece* sp., Aula gra: *A. granulata*, Chroo: *Chroococcus* sp., Cym cym: *C. cymbiformis*, Dyct: *Dyctiosphaerium* sp., Fra cap: *F. capucina*, Gomph: *Gomphosphaeria* sp., Meri gla: *M. glauca*, Mic aer: *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing, Mic flo: *Microcystis flosaquae* (Wittrock) Kirchner, Nav cry: *N. cryptocephala*, Nitz pal: *Nitzschia palea* (Kützing) Smith, Osc lim: *O. limosa*, Peri: *Peridinium* sp., Phor: *Phormidium* sp., Spi lax: *Spirulina laxissima* G.S.West.

Con respecto a las variables estructurales de la comunidad (Figura 6), se observó una mayor abundancia y riqueza de fitoplancton en invierno, y en los meses de verano y otoño la comunidad fue más diversa y equitativa. Se observaron diferencias entre los sitios de muestreo con respecto a estas variables entre las distintas épocas. Con respecto a la abundancia de organismos, el sitio con mayor densidad de fitoplancton fue el sitio 4 (Entrada) en invierno (~15000 org/ml), mientras que en el resto del año el sitio 1 (Club) mostró mayores abundancias (~2000 org/ml). Los valores de riqueza de taxones fueron mayores en los sitios 4 y 5 en invierno, y en el sitio 1 en otoño y primavera. El sitio 2 mostró valores bajos de riqueza en la mayoría de las épocas, pero altos valores de diversidad. La diversidad y equitatividad fueron similares entre los sitios, a excepción de los sitios 1 y 3, que mostraron una reducción desde el verano hacia la primavera, principalmente debido al gran predominio de *F. capucina*.

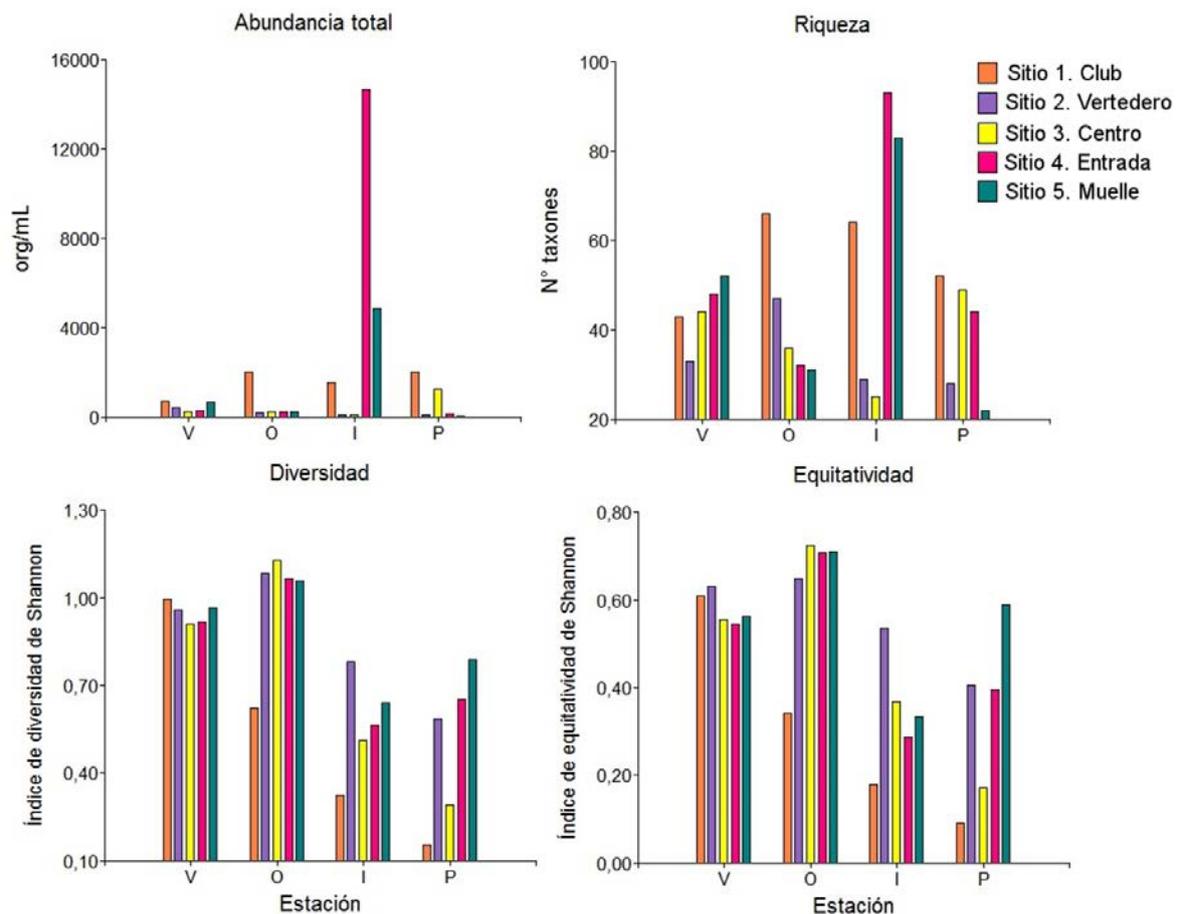


Figura 6. Variables estructurales de la comunidad fitoplanctónica registrada en cada época del año y en cada sitio de muestreo.

Discusión

En este muestreo estacional de fitoplancton del lago Dalcar se observó una comunidad dominada por diatomeas en gran parte del año, con diferencias importantes en la composición y la contribución relativa de diferentes grupos entre las épocas y los sitios. Si lo comparamos con lagos urbanos de otras ciudades del mundo, es común que el fitoplancton de estos ambientes presente altas densidades de cianobacterias o clorófitas (Mayer *et al.*, 1997; Xavier *et al.*, 2007; Fabre *et al.*, 2010; Cony *et al.*, 2014; García-Rodríguez *et al.*, 2014; López-Mendoza *et al.*, 2015; Omar *et al.*, 2016; Polla *et al.*, 2016), asociadas en general a una alta carga de nutrientes (Oliva Martínez *et al.*, 2008). Sin embargo, algunos investigadores han reportado un predominio de diatomeas asociadas a macrófitas (Montoya-Moreno y Aguirre-Ramírez, 2008; 2011) o la pre-

sencia de diatomeas indicadoras de ambientes salobres o de altas conductividades como en el Parque Sarmiento de Córdoba (Leyes *et al.*, 2018). En algunos casos, se presenta mayor número de especies de diatomeas pero mayor densidad de los otros grupos algales (Seu Anoi *et al.*, 2014; Cony *et al.*, 2014).

En invierno y primavera el lago Dalcar estuvo cubierto por macrófitas, con gran cantidad de epífitos. Podría especularse que el aumento de macrófitas en el lago, determinó una mayor abundancia de algunas especies asociadas a ellas como *F. capucina*, que crece adherida a raíces y tallos de plantas acuáticas, similar a lo reportado por Montoya-Moreno y Aguirre-Ramírez (2011). Las macrófitas pueden proveer sustrato para el desarrollo de algas y puede haber exportación desde el perifiton al fitoplancton (Taniguchi *et al.*, 2003; Costa & Dantas, 2011). *Fragilaria capucina* es una diatomea arafidal, que forma cadenas cuando los organismos se unen entre sí mediante espinas. Esto les permite mantenerse flotando en la columna de agua y evita la deprecación por parte de los organismos del zooplancton. Vive en ambientes mesotróficos, prefiere aguas circumneutrales con niveles de nutrientes bajos a moderados (Kelly *et al.*, 2005), aunque se han reportado incrementos en la abundancia de esta especie asociados al enriquecimiento de nutrientes (Lange *et al.*, 2011). De manera similar, algunos trabajos han encontrado un cambio de dominancia de cianobacterias a clorófitas debido a un incremento en el ingreso de nutrientes (Jensen *et al.*, 1994).

Durante el verano, se observó en el lago Dalcar gran cantidad de *Gomphosphaeria* sp., acompañada por otras especies de cianobacterias y por una gran abundancia de *O. limosa* formando grumos o matas que afectaron estéticamente al lago en varios meses. De manera similar, Seeligman y Tracanna (2009) reportaron un predominio de cianobacterias, y en particular de *Gomphosphaeria aponina* Kützing, en un embalse de Tucumán, atribuido a las características térmicas del embalse, a condiciones de calma y turbulencia, a la elevada capacidad de los organismos de este grupo de absorber dióxido de carbono disuelto, aún en baja concentración, y de verse favorecidas por un pH elevado. Olding *et al.* (2000) sugieren que un requerimiento clave para la dominancia de cianobacterias en sitios urbanos poco profundos es un largo tiempo de residencia del agua. En general, las cianobacterias se asocian a altas temperaturas, conductividad y alto contenido orgánico de los cuerpos de agua, es decir a condiciones eutróficas (Xavier *et al.*, 2007; Seu Anoi *et al.*, 2014; Omar *et al.*, 2016).

Komárek & Hauer (2013) mencionan que *O. limosa* es frecuente en la superficie de aguas duras y con alta carga de nutrientes (ver Capítulos II y IV). Además, debido a su gran tamaño, baja palatabilidad y su potencial toxicidad, los herbívoros no suelen alimentarse de organismos como *Oscillatoria* (Holomuzki *et al.*, 2010; Kruk *et al.*, 2010). Crecimientos excesivos de algas formadoras de matas, ya sea solas o en combinación con plantas vasculares acuáticas, puede perjudicar actividades recreativas como la natación, pesca y paseos en bote (Lembi, 2003). Mur *et al.* (1999) explican que tasas altas de fotosíntesis en las matas bénticas a veces conduce a la captura del oxígeno producido en la fotosíntesis como burbujas dentro de las matas; de esta manera, partes de las matas pueden convertirse en lo suficientemente flotantes como para soltarse y subir a la superficie. Para el monitoreo y manejo de cianobacterias tóxicas, es importante tener esto en cuenta ya que generalmente no se esperan problemas con cianotoxinas en aguas claras y oligotróficas. Sin embargo, las cianobacterias bentónicas tóxicas han causado la muerte de perros en Escocia (Gunn *et al.*, 1992), y en Suiza donde las poblaciones bentónicas tóxicas de *O. limosa* fueron ingeridas por ganado que bebe de lagos de montaña prístinos (Metz *et al.*, 1997; 1998).

Algunos lagos urbanos presentan dominancia de cianobacterias en invierno, lo que refleja la tolerancia de estos organismos a temperaturas bajas (Fabre *et al.*, 2010), contrariamente a los resultados obtenidos en Dalcar. Estos investigadores reportan que las cianobacterias fueron más

abundantes en sistemas con mayor disponibilidad de nitrógeno con respecto al fósforo. Algunos autores plantean que la temperatura es el segundo factor en importancia después de la concentración de nutrientes en determinar la aparición de floraciones de cianobacterias como *Microcystis* (Imai *et al.*, 2009; Paerl & Huisman, 2009), siendo algunas especies, como *Microcystis aeruginosa*, fuertemente condicionadas por la estabilidad de la columna de agua (Fabre *et al.*, 2010).

Con la información de diferentes regiones del mundo se han sugerido cuatro tipos de sucesión estacional para ambientes hipertróficos someros: I) con dominancia de cianobacterias durante todo el año; II) con períodos cortos en los que dominan las diatomeas (otoño–invierno y principios de primavera), con la dominancia de cianobacterias el resto del año y en algunos casos, con picos cortos de clorococales; III) donde las cianobacterias dominan al final de la primavera y el verano, dominando las clorococales mezcladas con diatomeas y criptofíceas el resto del año; IV) dominancia de poblaciones de flagelados como las volvocales y criptofíceas además de las clorococales (Álvarez Cobelas & Jacobsen, 1992). La sucesión temporal del fitoplancton observada en el lago Dalcar no coincide estrictamente con ninguno de los tipos señalados, posiblemente por no presentar valores de nutrientes propios de sistemas hipereutróficos, aunque estuvieron próximos a ellos (ver capítulo IV).

En estudios efectuados en otras lagunas urbanas las densidades algales fueron mucho mayores a las obtenidas en este trabajo, alcanzando valores de varios millones de organismos por mililitro, en condiciones hipertróficas (Oliva Martínez *et al.*, 2008; García-Rodríguez *et al.*, 2014). Los valores de riqueza encontrados en nuestro estudio son elevados en comparación a otros lagos urbanos, tanto hipertróficos (Oliva Martínez *et al.*, 2008; García-Rodríguez *et al.*, 2014) como meso u oligotróficos (Omar *et al.*, 2016; Polla *et al.*, 2016), pero menores a lo reportado para el mismo lago en 2003 (Novoa *et al.*, 2006), donde encontraron mayor cantidad de especies de diatomeas y clorófitas, lo que puede ser atribuido a que en ese momento todavía ingresaba agua al lago a través del arroyo El Bañado. Las clorofíceas son consideradas las más importantes en los ambientes dulceacuícolas debido a su alta tolerancia, lo que les permite desarrollarse en diversos hábitats, constituyendo en general el grupo mejor representado del fitoplancton (Huber *et al.*, 2011; García-Rodríguez *et al.*, 2014; Omar *et al.*, 2016). Sin embargo, en nuestro trabajo representaron el 15% de la riqueza total, siguiendo a las diatomeas que representaron el 65%. Este predominio de especies de diatomeas coincide con lo reportado por Novoa *et al.* (2006) tanto para el lago Dalcar como para el lago del Parque Sarmiento, ambos ubicados en la ciudad de Río Cuarto y por lo tanto con características climáticas similares.

El lago Dalcar reúne varias condiciones que propician condiciones eutróficas de los lagos urbanos, como el aporte de nutrientes originado por diversas actividades antrópicas, la permanencia del agua por grandes periodos de tiempo debido al bajo o nulo recambio, la baja profundidad y la presencia de fauna acuática (patos y peces) y perros de la zona, cuyas excretas son vertidas indirectamente o directamente al lago (García-Rodríguez *et al.*, 2014), por lo que requiere un monitoreo y control permanente. En comparación con otros lagos urbanos, la densidad de algas en este estudio fue baja y la riqueza de especies alta. Por su parte, no encontramos en abundancia especies que produzcan toxinas, signos que resultan alentadores para la salud del ecosistema. Debido a la importancia que tiene el lago para la ciudad y a las acciones que se llevaron a cabo durante el 2018, principalmente la puesta en funcionamiento de una nueva bomba con la cual el nivel y la circulación de agua será diferente, consideramos muy importante continuar con el monitoreo del estado ecológico del lago, para poder aplicar índices de calidad, siguiendo a los utilizados en otros lagos urbanos (Crossetti & Bicudo, 2008; Kruk *et al.*, 2010) y recomendar técnicas o acciones para su manejo.

Referencias

- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J. y Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2): 313-326.
- Álvarez Cobelas, M. & Jacobsen, B. A. (1992). Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum*, 2: 184-199.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216: 265-278.
- Cony, N. L., Ferrer, N. C. y Cáceres, E. J. (2014). Evolución del estado trófico y estructura del fitoplancton de un lago somero de la región pampeana: laguna Sauce Grande (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 30: 79-91.
- Costa, D. F. & Dantas, Ê. W. (2011). Diversity of phytoplankton community in different urban aquatic ecosystems in metropolitan João Pessoa, state of Paraíba, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(4): 394-405.
- Crossetti, L. O. & Bicudo, C. E. M. (2008). Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia*, 610(1): 161-173.
- Daga, C., Murialdo, R. y Fernández Belmonte, M. C. (2017). Contribución al conocimiento de cianobacterias de dos embalses de la provincia de Córdoba, Argentina. *Lilloa*, 54(2): 141-153.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2012). *InfoStat. Grupo InfoStat, FCA*, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Esteves, F. A. & Suzuki, M. S. (2011). Comunidade Fitoplanctónica. En: Esteves, F. A. (Ed.), *Fundamentos de Limnología*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 3ª edición, 375-445.
- Fabre, A., Carballo, C., Hernández, E., Piriz, P., Bergamino, L., Mello, L., González, S., Pérez, G., León, J. G., Aubriot, L., Bonilla, S. y Kruk, C. (2010). El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos subtropicales, artificiales de Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1): 112-125.
- García-Rodríguez, J., Molina-Astudillo, F. I., Miranda-Espinoza, E., Soriano-Salazar, M. B. y Díaz-Vargas, M. (2014). Variación fitoplanctónica en un lago urbano del municipio de Cuernavaca, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 25(1): 3-11.
- Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2014). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Recuperado en: <http://www.algaebase.org> (fecha de acceso. 20 de Abril de 2018).
- Gunn, G. J., Rafferty, A. G., Rafferty, G. C., Cockburn, N., Edwards, C., Beattie, K. A. & Codd, G. A. (1992). Fatal canine neurotoxicosis attributed to blue-green algae (cyanobacteria). *Veterinary Record*, 4: 301-302.
- Holomuzki, J. R., Feminella, J. W. & Power, M. E. (2010). Biotic interactions in freshwater benthic habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 220-244.

- Huber, M. P., Novoa, M. D. y Martínez de Fabricius, A. L. (2011). Fitoplancton de una laguna endorreica de uso recreacional (Córdoba, Argentina). *Biológicas*, 13(1): 24-33.
- Imai, H., Chang, K-H., Kusaba, M., & Nakano, S. (2009). Temperature-dependent dominance of *Microcystis* (Cyanophyceae) species: *M. aeruginosa* and *M. wesenbergii*. *Journal of Plankton Research*, 31: 171-178.
- Jensen, J. P., Jeppesen, E., Orlík, K. & Kristensen, P. (1994). Impact of Nutrients and Physical Factors on the Shift from Cyanobacterial to Chlorophyte Dominance in Shallow Danish Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(8): 1692-1699
- Kelly, M. G., Bennion, H., Cox, E. J., Goldsmith, B., Jamieson, J., Juggins, S., Mann D. G. & Telford, R. J. (2005). *Common freshwater diatoms of Britain and Ireland: an interactive key*. Bristol: Environment Agency.
- Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera. En: Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/3*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (1998). Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. En: H, Ettl, Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1*. Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm: Gustav Fischer.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. En: Büdel, B., Krienitz, L.; Gärtner, G. & Schagerl, M. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2*. München: Elsevier GmbH.
- Komárek, J. & Hauer, T. (2013). CyanoDB.cz - On-line database of cyanobacterial genera. – Worldwide electronic publication, Univ. of South Bohemia & Inst. of Botany AS CR. Recuperado en: <http://www.cyanodb.cz> (fecha de acceso. 16 de Agosto de 2017)
- Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., Reynolds, C. S. & Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55: 614-627.
- Lange, K., Liess A., Piggott, J. J., Townsend, C. R. & Matthaei, C. D. (2011). Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology*, 56: 264–278.
- Lembi, C. A. (2003). Control of nuisance algae. En: Wehr, J. D. & Sheath, R. G. (Eds.). *Freshwater Algae of North America Ecology and Classification*. New York: Academic Press, 805-834.
- Leyes, C., Falco, C. y Daga, C. (2018). Aporte al conocimiento de la ficoflora del lago del Parque sarmiento (Córdoba, Argentina). *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 5(1): 45-50.
- López-Mendoza, Z., Tavera, R. y Novelo, E. (2015). El fitoplancton de un canal de Xochimilco y la importancia de estudiar ecosistemas acuáticos urbanos. *Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 18(1): 13-28.
- Mancini, M., Crichigno, S., Ortiz, M. y Haro, J. G. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del lago Villa Dalcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 175-189.
- Mayer, J., Dokulil, M. T., Salbrechter, M., Berger, M., Posch, T., Pfister, G., Kirschner, A. K. T., Velimirov, B., Steitzm A. & Ulbricht, T. (1997). Seasonal successions and trophic

- relations between phytoplankton, zooplankton, ciliate and bacteria in a hypertrophic shallow lake in Vienna, Austria. *Hydrobiologia*, 342-343: 165-174.
- McAleece, N., Lamshead, P. J. D., Paterson, G. L. J. & Gage, J. D. (1997). *BioDiversity Professional version 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- Metz, K., Beattie, K. A., Codd, G. A., Hanselmann, K., Hauser, B., Naegeli, H. P. & Preisig, H.R. (1997). Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. *European Journal of Phycology*, 32: 111-117.
- Metz, K., Hanselmann, K. & Preisig, H. R. (1998). Environmental conditions in high mountain lakes containing toxic benthic cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 368: 1-15.
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot H. & García-Rodríguez, F. (2005). *Diatoms of Uruguay*. Compared with other taxa from South America and elsewhere. Germany: Gantner Verlag K.G.
- Montoya-Moreno, Y. y Aguirre-Ramírez, N. (2008). Asociación de algas perifíticas en raíces de macrófitas en una ciénaga tropical Colombiana. *Hidrobiológica*, 18(3): 189-198.
- Montoya-Moreno, Y. y Aguirre-Ramírez N. (2011). Asociaciones de algas perifíticas de raíces de *Eichhornia crassipes* en seis lagos de llanura de inundación colombianos. *Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 30(1): 5-16.
- Mur, L. R., Skulberg, O. M. & Utkilen, H. (1999). Cyanobacteria in the environment. En: Chorus, I. & Bartram, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Routledge; London, UK: E & FN Spon, for World Health Organization, 15-40.
- Nóges, P., & Tuvikene, L. (2012). Spatial and annual variability of environmental and phytoplankton indicators in Lake Võrtsjärv: implications for water quality monitoring. *Estonian Journal Ecology*, 61: 227-246.
- Novoa, M. D., Luque, M. E., Lombardo, D. y Martínez de Fabricius, A. L. (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.
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. & Wagner, H. (2013). *Vegan: community ecology package*. R package version 2.0-8.
- Olding, D. D., Hellebust, J. A. & Douglas, M. S. V. (2000). Phytoplankton community composition in relation to water quality and water-body morphometry in urban lakes, reservoirs, and ponds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(10): 2163-2174.
- Oliva Martínez, M. G., Rodríguez Rocha, A., Lugo Vázquez, A. y Sánchez Rodríguez, M. R. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18(1): 1-13.
- Omar, M. A., Naqqiuddin, M. A., Shohaimi, S., Omar, H. & Ismail, A. (2016). Phytoplankton diversity in relation to different weather conditions in two urban man-made lakes. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research* 4(1): 1-21.
- Paerl, H. W. & Huisman, J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1: 27-37.
- Patrick, R. & Reimer, C. W. (1966). The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 1. *Academy of Natural Sciences Philadelphia Monographs*, 13: 1-688.

- Patrick, R. & Reimer, C. W. (1975). The Diatoms of the United States exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 2. *Academy of Natural Sciences Philadelphia Monographs*, 13: 1-213.
- Polla, W. M., Bainotti, M. F. y Novoa, M. D. (2016). Estudio ficológico y bacteriológico de una laguna urbana de uso recreativo (Santa Fe, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 47(1): 21-41.
- Prescott, G. W. (1982). *Algae of the Western Great Lakes Area*. With an illustrated key to the genera of desmids and freshwater diatoms. Koenigstein, Germany: Otto Koeltz Science Publishers.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. (2002). *Experimental design and data analysis for biologists*. Nueva York: Cambridge University Press.
- R Core Team. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Nueva York: Cambridge University Press.
- Seeligmann, C. y Tracanna, B. C. (2009). Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnetica*, 28(1): 105-124.
- Seu Anoi, N. M., Niamien-ebrottie, J. E., Muylaerd, K., Ouattara, A. & Gourene, G. (2014). Temporal dynamics of phytoplankton communities and their responses to environmental factors in Grand-Lahou Lagoon, Ivory Coast, West Africa. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 4(3): 163-174.
- Taniguchi, G. M., Rocha, O. & Senna, P. A. C. (2003). A comunidade fitoplanctônica de um lago tropical no sudeste do Brasil (Lago Dom Helvécio, estado de Minas Gerais). *Caderno de Pesquisa, Série Biologia*, 15(1): 29-55.
- Villafañe, V. E. y Reid, F. M. H. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K., Ferrario, M. E., Oliveira, E. C. & Sar, E. (Eds.). *Manual de Métodos Ficológicos*. Concepción: Editorial Universitaria, 169-185.
- Xavier, L., Vale, M. & Vasconcelos, V. M. (2007). Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes (Palácio de Cristal and Serralves), Porto, Portugal. *Lakes & Reservoirs. Science, policy and management for sustainable use*, 12(3): 209-214.

CAPITULO VII

El zooplancton del lago Dalcar

**Alicia Vignatti¹, Santiago Echaniz¹, Gabriela Cabrera¹,
Miguel Mancini², Víctor Salinas²**

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa.
Santa Rosa, La Pampa. Argentina.

²Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. Argentina.

Introducción

Desde la antigüedad, el hombre generó lagos en sus asentamientos o muy cerca de ellos con la finalidad de almacenar agua que asegurara el suministro para usos domésticos y la agricultura (Naselli-Flores, 2008).

Los lagos urbanos, sean de origen natural o antrópico (Almanza-Marroquin *et al.*, 2016), además del suministro de agua mencionado, se utilizan para recreación, turismo u otros usos y, como generalmente son de reducida extensión, sufren alta influencia de la cuenca (Schueler & Simpson, 2001). A pesar de ser pequeños y someros, son cuerpos de agua que 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). Según Taborda *et al.* (2017), los ambientes urbanos están siendo cada vez más estudiados porque pueden servir de refugio para la biodiversidad ante la pérdida de ambientes naturales.

Debido a la alta influencia antrópica que sufren, los lagos urbanos deberían ser objeto de monitoreos continuos que permitan controlar su estado y diagnosticar el desarrollo de las especies algales y de la vegetación acuática (Novoa *et al.*, 2006).

Entre los organismos que habitan un ecosistema acuático, el plancton es la fracción de la comunidad integrada por organismos pequeños (hasta unos pocos mm), que vive suspendida en la masa de agua. Pueden tener movimiento propio, pero, dado su pequeño tamaño, su movilidad no alcanza a contrarrestar la fuerza de las corrientes (Cole, 1988; González de Infante, 1988). El zooplancton es la fracción planctónica integrada por protistas y animales (Margalef, 1983) y es un componente ecológico clave debido a su pastoreo sobre el fitoplancton, reciclado de nutrientes a través de la excreción de desechos o porque sirve de alimento a predadores. En los ambientes epicontinentales está compuesto especialmente por protozoos, rotíferos, cladóceros y copépodos y la diversidad de especies de cada grupo puede variar en función de la salinidad, el estado trófico del lago o por la presencia de predadores que se alimenten preferencialmente de algunos integrantes del zooplancton.

Si bien se han estudiado algunos lagos urbanos en las provincias de Santa Fe, Buenos Aires y La Pampa, todavía es muy escaso el conocimiento sobre este tipo de lagos en Argentina, sobre todo teniendo en cuenta su importancia social.

En la ciudad de Río Cuarto existe un ambiente acuático de particular importancia, el lago Dalcar, ya que es muy visitado por la gente y en él habitan más de 15 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) o la influencia antrópica (y el potencial deterioro de la calidad de agua) sobre los peces del lago (Pollo *et al.*,

2012) o sobre la riqueza taxonómica, la importancia y la 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 capítulo fueron analizar la riqueza de especies de esta comunidad, su densidad y compararla con otros ambientes similares.

Materiales y métodos

Durante las cuatro estaciones del año (periodo febrero de 2017 a enero de 2018) y en cinco sitios previamente seleccionados del lago Dalcar denominados Club El Malón, presa, centro, entrada y muelle (ver Figura 1 del Capítulo II), se tomaron muestras de 36 L de agua que fueron filtradas a través de redes de plancton de 47 micrómetros de abertura de malla (Figura 1). Las muestras de zooplancton se fijaron en formalina al 4%.



Figura 1. Red de colecta de zooplancton.

En laboratorio se determinaron las especies presentes y su densidad, agrupando por un lado el macrozooplancton (cladóceros y copépodos, excepto las larvas nauplio de estos últimos) y por otro el microzooplancton (nauplios y rotíferos) (Kalf, 2002), por medio de recuentos en cámaras abiertas tipo Bogorov (Figura 2) y Sedgwick-Rafter respectivamente, bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional. La densidad se expresó en ind/L.



Figura 2. Cámara de recuento de Bogorov y submuestreador de Russell.

Para comparar aspectos de la diversidad del zooplancton se realizó un gráfico de abundancias relativas (Feinsinger, 2004). 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 similitudes entre las muestras se realizó un análisis de agrupamiento y el dendrograma en base al coeficiente de similitud de Bray-Curtis, que considera, además de las especies presentes en las muestras, sus abundancias (Pérez, 2004).

Resultados

Riqueza específica

Se registraron 36 *taxa* (Figura 3) de los cuales 11 correspondieron a microcrustáceos: ocho a cladóceros (22,22%) y tres a copépodos (8,33%) y los restantes 25 a rotíferos (69,44%) (Figura 3 y Tabla 1). Al considerar la variación estacional, en todas las ocasiones dominaron los rotíferos, especialmente en verano, cuando se registró la mayor riqueza total (25 *taxa*), y cuando estuvieron representados por 19 *taxa* (Figura 4), lo que se reflejó en el valor del índice de diversidad de Margalef (Tabla 2). Durante el invierno la riqueza fue relativamente alta (18 *taxa*) y fue la ocasión en que se registró el mayor número de cladóceros, que alcanzaron siete *taxa* (Tabla 1). El valor del índice de Margalef fue elevado, dado que fue solo en este momento cuando se registraron varias especies (Tablas 1 y 2). Inversamente, las ocasiones en que la riqueza fue menor fueron el otoño y la primavera (14 y 15 *taxa* respectivamente) (Figura 4), situación mostrada por los menores valores del índice.

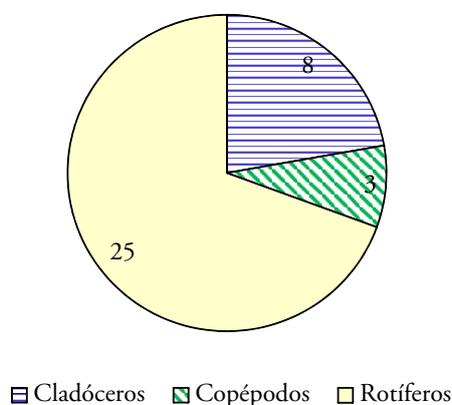


Figura 3. Distribución porcentual de la riqueza total por grupo taxonómico del zooplancton del lago Dalcar. Las cifras en los diferentes sectores indican el número de *taxa*.

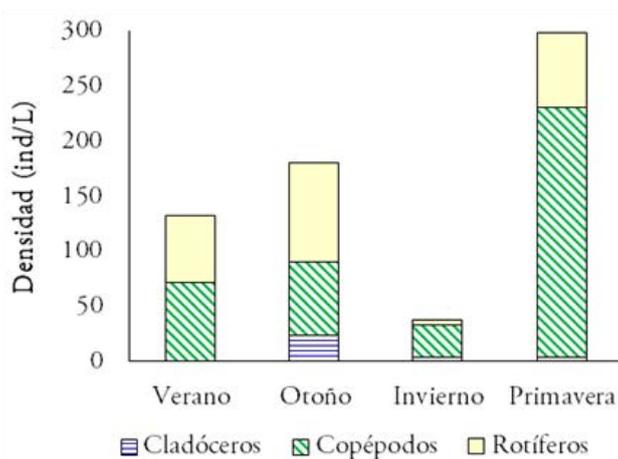


Figura 4. Distribución estacional de la riqueza específica del zooplancton del lago Dalcar.

Diaphanosoma birgei Korinek, 1981, *Moina micrura* Kurz, 1874 (Figura 5) y *Alona* sp. fueron los cladóceros que estuvieron presentes en todos los muestreos. Fueron seguidos por *Bosmina longirostris* Müller 1776 (Figura 5), registrada en otoño e invierno y *Daphnia ambigua* Scourfield, 1947, *Chydorus* sp. y *Macrothrix* sp. en invierno y primavera. *Leydigia louisii* Jenkin, 1934 (Figura 5) se halló solo en invierno, con una reducida densidad (Tabla 1 y Figura 8).

Entre los copépodos, el calanoideo *Notodiaptomus deitersi* Poppe, 1891 y el ciclopoideo

Microcyclops anceps (Richard, 1897) (Figura 7) se registraron en todas las ocasiones de muestreo, mientras que el harpacticóideo (no identificado), se halló solamente en una ocasión en verano y con una densidad muy baja (Tabla 1 y Figura 6).

Entre los rotíferos, predominaron las especies de los géneros *Lecane* y *Brachionus*, con ocho y cuatro *taxa* respectivamente. *Keratella tropica* (Apstein, 1907) y *Brachionus caudatus* Barrois & Daday, 1894 (Figura 7), siempre estuvieron presentes.

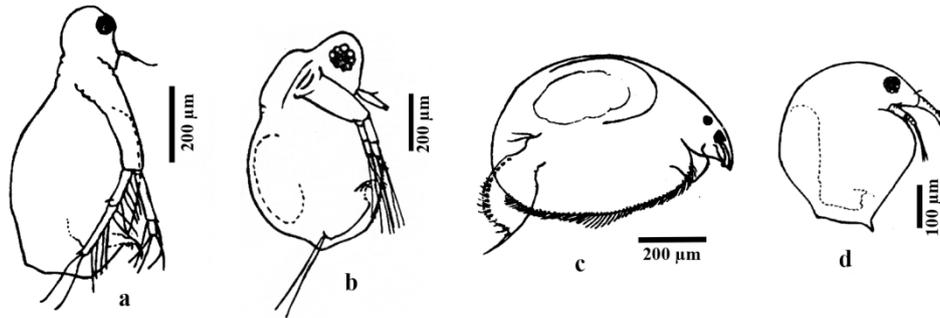


Figura 5. Algunos cladóceros registrados en el zooplancton del lago Dalcar. a: *Diaphanosoma birgei*; b: *Moina micrura*; c: *Leydigia lousii* y d: *Bosmina longirostris*.

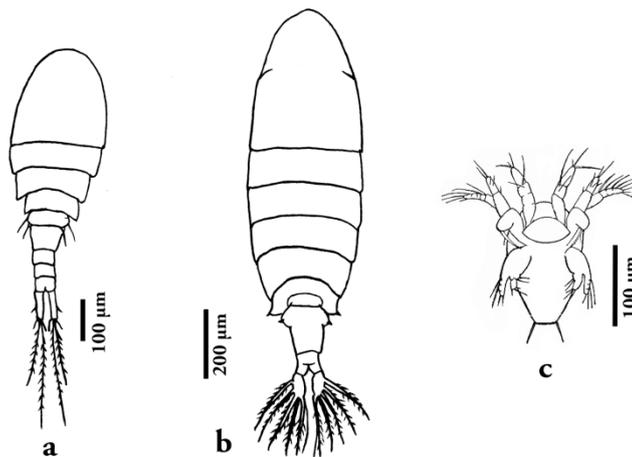


Figura 6. Algunos copépodos presentes en el zooplancton del lago Dalcar. a: *Microcyclops anceps*; b: *Notodiaptomus deitersi*. C: larva nauplio de copépodo ciclopoideo (Modificado de Lankester, E. R. 1909. A Treatise on Zoology. A. & C. Black Eds. London).

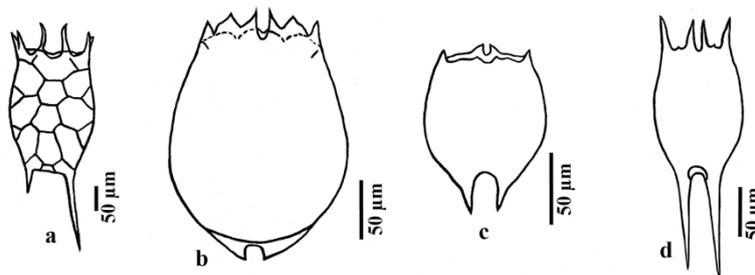


Figura 7. Algunos rotíferos del zooplancton del lago Dalcar. a: *Keratella tropica*; b: *Brachionus plicatilis*; c: *Brachionus caudatus* y d: *Brachionus havanaensis*.

Tabla 1. Riqueza específica del zooplancton del lago Dalcar. Se indica la riqueza por grupo taxonómico, por estación del año y la riqueza específica total.

	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
Riqueza específica	3	4	7	6
Copépodos				
<i>Notodiaptomus deitersi</i> Poppe, 1891	x	x	x	x
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)	x	x	x	x
Harpacticoideo no id.	x			
Riqueza específica	3	2	2	2
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	19	8	9	7
Riqueza específica total	25	14	18	15

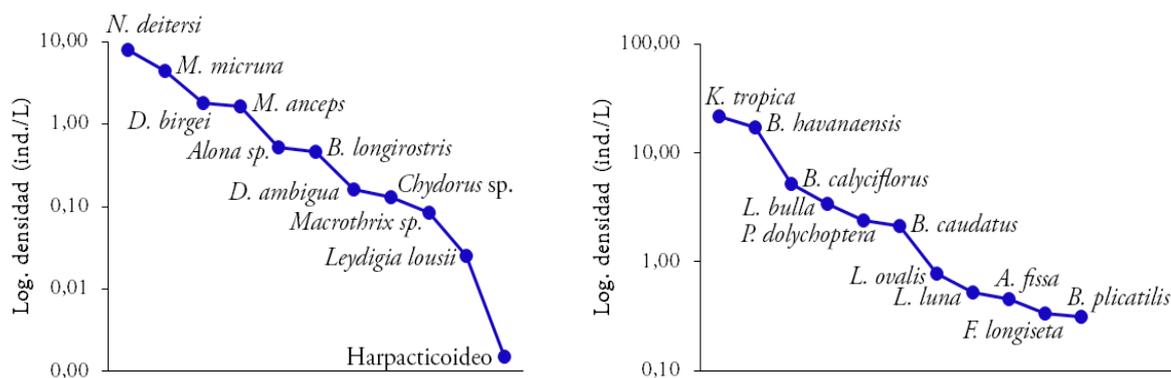


Figura 8. Abundancias medias relativas de la totalidad de los crustáceos (izquierda) y de los rotíferos con densidades medias superiores a 0,30 ind/L (derecha).

Tabla 2. Índices de diversidad de la comunidad zooplanctónica del lago Dalcár.

	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

Densidad zooplanctónica

La mayor densidad total se registró en la primavera, cuando alcanzó 298,6 ind/L y fue aportada principalmente por los copépodos con 226,7 ind/L. Si bien la densidad de adultos y copepoditos fue baja, la de sus estadios naupliares fue muy elevada (219,4 ind/L). En otoño también se encontró alta densidad (180 ind/L) aunque en este caso, el mayor aporte fue de los rotíferos (90,6 ind/L). En todas las ocasiones de muestreo, los cladóceros aportaron poco a la densidad (Figura 9).

La densidad de los cladóceros fue máxima en otoño y mínima en verano (23,8 y 0,3 ind/L respectivamente) (Figura 9). Entre ellos, *Moina micrura* fue la especie que mayor densidad media alcanzó ($4,3 \pm 6,9$ ind/L), seguida por *Diaphanosoma birgei* ($1,8 \pm 2,5$ ind/L). Las seis especies restantes mostraron densidades medias muy reducidas.

Los copépodos, alcanzaron su densidad máxima en primavera y mínima en invierno (226,7 y 29,7 ind/L respectivamente) (Figura 9). El calanoideo *Notodiaptomus deitersi* fue la especie que alcanzó la mayor densidad media ($8,1 \pm 9,2$ ind/L), seguido por el ciclopoideo *Microcyclops anceps* ($1,6 \pm 1,3$ ind/L). En este grupo, siempre la mayor densidad fue aportada por las larvas nauplio.

A pesar de que los rotíferos fueron los organismos que mayor riqueza específica aportaron, su contribución a la densidad no fue muy elevada. Alcanzaron su abundancia máxima en otoño (90,5 ind/L) y mínima en invierno (4,1 ind/L) (Figura 9). *Keratella tropica* fue la especie que registró la mayor densidad media ($21,9 \pm 26,1$ ind/L), seguida por *Brachionus havannaensis* con $17,1 \pm 21,1$ ind/L. Los picos de densidad alcanzados por estas especies se vieron reflejados en los índices de diversidad calculados, ya que como dominaron ampliamente en la comunidad, los índices de dominancia (D) fueron más elevados e inversamente, los de equidad (H y J) más bajos (Tabla 2).

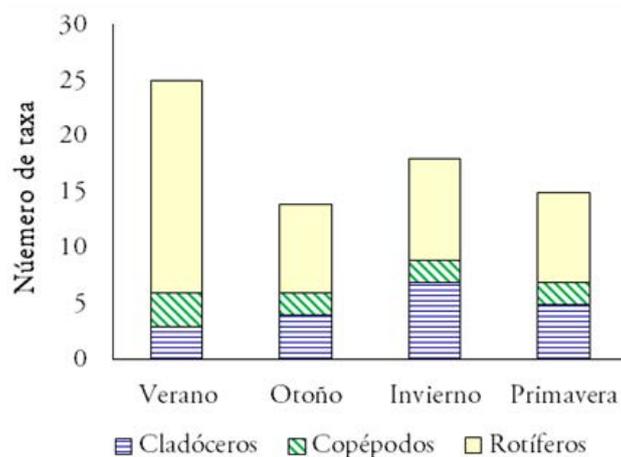


Figura 9. Densidad estacional de los tres grupos taxonómicos del zooplancton del lago Dalcar.

El análisis de agrupamiento de las muestras (Figura 10), mostró que las obtenidas en invierno fueron las más diferentes debido a que la densidad fue sumamente reducida y fue el único momento en que se registraron algunas especies como *L. lousii*, *N. acuminata* y *P. complanata*. Por otro lado, las muestras de primavera y de otoño fueron más similares ya que su densidad fue más elevada y su composición taxonómica relativamente parecida.

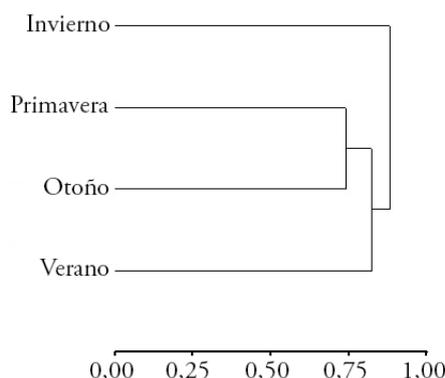


Figura 10. Agrupamiento de las muestras de zooplancton del lago Dalcar.

Discusión

La riqueza específica zooplanctónica total del lago Dalcar (cerca a los 40 *taxa*) fue elevada, lo que es una situación común en ambientes acuáticos de salinidad reducida y una cierta heterogeneidad ambiental (Kobayashi, 1997; Hobæk *et al.*, 2002).

El predominio de la riqueza de los rotíferos es un rasgo típico de lagos de elevado nivel trófico como es Dalcar. Sin bien era esperable encontrar mayor número de especies de copépodos ciclopoideos, también típicos de aguas eutróficas, en Dalcar se registró una única especie.

La riqueza zooplanctónica total de Dalcar fue mayor que la registrada en otros lagos urbanos de Argentina, ya que en la laguna Don Tomás (Santa Rosa, La Pampa) se registraron cerca de 20 *taxa* (Echaniz & Vignatti, 2001, Echaniz *et al.*, 2012, 2014) y en la laguna La Arocena (General Pico, La Pampa) 24 *taxa* (Vignatti *et al.*, 2009, Echaniz & Vignatti, 2017). Ambos cuerpos de agua pampeanos presentan características ambientales muy similares al lago urbano Dalcar, tales como salinidad baja, pH alcalino, extensión relativamente reducida, escasa transparencia y presencia de fauna íctica, especialmente dominada por pejerreyes.

En todos los casos mencionados, al igual que en el lago Dalcar, la mayor riqueza específica fue aportada por los rotíferos, entre los que predominaron especies de los géneros *Lecane* y *Brachionus*. Esta situación es similar en otro ambiente con influencia urbana: la laguna de Chascomús (Diovisalvi *et al.*, 2010) o el lago eutrófico del parque General Belgrano, ubicado en el sur de la ciudad de Santa Fe donde se registraron 36 especies, la mayor parte de las cuales fueron rotíferos, entre los que predominó *K. tropica* (José de Paggi & Paggi, 1976).

El número de cladóceros hallado en Dalcar fue elevado si se compara con los 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 habría permitido que, además de haberse encontrado especies típicamente de aguas abiertas (*D. birgei*, *M. micrura* y *B. longirostris*), se registraron quidóridos y macrotrícidos, cladóceros predominantemente asociados a la vegetación (hábitos perifíticos), por lo que son consideradas especies planctónicas ocasionales (ticoplanctontes).

Algunas especies de cladóceros, sobre todo las de tamaño mayor, como las que pertenecen al género *Daphnia*, son especialmente importantes en los ecosistemas acuáticos. Son organismos herbívoros que se alimentan filtrando continuamente las algas del fitoplancton. Esto hace que cuando hay muchos individuos de estas especies, el agua se vea más transparente y limpia. Sin embargo, el concepto ecológico de “cascada trófica” indica que si en un ecosistema hay una población de un organismo predador, su presencia tendrá influencia sobre la población de las presas. En los ecosistemas acuáticos la presencia de peces que se alimentan de zooplancton (tal como los pejerreyes), produce la disminución o desaparición de las especies zooplanctónicas más grandes, en especial *Daphnia*. Esto lleva a que el pastoreo sobre el fitoplancton disminuya por lo que la cantidad de algas aumenta y la transparencia disminuye, haciendo que el agua se vea turbia y verde (Scheffer, 1998).

Tanto en los lagos urbanos pampeanos como en Dalcar habitan diferentes peces entre los que se encuentran especies zooplanctívoras como el pejerrey, a pesar de lo cual se registraron ocasionalmente especies del género *Daphnia*. Estos cladóceros suelen ser las presas preferidas de estos peces, ya que como son relativamente grandes, son más nutritivas que otras más pequeñas (Quirós *et al.*, 2002, Boveri & Quirós, 2007). La presencia en Dalcar de *D. ambigua* en agosto y noviembre pareció no tener gran influencia sobre la transparencia del agua. A pesar de que esta es una especie grande y por lo tanto, con elevada tasa de pastoreo sobre el fitoplancton, sus densidades fueron sumamente reducidas, lo que impediría que su presencia en el lago tenga efecto en la cantidad de algas fitoplanctónicas y en la transparencia del agua.

La elevada riqueza del zooplancton que presenta Dalcar podría deberse, en parte, a la reducida salinidad del agua y en parte, a la abundante densidad de macrófitas, que sirven de refugio contra la predación, sobre todo a los cladóceros (Scheffer, 1998; Burks *et al.*, 2001; Cerbin *et al.*, 2007). La presencia de crustáceos relativamente grandes como *D. birgei*, *D. ambigua* y *N. deitersi*, indicaría una aceptable calidad de agua, ya que son conocidos los efectos negativos de la polución sobre esta comunidad (Keller & Yan, 1991; Sousa *et al.*, 2008; Brito *et al.*, 2011).

Como el nivel trófico de Dalcar es alto, el zooplancton está dominado por organismos de pequeño tamaño. Por otro lado, la predación ejercida por los peces impide que prosperen especies de talla grande y de elevada eficiencia de filtración de fitoplancton por pastoreo, por lo tanto, no es esperable que la influencia del zooplancton modifique algunas características del agua, salvo grandes cambios en el futuro de esta comunidad.

La gran variación de la riqueza y de la estructura del zooplancton que presenta el lago Dalcar durante el ciclo anual estudiado, refleja la necesidad de realizar nuevos muestreos posteriores al

nuevo ingreso de agua 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.

Referencias

- Almanza-Marroquin, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J. y Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 44(2): 313-326.
- Boveri, M. & Quirós, R. (2007). Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. *Hydrobiologia*, 584: 215-222.
- Brito, S., Maia-Barbosa, P. & Motta Pinto-Coelho, R. (2011). Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 16: 253–264.
- Burks, R., Jeppesen, E. & Lodge, E. (2001). Littoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography*, 46(2), 2001, 230–237.
- Cerbin, S., van Donk, E. & Gulati, R. (2007). The influence of *Myriophyllum verticillatum* and artificial plants on some life history parameters of *Daphnia magna*. *Aquatic Ecology*, 41: 263–271.
- Cole, G. (1988). *Manual de limnología*. Ed. Hemisferio Sur, Bs. As.
- Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D., Fermani, P., Llamas, M., Torremorell, A., Lagomarsino, L., Pérez, G., Escaray, R., Bustingorry, J., Ferraro, M. y Zagarese, H. (2010). Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología Austral*, 20:115-127.
- Echaniz, S. y Vignatti A. (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. & Vignatti, A. (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., Vignatti, A. y Bunino, C. (2008). El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*, 8(4): 63-71.
- Echaniz, S.; Vignatti, A.; Pilati, A. y Kissner, S. (2012.) Cambios en la diversidad y variación interanual de la abundancia del zooplancton de un lago somero urbano de La Pampa. *Biología Acuática*, 27: 97-112.
- Echaniz, S., Cabrera, G. y Vignatti, A. (2014). El zooplancton de tres lagos con influencia urbana de La Pampa (Argentina). Relación con la transparencia del agua. *Libro del 4° Congreso Pampeano del Agua*, 55-65.
- Feinsinger, P. (2004). *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra.
- González de Infante, A. (1988). *El plancton de las aguas continentales*. Monografía N° 33, Serie de Biología. Ed. Secretaría General de la Organización de Estados Americanos (OEA).

- Hobæk, A., Manca, M. & Andersen, T. (2002). Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica*, 23: 155-163.
- José de Paggi, S. y Paggi, J. C. (1976). Distribución espacial y temporal del zooplancton de un cuerpo de agua eutrófico, el lago del Parque General Belgrano, Santa fe. *Physis*, (B) 35: 171-183.
- Kalff, J. (2002). *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall, New Jersey.
- Keller, B. & Yan, N. (1991). Recovery of crustacean zooplankton species richness in Sudbury area lakes following water quality improvements. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 48: 1635–1644.
- Kobayashi, T. (1997). Associations between environmental variables and zooplankton body masses in a regulated Australian river. *Marine and Freshwater Research*, 48: 523-529.
- Lodi, S., Cardoso Galli Vieira, L., Machado Velho, L., Costa Bonecker, C., de Carvalho, P. & Bini, L. (2011). Zooplankton Community Metrics as Indicators of Eutrophication in Urban Lakes. *Natureza & Conservação*, 9(1): 87-92.
- Mancini, M., Crichigno, S. M., Ortiz, J. y Haro, G. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso del lago Villa Dálcar (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 175-189.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona.
- 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., Luque, M., Lombardo, D. y Martínez de Fabricius, A. (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.
- Pérez, C. (2004). *Técnicas de análisis multivariante de datos*. Pearson Educación S.A., Madrid.
- Pollo, F., Salas, N., Mancini, M. y Martino, A. (2012). Estudio comparativo de la frecuencia de micronúcleos y anomalías nucleares en eritrocitos de tres especies ícticas. *Acta Toxicológica Argentina*, 20 (2): 62-67.
- Quirós, R., Rennella, A., Boveri, M., Rosso, J. & Sosnovsky, A. (2002). Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral*, 12: 175-185.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London.
- Schueler, T. & Simpson, J. (2001). Why urban lakes are different. In: *Urban lake management*, 747-750.
- Sousa, W., Attayde, J., Da Silva Rocha, E. & Eskinazi-Sant'Anna, E. (2008). The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, 30 (6): 699–708.
- Taborda, V. J., Crettaz-Minaglia, M. C., Apartin, C., Andrinolo D. y Ronco, A. (2017). Estudio de la diversidad del ensamble de macroinvertebrados en la laguna Los Patos (partido de Ensenada, provincia de Buenos Aires). *Libro de trabajos completos del III Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental*. 1^{era} ed. Ciudad Autónoma de Bs. As. Libro digital.
- Vignatti, A., Echaniz, S., Ramos, D., Pilati, A. y Bazán, G. (2009). Producción primaria fitoplanctónica de un lago somero turbio orgánico en relación con el zooplancton (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*, 26: 217-227.

CAPITULO VIII

Diversidad de macroinvertebrados acuáticos del lago Dalcar

Romina E. Principe, Javier A. Márquez

Biodiversidad Animal I, Departamento de Ciencias Naturales,
Universidad Nacional de Río Cuarto – CONICET.

Introducción

Los sistemas acuáticos son recursos naturales de vital importancia ya que ofrecen numerosos servicios a la sociedad. Constituyen una fuente primordial de agua para consumo, energía y otros recursos naturales haciendo posible el desarrollo agrícola, industrial y urbano moderno. Estos sistemas albergan una gran biodiversidad ya que proveen hábitats únicos en los que conviven numerosas especies animales y vegetales. Actualmente la degradación y la falta de protección de estos ecosistemas afecta a la biodiversidad en general registrándose un 65% de los hábitats asociados a estos sistemas en estado moderado o altamente amenazado (Vörösmarty *et al.*, 2010). En particular, los ambientes acuáticos de los centros urbanos sufren un incremento en la descarga de sedimentos, alteraciones del régimen hidrológico y pérdida de la calidad del agua causada por la descarga de efluentes domésticos e industriales (Booth & Jackson, 1997). En este sentido, resulta relevante el estudio y monitoreo de estos sistemas para poder integrarlos a un planeamiento urbano apropiado.

Las ciudades no son agregaciones compactas isodiamétricas sino que se interdigitan con ambientes naturales o seminaturales, tales como reservas urbanas o espacios y corredores verdes (Makse *et al.*, 1995). Estos espacios verdes pueden reducir el impacto de la urbanización ya que preservan hábitats o crean nuevos y retienen corredores dentro de la matriz urbana (Smith *et al.*, 2006). Los sistemas acuáticos urbanos pueden sustentar una elevada biodiversidad, servicios ambientales y contribuir a la estética del paisaje (Vermonden, 2010). La presencia de estos espacios verdes en las ciudades no sólo desempeña un papel en la mejora del bienestar individual y comunitario (Lee & Maheswaran, 2011), sino que además es una importante oportunidad para educar al público sobre los sistemas naturales y la biodiversidad en general (Hassall, 2014). En consecuencia, dada la importancia de los ambientes acuáticos en los centros urbanos, las acciones de gestión y planeamiento deben involucrar el desarrollo de estrategias adecuadas de monitoreo, conservación y restauración del recurso acuático, lo cual involucra como punto de partida, la evaluación de la biodiversidad en estos ambientes.

Una de las comunidades más empleadas para el monitoreo de ambientes acuáticos es la de macroinvertebrados, constituida por los invertebrados acuáticos que a lo largo de su ciclo de vida alcanzan un tamaño superior a 0,2 mm (principalmente insectos acuáticos). Esta comunidad se compone de organismos de diversos phyla, los cuales incluyen artrópodos (insectos, ácaros, camarones, anfípodos, cangrejos, etc.), moluscos, anélidos, nemátodos y platelmintos. Todos estos organismos viven asociados al sustrato del fondo como así también a otras superficies estables tales como ramas de árboles, raíces y vegetación sumergida y emergente. El uso de esta comunidad para la evaluación del estado de los ecosistemas acuáticos se debe a varias características particulares: su elevada diversidad taxonómica, lo que le permite presentar un amplio espectro de respuestas frente a las perturbaciones del ecosistema; su naturaleza sedentaria y los largos ciclos de vida de algunos grupos, que permiten el seguimiento espacial y temporal de las alteraciones (Rosemberg & Resh, 1993).

Los invertebrados desempeñan un rol central en los ambientes acuáticos y mantienen la funcionalidad del ecosistema ya que intervienen en el flujo de energía de las cadenas tróficas y en el reciclado de nutrientes (Allan & Castillo, 2007). La amplitud de formas y mecanismos de alimentación que presentan estos organismos posibilita la incorporación de gran parte del material orgánico del medio acuático a la cadena trófica, transfiriéndolo desde los recursos basales hacia los consumidores superiores (Dodson, 2005). Por lo tanto, la importancia biológica de los macroinvertebrados en el ecosistema no sólo se basa en su utilidad como bioindicadores de calidad, sino también en su capacidad de transformar diversas fuentes de energía disponibles en el medio en tejido animal. De este modo la alteración de la comunidad de macroinvertebrados afecta no sólo al resto de los organismos de la cadena alimentaria sino al ecosistema en general. Por esta razón, deben ser considerados como un componente esencial en cualquier estrategia de manejo que pretenda implementarse en los sistemas acuáticos.

En la ciudad de Río Cuarto (Córdoba, Argentina) se localiza el lago Dalcar, el cual se encuentra dentro de un plan de gestión para su restauración y puesta en valor para fines recreacionales. Como punto de partida para las acciones que se proponen y dada la importancia del lago como elemento clave para la gestión del paisaje urbano, surge la necesidad de realizar un relevamiento de las comunidades biológicas presentes en el cuerpo de agua. En este contexto, el objetivo que se plantea es realizar un relevamiento de base de la diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos en el lago Dalcar.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio comprendió el lago Dalcar (33° 6' 23" S, 64° 22' 37" O) un lago artificial de 6,5 hectáreas de superficie creado al oeste de la ciudad de Río Cuarto. Originalmente el lago era alimentado por el arroyo El Bañado, un pequeño tributario que proveía agua del río Chocancharava y de vertientes de la zona de Tres Acequias. Sin embargo, este arroyo se ha secado y además la construcción de obras viales impedirían el ingreso de agua en la actualidad.

El área de estudio se sitúa en la provincia biogeográfica pampeana (Arana *et al.*, 2017). Las precipitaciones son abundantes entre octubre y marzo con alto porcentaje de tormentas eléctricas y con ocurrencia de granizo (Cabido *et al.*, 2003). El régimen térmico presenta registros extremos absolutos de 44°C y de -7°C en enero y julio, respectivamente. La distribución de las especies vegetales, y el predominio de especies exóticas como *Morus nigra* L. (Mora) denotan la urbanización del sector en el que se encuentra inmerso el lago.

Metodología de campo y laboratorio

Se recolectaron muestras de macroinvertebrados acuáticos en agosto (invierno) y noviembre (primavera) de 2017. Las muestras se colectaron en tres sitios diferentes sobre el lago utilizando una red marco D con una abertura de malla de 300 µ (Figura 1). El muestreo se estandarizó a un esfuerzo de muestreo de 5 minutos en cada sitio, totalizando 15 minutos de muestreo en cada ocasión. El material recolectado fue colocado en frascos rotulados con formol al 4% y luego fue preservado en etanol 70%. Las muestras de macroinvertebrados acuáticos se procesaron en el laboratorio mediante el uso del microscopio estereoscópico para la identificación y recuento de los invertebrados. La identificación de los mismos se realizó mediante la utilización de claves especializadas (Lopretto y Tell, 1995; Domínguez y Fernández, 2009) y la abundancia se estimó como número de individuos por esfuerzo de muestreo. Los ejemplares identificados se incorporaron a la colección del Laboratorio de Zoología de Invertebrados de la UNRC.



Figura 1. Toma de muestras de macroinvertebrados acuáticos con red marco D en el lago Dalcar.

Adicionalmente, entre diciembre de 2017 y marzo de 2018 se realizaron relevamientos cualitativos de libélulas adultas (Odonata, Insecta). Estos relevamientos deben realizarse durante el verano debido a que es el periodo en que estos insectos presentan mayor actividad, ya que requieren más de 20 °C para estar activos. Este procedimiento complementa los datos obtenidos respecto de estos insectos en las muestras de invertebrados acuáticos, ya que no se dispone de claves para la identificación de especies de los estados inmaduros de libélulas, los cuales se desarrollan bajo el agua. Para registrar las especies de libélulas se recorrieron transectas de observación en los diferentes sitios y se identificaron en el campo las diferentes especies. Los ejemplares que no pudieron ser identificados *in situ* fueron capturados con una red entomológica (Figura 2) y conservados en acetona para su posterior identificación en el laboratorio. Para ello, se utilizó microscopio estereoscópico, guías y claves especializadas (von Ellenrieder & Garrison, 2007a; von Ellenrieder y Garrison, 2007b; Domínguez y Fernández, 2009; Muzón *et al.*, 2014). Los especímenes se incorporaron a la colección entomológica del Laboratorio de Zoología de Invertebrados de la UNRC.



Figura 2. Relevamiento de libélulas mediante identificación *in situ* y colecta de ejemplares adultos con red entomológica en el lago Dalcar.

Resultados

Se recolectaron un total de 37 taxones de macroinvertebrados acuáticos (Tabla 1). El 78% de los mismos fueron artrópodos, un 8% correspondió a moluscos, un 8% a anélidos y un 6% a nematodos, cnidarios y nemertinos. El número de taxones y la abundancia total de invertebrados fue mayor en invierno (Figura 3). En esta época del año predominaron los oligoquetos de agua dulce (Figura 4), registrándose hasta 12.000 individuos pertenecientes a la subfamilia Naidinae. En primavera, en cambio, se registró una disminución marcada en la abundancia de oligoquetos y predominaron los artrópodos (Figura 4).

Dentro del grupo de los hexápodos predominaron marcadamente los dípteros en ambas épocas del año, en particular los pertenecientes a la familia Chironomidae (Figura 5). Coleoptera presentó el mayor número de taxones (Tabla 1), seguido por Diptera; mientras que Ephemeroptera fue el único orden de hexápodos que presentó un solo taxón (*Caenis* spp.). Los coleópteros fueron más abundantes en invierno (Figura 6) mientras que la abundancia de odonatos, heterópteros y dípteros se incrementó en la primavera. La abundancia de las efímeras fue similar entre las épocas del año (Figura 6).

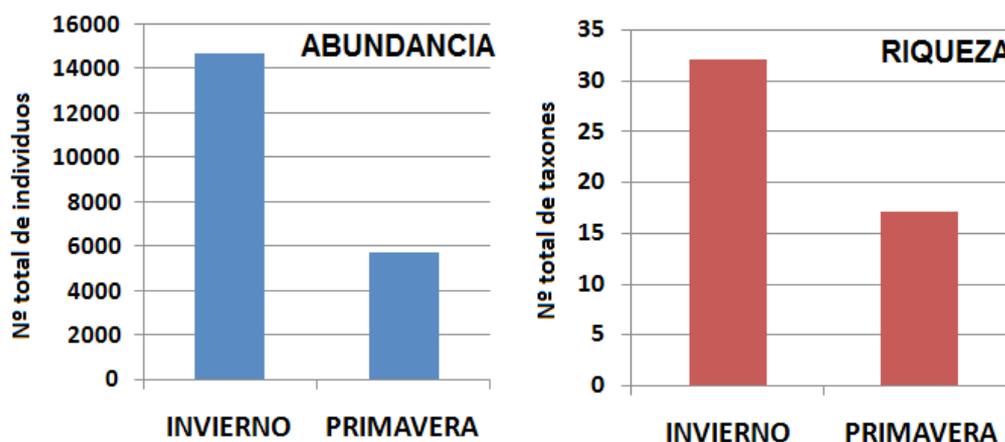


Figura 3. Abundancia total de macroinvertebrados acuáticos y riqueza de taxones en el lago Dalcar en invierno y primavera de 2017.

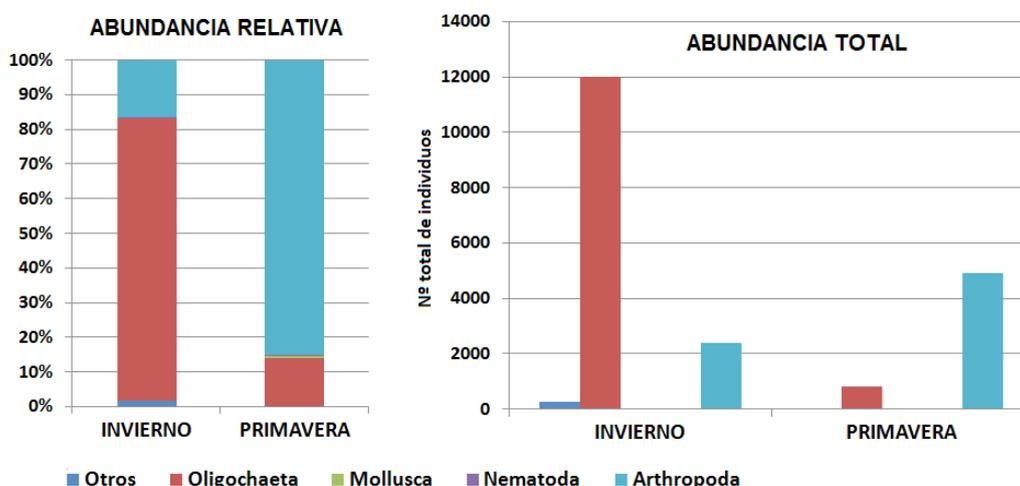


Figura 4. Abundancia total y relativa de los principales grupos taxonómicos de macroinvertebrados acuáticos registrados en el lago Dalcar en invierno y primavera de 2017.

Tabla 1. Lista de taxones de macroinvertebrados acuáticos del lago Dalcar colectados en invierno (INV) y primavera (PRI) de 2017. Se muestra la abundancia total de los taxones por esfuerzo de muestreo (15 minutos) en cada época del año.

Taxones	INV	PRI	Taxones	INV	PRI
CNIDARIA			ODONATA		
<i>Hydra</i> spp.	240	0	Coenagrionidae	7	30
NEMERTEA	20	0	HETEROPTERA		
ANNELIDA			Notonectidae	0	8
Naidinae	11971	750	<i>Sigara</i> spp.	10	211
Tubificinae	10	0	<i>Trichocorixa</i> spp.	5	0
Hirudinea	1	64	<i>Hydrometra</i> spp.	2	0
MOLLUSCA			COLEOPTERA		
Limnaeidae	10	0	<i>Suphisellus</i> spp.	4	0
<i>Pomacea</i> sp.	5	24	<i>Liodessus</i> spp.	43	0
Physidae	34	20	<i>Laccophilus</i> spp.	1	0
NEMATODA	11	4	Larvas de Bidesini	0	27
ARTHROPODA			<i>Rhantus</i> spp.	8	0
CHELICERIFORMES			<i>Berosus</i> spp.	1	0
Acari	1	0	<i>Paracymus</i> spp.	1	0
CRUSTACEA			<i>Enochrus</i> spp.	43	0
<i>Palaemonetes argentinus</i> Nobili, 1901	5	0	<i>Tropisternus lateralis limbatus</i> (Brullé, 1837)	1	0
HEXAPODA			Curculionidae	3	0
COLLEMBOLA			DIPTERA		
Poduridae	11	0	Tipulidae	1	0
Entomobridae	10	0	Ceratopogonidae	21	68
Sminturidae	10	7	Chironomidae	2001	4344
INSECTA			Dolichopodidae	10	20
EPHEMEROPTERA			Syrphidae	1	47
<i>Caenis</i> spp.	84	80	Ephydriidae	135	41
ODONATA					
Libellulidae	1	0			
Aeshnidae	0	20			

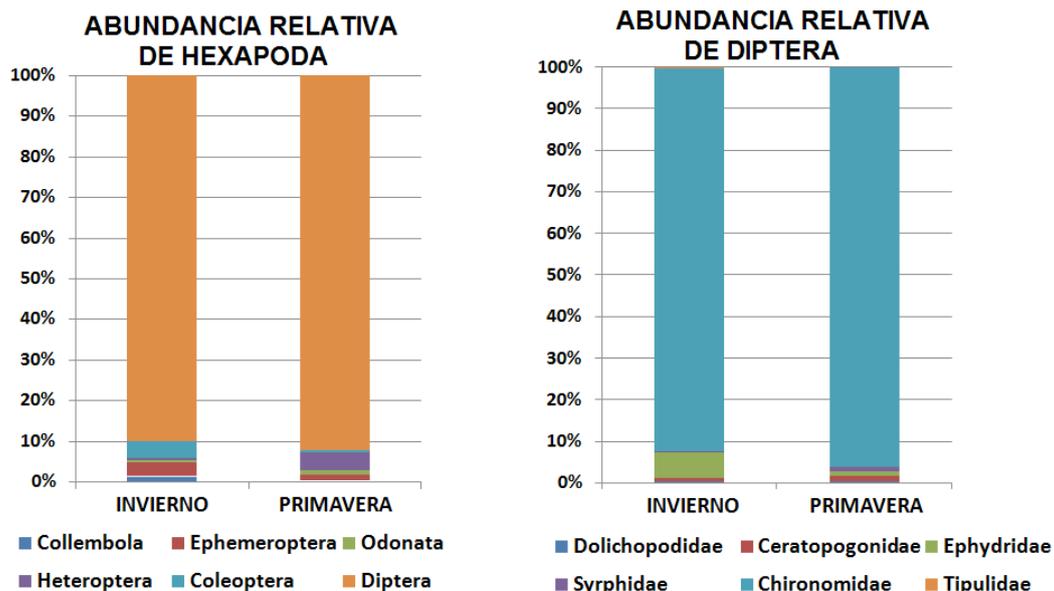


Figura 5. Abundancia relativa de los órdenes de Hexapoda y de las familias de Diptera registrados en el lago Dalcar en invierno y primavera de 2017.

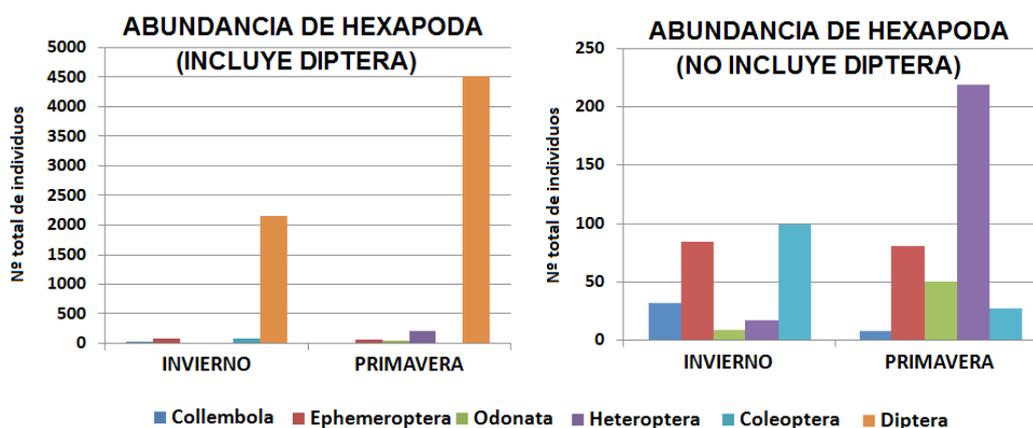


Figura 6. Abundancia total de los órdenes de Hexapoda registrados en el lago Dalcar en invierno y primavera de 2017.

En el relevamiento cualitativo de libélulas adultas se registraron 11 especies (Tabla 2), siete de las cuales pertenecieron a la familia Libellulidae. Se registró una especie de Lestidae, 2 de Coenagrionidae y 1 de Ashnidae. La Figura 7 muestra fotografías de algunas de las especies registradas.



Lestes spatula



Acanthagrion lancea



Ischnura fluviatilis



Erythemis plebeja



Erythrodiplax atroterminata



Erythrodiplax corallina



Erythrodiplax nigricans



Orthemis nodiplaga



Perithemis mooma

Figura 7. Especies de libélulas registradas en el lago Dalcázar durante el verano 2017-2018.

Tabla 2. Lista de especies de Odonata registradas en el relevamiento cualitativo de adultos en el lago Dalcar durante el verano de 2017-2018.

ODONATA
LESTIDAE
<i>Lestes spatula</i> Fraser, 1946
COENAGRIONIDAE
<i>Acanthagrion lancea</i> Selys, 1876
<i>Ischnura fluviatilis</i> Selys, 1876
AESHNIDAE
<i>Rhionaeschna bonariensis</i> (Rambur, 1842)
LIBELLULIDAE
<i>Erythemis plebeja</i> (Burmeister, 1839)
<i>Erythrodiplax atroterminata</i> Ris, 1911
<i>Erythrodiplax corallina</i> (Brauer, 1865)
<i>Erythrodiplax nigricans</i> (Rambur, 1842)
<i>Micrathyria longifasciata</i> Calvert, 1909
<i>Orthemis nodiplaga</i> Karsch, 1891
<i>Perithemis mooma</i> Kirby, 1889

Consideraciones finales

El número total de taxones de macroinvertebrados acuáticos registrado en este estudio fue similar al reportado para una charca temporaria ubicada en el campus de la UNRC (Abraham, 2015). Sin embargo, no existen antecedentes en la región sobre la composición de la comunidad de macroinvertebrados en lagunas con menor grado de antropización con la cuales comparar el acervo de especies que sustenta el lago Dalcar. Futuros estudios programados para el relevamiento de base de los cuerpos de agua de la recientemente creada Reserva Provincial de Usos Múltiples del Corredor Chocancarava, próxima a la ciudad de Río Cuarto pero con menor grado de uso urbano, permitirán obtener la información necesaria para evaluar la importancia del lago Dalcar como reservorio de biodiversidad. Igualmente, la presencia de 37 taxones de macroinvertebrados acuáticos demuestra que el lago presenta características propicias para el mantenimiento de una fauna diversa.

El número de taxones y la abundancia de invertebrados fue mayor en invierno, lo que coincide con lo reportado en otros estudios realizados en ambientes similares (Fontanarrosa *et al.*, 2009; Abraham, 2015). Este incremento de la riqueza y la densidad de organismos durante el invierno puede atribuirse a una menor cantidad de lluvias durante este periodo, lo que puede influir sobre el volumen de agua del lago, y provoca consecuentemente una concentración de individuos en el cuerpo de agua. Asimismo, se observaron diferencias en la composición de la comunidad y en la abundancia de los taxones entre las épocas del año consideradas: los oligoquetos predominaron en invierno, mientras que los dípteros de la familia Chironomidae dominaron en primavera. Además, los coleópteros fueron más abundantes en invierno mientras que la abundancia de odonatos, heterópteros y dípteros se incrementó en la primavera. Estos resultados demuestran un cambio temporal en la comunidad, el cual puede estar relacionado con las diferentes estrategias de historia de vida de los organismos (Wiggins *et al.*, 1980), como así también con los cambios en la comunidad relacionados a la estructura trófica (Boix *et al.*, 2004). De esta forma, los facto-

res ambientales, la historia de vida y la interacción de especies cumplirían un papel importante en la determinación de la estructura de la comunidad de invertebrados del lago Dalcázar.

Los dípteros de la familia Chironomidae, los cuales predominaron en primavera, se caracterizan por poseer una alta fecundidad, ciclos de vida cortos y capacidad para resistir las condiciones adversas como larvas o huevos (Wiggins *et al.*, 1980; Bazzanti *et al.*, 1997; Fischer *et al.*, 2000), lo que les permite formar grandes poblaciones al retornar las condiciones favorables de temperatura al inicio de la primavera. Por otro lado, durante el invierno, más del 80% de la abundancia total de macroinvertebrados correspondió a los oligoquetos de agua dulce de la subfamilia Naidinae. Este resultado puede estar asociado a la gran cantidad de algas registradas en el lago en este periodo (ver Capítulo VI), ya que muchas especies de Naidinae se alimentan de algas clorofíceas y diatomeas (Marchese, 2009).

Los oligoquetos son los organismos bentónicos más abundantes en los ecosistemas lénticos epicontinentales (Lafont *et al.*, 2007, 2012; Tixier *et al.*, 2011) y son de gran importancia en el funcionamiento de estos sistemas, ya que juegan un papel fundamental en la mineralización de la materia orgánica proporcionando nutrientes a los productores primarios e interviniendo así en la transferencia de materia y energía a través de la cadena alimentaria (Tixier *et al.*, 2011). Estos oligoquetos, a nivel de especie, pueden ser utilizados como indicadores de contaminación orgánica (Lafont *et al.*, 2007, 2012; Tixier *et al.*, 2011), distinguiéndose taxones tolerantes y otros más sensibles. De esta forma, futuros estudios que profundicen la taxonomía y ecología de oligoquetos acuáticos del lago Dalcázar y ambientes acuáticos aledaños permitirán asignar el grado de tolerancia de las distintas especies a las perturbaciones y desarrollar índices bióticos para la evaluación de calidad de los cuerpos de agua.

En el relevamiento cualitativo de libélulas adultas se registraron 11 especies. Estos insectos son considerados, a nivel de especie, indicadores de la calidad ecológica de los ecotonos tierra-agua (Clark & Samways, 1996; D'Amico *et al.*, 2004). Los odonatos, vulgarmente conocidos como libélulas y caballitos del diablo, son insectos hemimetábolos que viven en ambientes acuáticos durante su fase larval pero habitan ambientes terrestres como adultos voladores. Son considerados excelentes organismos modelo para la caracterización ambiental y el monitoreo debido a su apariencia atractiva, su sensibilidad a diferentes factores de estrés, su ciclo de vida complejo con larva acuática y adulto terrestre y por la posibilidad de identificar las especies en el campo (Clark & Samways, 1996; Oertli, 2008). Las larvas de estos insectos son sensibles a la calidad y la morfología del hábitat acuático, mientras que en su estado adulto, la selección de hábitat es realizada en función de la estructura de la vegetación terrestre, por lo que responden marcadamente a la modificación de los ambientes en los márgenes de los cuerpos de agua (Simaika & Samways, 2010). De esta manera, los odonatos pueden utilizarse para estimar la calidad ecológica de ambientes acuáticos y terrestres al mismo tiempo. Sin embargo, el conocimiento de la fauna de Odonata de la provincia de Córdoba es parcial (von Ellenreider & Muzón, 2008) y en la zona de la ciudad de Río Cuarto es prácticamente inexistente, ya que la mayoría de los registros son para la zona norte de la provincia (von Ellenreider, 2010; Zapata & Pereira, 2016). Actualmente se desarrollan en nuestro laboratorio estudios ecológicos sobre estos insectos que permitirán cuantificar las distintas especies y asociar su abundancia a diferentes características del ambiente. Los resultados de estas investigaciones permitirán profundizar el conocimiento sobre las preferencias ecológicas de estos insectos, para así utilizarlos como indicadores de diferentes condiciones ambientales.

Debido a que está ampliamente reconocido que los sistemas lénticos de pequeño tamaño, como el lago Dalcázar, pueden ser importantes reservorios de diversidad biológica, son cada vez más necesarios los métodos estandarizados de bio-evaluación y monitoreo, para los profesionales de la gestión y conservación del medio natural. En los países europeos se ha desarrollado y aplicado un

índice para la evaluación de estos sistemas acuáticos, el índice IBEM (del francés *Indice de Biodiversité des Etangs et Mares*, Angelibert *et al.*, 2010; Indermuehle *et al.*, 2010), el cual tiene un uso potencial para la evaluación del estado ecológico del lago, previa adaptación regional. Este índice está basado en la determinación de la riqueza taxonómica de cinco grupos: vegetación acuática, caracoles acuáticos, coleópteros acuáticos, odonatos adultos y anfibios. Utiliza datos de presencia/ausencia en diferentes hábitats vegetados y requiere un nivel de identificación de género para todos los grupos, excepto los anfibios que deben identificarse a nivel de especie. De esta forma, los resultados obtenidos en relación a caracoles, coleópteros y odonatos, proporcionan valiosa información de base en relación a tres de los cinco grupos requeridos por el índice y necesarios para su ajuste y posterior aplicación en los sistemas lénticos de la región. Es importante mencionar que para realizar el ajuste del índice IBEM en la región se requiere continuar en el lago Daltar con el relevamiento de biodiversidad de los grupos taxonómicos involucrados y ampliar estos relevamientos a cuerpos de agua con diferente grado de deterioro. En este sentido se ratifica la importancia de la información que proporcionarán los relevamientos de base programados en la Reserva Provincial de Usos Múltiples del Corredor Chocancarava.

Los cuerpos de agua urbanos pueden albergar una porción considerable del acervo regional de especies, ya que pueden actuar como refugio y como elementos del paisaje que incrementan la conectividad con los sistemas acuáticos periurbanos (Hassal, 2014). Asimismo, aportan heterogeneidad dentro del paisaje urbano y ofrecen oportunidades recreacionales (Manuel, 2003). Además, pueden cumplir un importante papel en la provisión de servicios ecosistémicos tales como, mejoramiento de la calidad del agua, regulación de caudales de escorrentía y secuestro de carbono. Sin embargo, la provisión de estos servicios puede estar amenazada cuando los cuerpos de agua se encuentran degradados (Zedler & Kercher, 2005). En este sentido, la evaluación de la abundancia y diversidad de macroinvertebrados en el lago Daltar adquiere importancia para su utilización como indicadores de calidad ambiental y para la elaboración de adecuados programas de monitoreo y conservación del recurso acuático. Los resultados obtenidos mostraron que el lago presenta las características apropiadas para el mantenimiento de una diversa fauna de invertebrados acuáticos. Finalmente, la información de base generada en este estudio resulta de gran utilidad para el ajuste y posterior aplicación de índices de evaluación de la calidad del agua que permitan evidenciar el estado ecológico del lago Daltar en particular y también de otros cuerpos de agua en la ciudad de Río Cuarto.

Referencias

- Abraham, M. S. (2015). *Línea de base de invertebrados y valor de conservación de la charca temporaria "Las Brujas", en la ciudad de Río Cuarto, Córdoba*. Trabajo de Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. (2007). *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2nd edition. Dordrecht: Springer.
- Angélibert, S., Rosset, V., Indermuehle, N. & Oertli, B. (2010). The pond biodiversity index "IBEM": a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 1. Index development. *Limnetica*, 29: 93-104.
- Arana, M. D., Martínez, G. A., Oggero, A. J., Natale, E. S. & Morrone, J. J. (2017). Map and shapefile of the biogeographic provinces of Argentina. *Zootaxa*, 434: 420-422.
- Bazzanti, M., Seminara, M. & Baldoni, S. (1997). Chironomids (Diptera: Chironomidae) from three temporary ponds of different wet phase duration in central Italy. *Journal of Freshwater Ecology*, 12: 89-99.

- Boix, D., Sala, J., Quintana, X. D. & Moreno-Amich, R. (2004). Succession of animal community in a Mediterranean temporary pond. *Journal of North American Benthological Society*, 23: 29-49.
- Booth, D. B. & Jackson, C.R. (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of American Water Resource Association*, 33: 1077–1090.
- Cabido, D., Cabido, M., Garré, S. M., Gorgas, J. A., Miatello, R., Rambaldi, S., Ravelo, A. & Tassile, J. L. (2003). *Regiones Naturales de la Provincia de Córdoba*. Serie C. Publicaciones Técnicas. Agencia Córdoba. Dirección de Ambiente.
- Clark, T. E. & Samways, M. J. (1996). Dragonflies (Odonata) as indicators of biotope quality in the Kruger National Park, South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1001-1012.
- D'amico, F., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S., & Ormerod, S. J. (2004). Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. *Restoration Ecology*, 12: 439-446.
- Dodson, S. I. 2005. *Introducción to limnology*. New York: Mc Graw Hill.
- Domínguez, E. & Fernández, H. 2009. *Macroinvertebrados sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Fischer, S., Marinone, M. C., Fontanarrosa, M. S., Nieves, M. & Schweigmann, N. (2000), Urban rain pools: seasonal dynamics and entomofauna in a park of Buenos Aires. *Hydrobiologia*, 441:45–53.
- Fontanarrosa, M. S., Collantes, M. B. & Bachmann, A. O. (2009). Seasonal patterns of the insect community structure in urban rain pools of temperate Argentina. *Journal of Insect Science*, 9: 1–18.
- Hassall, C. (2014). The ecology of urban ponds. *WIREs Water*, 1: 187-206.
- Indermuehle, N., Angélibert, S., Rosset, V. & Oertli, B. (2010). The pond biodiversity index “IBEM”: a new tool for the rapid assessment of biodiversity in ponds from Switzerland. Part 2. Method description and examples of application. *Limnetica*, 29: 105-120.
- Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q., Marsalek, J., Tixier, G. & Breil, P. (2007). Bioassessment of wet-weather pollution on fine sediments in urban waters by benthic indices and the sediment quality triad. *Water Science Technology*, 56: 13–20.
- Lafont, M., Tixier, G., Marsalek, J., Jézéquel, C., Breil, P. & Schmitt, L. (2012). From research to operational biomonitoring of freshwaters: a suggested conceptual framework and practical solutions. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 12: 9-20.
- Lee, A. C. K. & Maheswaran, R. (2011). The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. *Journal of Public Health*, 33: 212-222.
- Lopretto, E. C. & Tell, G. (Dirs.) 1995. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Tomos II y III. La Plata: Ediciones Sur.
- Makse, H. A., Havlin, S. & Stanley, H. E. (1995). Modelling urban growth patterns. *Nature*, 377: 608.
- Manuel, P. (2003). Cultural perceptions of small urban wetlands: Cases from the Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Wetlands*, 23:921-940.

- Marchese, M. R. (2009). Annelida. Oligochaeta. En: Domínguez, E. & Fernández, H. (Eds.). *Macroinvertebrados sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo, 551-565.
- Muzón, J., Pessacq, P. & Lozano F. (2014). The Odonata (Insecta) of Patagonia: A synopsis of their current status with illustrated keys for their identification. *Zootaxa*, 4: 346-388.
- Oertli, B., 2008. The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. En: Córdoba-Aguilar, A. (Ed.). *Dragonflies: model organisms for ecological and evolutionary research*. Oxford: Oxford University Press, 79-95.
- Rosemberg, D. M. & Resh, V. H. (Eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall.
- Simaika, J. P. & Samways, M. J. (2010). Large-scale estimators of threatened freshwater catchment species relative to practical conservation management. *Biological Conservation*, 143: 311-320.
- Smith, R. M., Gaston, K. J., Warren, P. H. & Thompson, K. (2006). Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation*, 15: 2515-2545.
- Tixier, G., Lafont, M., Grapentine, L., Rochfort, Q. & Marsalek, J. (2011). Ecological risk assessment of urban stormwater ponds: Literature review and proposal of a new conceptual approach providing ecological quality goals and the associated bioassessment tools. *Ecological Indicators*, 11: 1497-1506.
- Vermonden, K. (2010). *Key factors for biodiversity of urban water systems*. PhD-thesis, Radboud University, Nijmegen.
- von Ellenrieder, N. (2010). Odonata biodiversity of the Argentine Chaco biome. *International Journal of Odonatology*, 13: 1-25.
- von Ellenrieder, N. & Garrison, R. W. (2007a). Dragonflies and Damselflies (Insecta: Odonata) of the Argentine Yungas: Species composition and identification. *Societá Zoológica 'La Torbiera'*, 7: 1-103.
- von Ellenrieder, N. & Garrison, R. W., (2007b). *Libélulas de las Yungas (Odonata) una guía de campo para las especies de Argentina*. Sofia-Moscow: Pensoft.
- von Ellenrieder, N. & Muzón, J. (2008). An updated checklist of the Odonata from Argentina. *Odonatologica*, 37: 55-68.
- Vörösmarty, C. J, McIntyre, P. B, Gessner, M. O, Dudgeon, D, Prusevich, A, Green, P, Glidden, S, Bunn, S. E, Sullivan, C. A, Reidy Liermann, C. & Davies, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467: 555-561.
- Wiggins, G. B., Mackay, R. J. & Smith, I. M. (1980). Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv Für Hydrobiologie*, 58: 97-206.
- Zapata, A. I. & Pereyra, M. C. (2016). Odonatos asociados al curso superior y medio del río Suquía, Córdoba, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 75: 135-138.
- Zedler, J. & Kercher, S. (2005). Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30:39-74.

CAPÍTULO IX

Riqueza, diversidad y macroparásitos de la fauna de peces del lago Dalcar

Miguel Mancini¹, Víctor Salinas¹, Juan Marzuoli¹, Carla J. Sardella², Lorenzo Regis¹

¹Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. Argentina.

²Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Brasil.

Introducción

Los peces constituyen un grupo importante de animales que habitan la mayor parte de los ambientes acuáticos del mundo. Son organismos vertebrados, ectotermos o poiquilotermos (de sangre fría), en su gran mayoría de respiración branquial y de una gran variedad de formas y colores.

El papel ecológico de los peces es relevante, son piezas fundamentales en la transferencia de materia y energía dentro de complejas cadenas alimenticias o tramas tróficas. Por ejemplo, sus interacciones con invertebrados y algas, determinan gran parte de la dinámica de nutrientes del ecosistema. De estas interacciones, muchas veces resultan distintos servicios que obtenemos de los ambientes acuáticos, llamados beneficios ecosistémicos (Teixeira de Mello *et al.*, 2011). Por ello, a nivel mundial, se manipulan sus poblaciones para tratar de mantener una buena calidad del agua, en especial en lagos poco profundos. En este sentido, la utilización de la carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*), como control de malezas acuáticas es una medida de utilización complementaria, aunque para su implementación se deben tomar una serie de recaudos previos a la siembra (Mancini *et al.*, 2009a). Por el contrario, otro pez de la misma familia, la carpa común (*Cyprinus carpio*), se considera una especie invasora y de efectos adversos sobre el ecosistema.

En otro orden, los peces son de interés para el hombre ya que proporcionan alimento a través del aporte de proteína y por el atractivo que ejercen algunas especies en la pesca deportiva. En esta última práctica, los pescadores practican la pesca como una forma de esparcimiento y los peces capturados solo los utilizan como “trofeo” o para consumo familiar (Hirt *et al.*, 2011).

También los peces se usan como indicadores de la calidad del agua donde habitan. En ambientes degradados solo algunas especies sobreviven y otras, en cambio, son muy abundantes. Así, observando la diversidad de la ictiofauna, es decir la combinación de la riqueza de especies y la abundancia relativa de las mismas que habitan en un ecosistema (Bravo-Núñez, 1991), podemos tener una idea del grado de impacto de ese ambiente en particular, sin descuidar en este sentido, la condición que poseen algunas especies para tolerar diferentes concentraciones de salinidad del agua, como es el caso del orillero (*Jenynsia multidentata*) y el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), especies pampeanas que pueden vivir en altas concentraciones de sales disueltas (Haro y Bistoni, 2007; Mancini *et al.*, 2016). En el mismo sentido, otros peces que también habitan en el centro de Argentina poseen adaptaciones para vivir en bajas concentraciones de oxígeno disuelto, como el limpiafondo (*Corydoras paleatus*) y la anguila (*Synbranchus marmoratus*) (Casciotta *et al.*, 2005; Menni, 2004; Almirón *et al.*, 2015).

Los lagos urbanos están sujetos a diversos factores ambientales y de manejo, como alteraciones en las características físico-químicas del agua, eutrofización, floraciones algales, condiciones anaeróbicas, restricciones del ingreso de agua y depósitos de sedimentos, que pueden constituir un serio riesgo para la ictiofauna (Britton *et al.*, 1977). Estos ambientes se encuentran entre los más problemáticos en cuanto al manejo de sus condiciones ambientales (Schueler y Simpson, 2001) y en muchos casos

actúan como reservorios de peces que el hombre introduce de manera intencional, lo cual puede tener ciertas consecuencias como la introducción de parásitos que terminan afectando otras especies de peces (Mosquera *et al.*, 2000; Mancini *et al.*, 2008a).

En particular, el lago Dalcar y su ictiofauna, han sido por mucho tiempo, foco de atención por el deterioro ambiental, la contaminación del paisaje, fenómenos de eutrofización, crecimiento de plantas acuáticas, bajos volúmenes de agua y mortandades de peces de diversa magnitud (Mancini *et al.*, 2012). El objetivo del presente trabajo fue determinar la composición de la ictiofauna del mencionado lago, compararla respecto a años anteriores y evaluar la presencia de macroparásitos.

Materiales y métodos

Captura y análisis de la ictiofauna

A los efectos de precisar con la mayor exactitud posible la riqueza y diversidad de la ictiofauna debido a las dificultades que presenta el fondo del lago Dalcar, la presencia de una pared en el contorno de gran parte de este ambiente y de vegetación acuática sumergida y emergente, la captura de peces se realizó mediante la utilización de diferentes artes y aparejos de pesca (Guerra Sierra y Sánchez Lizaso, 1998; Mancini, 2016) (Figura 1):

a) Artes de pesca activos y pasivos:

- Red de arrastre a la costa de 5 m de largo (malla de 2 mm).
- Red de arrastre a la costa de 10 m de largo y copo de 1,5 m (malla de 2 mm).
- Red conocida como trasmallo, de nylon multifilamento y 15 m de largo.
- Trampa de peces tipo garlito.
- Red de mano de malla de 2 mm dispuesta en un rectángulo metálico de 60 x 50 cm.
- Red de mano (copo) con mango de aluminio de 2 m.

b) Aparejos de pesca:

- Espinel de flote de nylon monofilamento de 1,2 mm con anzuelos con abertura de 10 a 16 mm.
- Líneas de pesca

Los sitios seleccionados para la captura de peces estuvieron distribuidos principalmente a lo largo de la costa del club El Malón. En la costa del sector sur y de la isla, sólo se pudo utilizar redes de mano. En total, se realizaron cinco muestreos en los meses de agosto, septiembre, octubre, noviembre y diciembre, siendo el más exhaustivo el efectuado entre los días 1 y 2 de noviembre de 2017. El 14 de diciembre de 2017, se realizó el último muestreo con red de arrastre en la costa del club El Malón. Estos resultados se complementaron con registros de capturas que correspondieron a líneas de mano utilizadas por pescadores recreativos que fueron consultados *in situ* a través del método *creel survey* (Bentley, 2017), desde diciembre 2015 a marzo 2018.

Menos del 25 % de los peces capturados fueron anestesiados con benzocaína para su posterior estudio y clasificación siguiendo descripciones y claves específicas (Ringuelet *et al.*, 1967; Rosso, 2006; Haro y Bistoni, 2007; Malabarba *et al.*, 2015); los restantes peces fueron devueltos al agua. Como la identificación de algunas especies del género *Gymnogeophagus* presenta dificultades para su interpretación y suelen confundirse (Reis y Malabarba, 1988), para su determinación se siguieron los criterios de Haro y Bistoni (2007).

A través de la riqueza específica y de la equitabilidad se calculó la diversidad alfa mediante el índice de Shannon-Wiener: $H = - \sum (p_i) (\log_2 p_i)$, donde p_i es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i . Se calcularon además los siguientes índices: índice de uniformidad (equidad de Pielou): $E = H / \log_2 S$, donde S es el número de las especies de la muestra e índice de Simpson: $S = 1 - \sum (p_i)^2$ (Moreno, 2001).



Figura 1. Diferentes artes de pesca utilizados. a) red de arrastre litoral; b) red de mano; c) trampa de peces; d) trasmallo.

Se observó además si los peces presentaban signos de enfermedad y se realizó un estudio de macroparásitos tendiente a evaluar la prevalencia: $P = A/Nt$, donde A es el número de hospedadores parasitarios y Nt es el número de hospedadores totales analizados, la abundancia media: $A =$ número promedio de parásitos por hospedador tanto positivo como negativo, y la intensidad media: $I =$ número promedio de parásitos por hospedador positivo (Bush *et al.*, 1997; Baustista-Hernández *et al.*, 2015), principalmente del ectoparásito *Lernaea* sp. y de nematodos en las siguientes especies: pejerrey (*O. bonariensis*), bagre (*Rhamdia quelen*), orillero (*J. multidentata*), madrecita (*Cnesterodon*

decemmaculatus), limpiafondo (*C. paleatus*) y chanchita (*Australoheros facetus*), debido a la elevada casuística e importancia sanitaria que revisten estos parásitos en otros ambientes de la región central de Argentina (Mancini *et. al*, 2006, 2008a; 2008b; 2014).

Resultados

Con todos los artes de pesca utilizados se capturaron peces pertenecientes a 14 especies. Por otra parte, mediante la observación de las capturas de los pescadores recreativos se confirmó la presencia de otras dos especies: tararira (*Hoplias malabaricus*) y carpa herbívora (*C. idella*), con las cuales la riqueza de la ictiofauna del lago Dalcárcos totaliza 16 especies, distribuidas en 7 órdenes y 11 familias (Tabla 1). La familia más numerosa en cantidad de especies fue Characidae (Tabla 1 y Figuras 2).

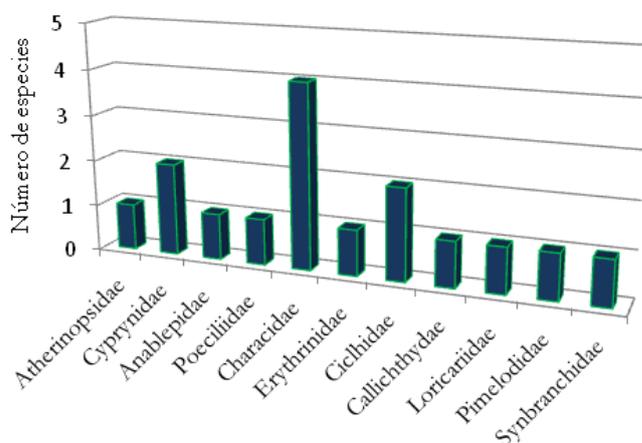


Figura 2. Número de especies de peces comprendidos en cada familia.

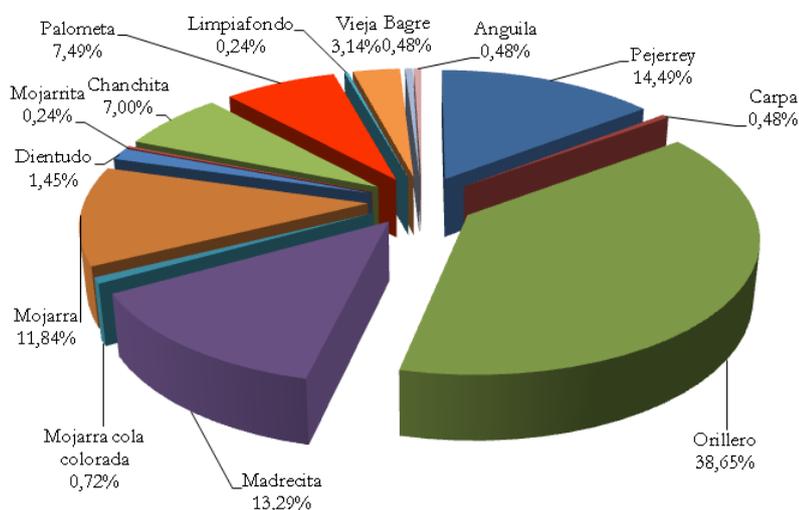


Figura 3. Numerosidad de las capturas (expresado en porcentaje) correspondiente a todos los artes de pesca utilizados el 01/11/2017.

Las capturas correspondientes a los muestreos de agosto, septiembre y octubre se detallan en la Tabla 2. En la totalidad de los muestreos, la red de arrastre fue el arte de pesca más efectivo tanto para la captura de ejemplares como del número de especies (Tabla 3).

En el muestreo efectuado en noviembre, los peces denominados comúnmente orilleros, tubitos o madrecitas del agua (*J. multidentata* y *C. decemmaculatus*), fueron muy numerosos al considerar todos los artes de pesca. El Orden Cyprynodontiformes (a las que pertenecen estos peces), representó más del 50 % del total de peces capturados (Figura 3).

En el muestreo del 14 de diciembre, efectuado sólo con red de arrastre, se capturaron 9 especies que están incluidas en la Tabla 1. Nuevamente *J. multidentata* y *C. decemmaculatus* fueron muy abundantes. Los resultados se pueden observar en la Figura 4.

Hay que resaltar la elevada captura de pejerrey, pez del cual se tenía conocimiento de su presencia, aunque no de las tallas y numerosidad observadas. Esta especie representó el 14,5 % de las capturas del mes de noviembre y fue la segunda en importancia; el ejemplar de mayor porte midió 302 mm de longitud total y registró un peso de 246 g. Se observó además una importante cantidad de pejerreyes de diferentes tallas (Figura 5). Por el contrario, el limpiafondo (*C. paleatus*) registró muy baja numerosidad; por otra parte y si bien no son componentes de la ictiofauna, hay que destacar la gran cantidad de camarones (*Palaemonetes argentinus*) que se capturaron con red de arrastre (Figura 6). Otras especies de peces presentes en el lago se pueden observar en la Figura 7.

Los valores de los índices de diversidad de Simpson y Shannon-Wiener fueron elevados, el índice de equidad de Pielou arrojó un valor de 0,71 y el número de especies efectivas fue de 4,7 (Tabla 4).

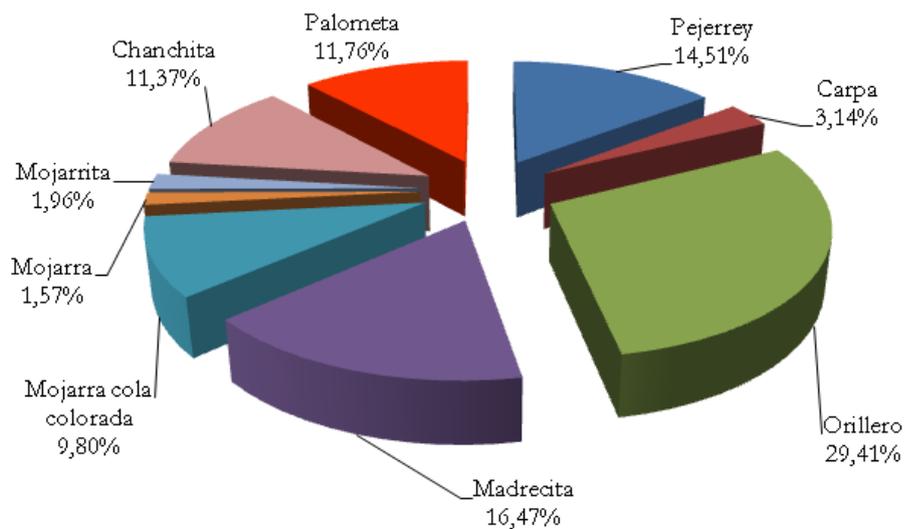


Figura 4. Numerosidad de las capturas (expresado en porcentaje) correspondiente al muestreo realizado con red de arrastre el 14/12/2017.

Tabla 1. Ictiofauna del lago Dalcar.

Especie	Nombre vulgar
Orden ATHERINIFORMES	
Familia ATHERINOPSIDAE	
<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	Pejerrey
Orden: CYPRINIFORMES	
Familia: CYPRYNIDAE	
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)*	Carpa herbívora, sogyo
<i>Cyprinus carpio</i> (Linné, 1758)	Carpa
Orden: CYPRYNODONTIFORMES	
Familia: ANABLEPIDAE	
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Orillero, tosquerito
Familia: POECILIIDAE	
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842)	Madrecita
Orden: CHARACIFORMES	
Familia: CHARACIDAE	
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	Mojarra cola colarada
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	Mojarra, mojarra fina
<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	Dientudo
<i>Cheirodon interruptus</i> (Jenyns, 1842)	Mojarrita
Familia: ERYTHRINIDAE	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)*	Tararira
Orden: PERCIFORMES	
Familia: CICLHIDAE	
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	Chanchita, palometa
<i>Gymnogeophagus australis</i> (Eigenmann, 1907)	Palometa, siete colores
Orden: SILURIFORMES	
Familia: CALLICHTHYDAE	
<i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns, 1842)	Limpiafondo, tachuela
Familia: LORICARIIDAE	
<i>Rineloricaria catamarcensis</i> (Berg, 1895)**	Vieja del agua
<i>Hypostomus commersoni</i> (Valenciennes, 1836)	Vieja del agua
Familia: PIMELODIDAE	
<i>Pimelodella laticeps</i> (Eigenmann, 1917)**	Bagre cantor
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy y Gaimard, 1824)	Bagre negro
Orden SYNBRANCHIFORMES	
Familia SYNBRANCHIDAE	
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	Anguila

*especies confirmadas mediante las capturas de pescadores recreativos. **especies capturadas antiguamente y ausentes en los muestreos de 2017.

Tabla 2. Capturas de agosto, septiembre y octubre con sus respectivos artes de pesca.

Mes	Artes de pesca	Especies	n
Agosto	Redes de mano (rectangular y copo)	<i>J. multidentata</i>	4
		<i>C. decemmaculatus</i>	10
		<i>A. facetus</i>	3
		<i>C. paleatus</i>	2
Septiembre	Redes de mano (rectangular y copo)	<i>J. multidentata</i>	5
		<i>C. decemmaculatus</i>	102
		<i>A. facetus</i>	21
		<i>C. paleatus</i>	2
Octubre	Red de arrastre	<i>G. australis</i>	20
		<i>J. multidentata</i>	186
		<i>C. decemmaculatus</i>	25
		<i>A. facetus</i>	4
		<i>G. australis</i>	3

Tabla 3. Especies capturadas por arte y aparejo de pesca durante todo el estudio (*especies capturadas por pescadores).

Especies	Arrastre	Trasmallo	Espinel Línea	Trampa	Red de mano
<i>O. bonariensis</i>	X	X		X	
<i>C. idella*</i>			X		
<i>C. carpio</i>		X			
<i>C. decemmaculatus</i>	X				X
<i>J. multidentata</i>	X				X
<i>A. eigenmanniorum</i>	X				
<i>B. iheringii</i>	X				
<i>O. jenynsii</i>		X		X	
<i>C. interruptus</i>	X				
<i>H. malabaricus*</i>			X		
<i>A. facetus</i>	X			X	X
<i>G. australis</i>	X				X
<i>C. paleatus</i>	X				X
<i>H. commersoni</i>		X			
<i>R. quelen</i>			X	X	
<i>S. marmoratus</i>			X		
Especies por arte	9	4	4	4	5



Figura 5. Diferentes tallas de los pejerreyes capturados (escala graduada en cm y mm).



Figura 6. Ejemplares capturados con redes de mano y de arrastre: a) limpiafondo; b) palometas junto a una gran cantidad de camarones.

En relación al estudio parasitológico, se examinaron 181 peces de seis especies, cuyos registros de longitud estándar y total se detallan en la Tabla 5. Los resultados de la prevalencia, abundancia e intensidad de los macroparásitos se detallan en la Tabla 6.

Tabla 4. Riqueza, diversidad y equidad de la ictiofauna del lago Dalcar correspondiente al muestreo del 01/11/2017 (*: más del 75 % de los peces capturados fueron devueltos al agua).

Referencia	Resultado
Riqueza total de especies	16
Especies colectadas	14
Especies observadas de pescadores	2
Número de peces capturados*	414
Índice diversidad de Simpson	0,79
Indice diversidad de Shannon	2,68
Equidad	0,71
Especies efectivas	4,7

Tabla 5. Registros medios (mínimos y máximos entre paréntesis) de la longitud estándar (LEst) y total (LT) de las diferentes especies evaluadas en el estudio de parásitos.

Especie	n	LEst (mm)	LT (mm)
<i>C. paleatus</i>	2	52,5 (50-55)	60,0 (55-65)
<i>A. facetus</i>	11	27,7 (30-35)	35,1 (25-45)
<i>J. multidentata</i>	106	31,2 (20-51)	38,4 (25-61)
<i>C. decemmaculatus</i>	18	25,7 (17-30)	29,3 (20-35)
<i>R. quelen</i>	2	288 (270-305)	345 (330-361)
<i>O. bonariensis</i>	42	121 (34-250)	146 (43-302)

Tabla 6. Prevalencia (P) en %, abundancia media (A) e intensidad media (I) de los parásitos *Lernaea* sp. y *Contracaecum* sp. en seis especies ícticas.

Especie	<i>Lernaea</i> sp.			<i>Contracaecum</i> sp.		
	P	A	I	P	A.	I
<i>C. paleatus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>A. facetus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>J. multidentata</i>	0,95	0,9	1	48,1	0,7	1,47
<i>C. decemmaculatus</i>	0	0	0	5,5	0,1	0,1
<i>R. quelen</i>	100	2	2	100	165	165
<i>O. bonariensis</i>	7,1	0,7	1	14,2	0,3	1,8

Discusión

La ictiofauna del lago Dalcar ha sido motivo de diversos estudios. En 2005, luego de campañas realizadas durante 12 meses consecutivos, se registraron 14 especies (Crichigno, 2005), riqueza elevada si se considera que en el año 2000 el lago estuvo sin agua para la remoción de sus sedimentos como parte de un programa integral de recuperación.



Figura 7. Otras especies colectadas en el lago Dalcár. Nombres comunes: 1) carpa; 2) bagre negro; 3) chanchita; 4) “vieja” del agua; 5) anguila; 6) dientudo; 7) madrequita del agua; 8) orillero; 9) palometa; 10) mojarra “fina”; 11) mojarra cola colorada; 12) mojarrita.

Del total de dichas especies, 10 han sido citadas para la cuenca y sector del río Cuarto próximo a la ciudad (Haro *et al.*, 1991), lo cual es consistente debido a la proximidad y conexión previa entre ambos sitios. La chanchita (*G. australis*, 41,5%) y la mojarra (*Bryconamericus iheringii*, 26,2%), eran las especies más numerosas de la ictiofauna en 2005, que arrojó valores de diversidad (índice de Shannon) de 1,15 a 2,33 bits. Posteriormente se colectaron tres nuevas especies, donde la carpa (*C.*

carpio), pasó a ser la más numerosa y de la mayor demanda de los pescadores del lago (Mancini *et al.*, 2012); su introducción se efectuó de manera intencional y sin autorización, sólo con el objetivo de la pesca.

La elevada diversidad y equidad que registra la ictiofauna en la actualidad, reflejan en parte, la cantidad de especies presentes que totalizan 16, igual a la reportada en 2012. Si bien la cantidad de especies es la misma, se ha modificado la composición. El bagre cantor (*Pimelodella laticeps*), fue observado con anterioridad en pequeños cursos de agua asociados al arroyo el Bañado (contiguo al lago) y que ha desaparecido hace varios años. Además de *P. laticeps*, en esta ocasión también estuvo ausente la vieja del agua (*Rineloricaria catamarcensis*), probablemente debido a la menor cantidad de sitios de muestreos por las condiciones que presentó el lago. Por el contrario, se colectó pejerrey (*O. bonariensis*), cuya presencia, biología e importancia se discuten más adelante.

La cantidad de especies de peces de Dalcar es superior a la reportada en ambientes urbanos o periurbanos de otras provincias del país como el del Parque General San Martín de la ciudad de 9 de Julio (7 especies), del lago de Colón (9 especies), del lago del Fuerte en Tandil (9 especies) y de Arocena en La Pampa (2 especies) (Grosman, 1999; Grosman *et al.*, 2000; 2009; Marani *et al.*, 2014), incluso de embalses de Córdoba como La Viña y Piedras Moras (Mancini *et al.*, 2009b; Salinas *et al.*, 2017). Esto refuerza el rol de los lagos urbanos en la conservación de la biodiversidad.

Dos Cyprinodontiformes, el orillero (*J. multidentata*) y la madrecita del agua (*C. decemmaculatus*), representan en este momento la mitad porcentual de los peces del lago Dalcar. Dicho patrón en las capturas, se repitió en los dos muestreos más importantes. La elevada abundancia relativa de ambas especies concuerda con la reportada para otros lagos urbanos eutróficos (Scasso, 1999). Estos peces, de talla muy reducida y con dimorfismo sexual (los machos se diferencian de las hembras), son “vivíparas” y muy ubicuas en ambientes acuáticos no sólo de Córdoba, sino también de la región pampeana, en especial *J. multidentata* (Haro y Bistoni, 2007; Mancini *et al.*, 2016). La elevada abundancia estaría asociada a su rusticidad en términos ambientales y a su habilidad colonizadora (Menni, 2004). La presencia de vegetación acuática en el lago, donde encuentran su alimento consistente en algas, microcrustáceos, larvas de insectos, restos de hidrófitas y camarones (Escalante, 1983; Mai *et al.*, 2006; Quintans *et al.*, 2009), favorece también que sea la especie de mayor frecuencia relativa. Por su parte, Bistoni *et al.* (1999), mencionan que *J. multidentata* y *C. decemmaculatus* son especies muy resistentes a procesos de degradación de la calidad del agua, aspecto que sumado a la baja presencia de peces predadores (de alto nivel trófico), contribuirían también a reflejar sus altas abundancias.

El pejerrey es la tercera especie en importancia. Su introducción ha sido intencional y seguramente con fines deportivos. Si bien existen cometarios de quienes habrían sido los que sembraron esta especie, se confirma en este informe que no fue introducida de manera oficial, a pesar de reiterados pedidos y consultas efectuadas a la Universidad Nacional de Río Cuarto, a diferencia de la siembra efectuada en la década del 90, que si fue realizada con el consenso de varias instituciones a solicitud del club El Malón. De los resultados obtenidos, se desprende que hace más de 2 años que el pejerrey habita en Dalcar y que su reproducción en este periodo ha sido exitosa, incluso en la primavera de 2017.

El pejerrey es el pez más importante de las pesquerías continentales de Argentina, debido a su marcada plasticidad y al atractivo que ejerce en los pescadores. Habrá que regular en el futuro el manejo de la pesquería de esta y de otras especies, debido a la mayor afluencia de pescadores, incluso en horas de la noche, que puede favorecer el progreso de la contaminación visual (del paisaje) por los residuos que potencialmente dejan en el perilago. El pejerrey es la especie blanco de la pesquería en la actualidad, pero en ocasiones no se respeta la talla mínima de captura (Figura 8). Por su parte,

el tipo de alimentación que realiza el pejerrey junto al orillero y a la madrecita del agua (Mai *et al.*, 2006; Rosso, 2006; Iglesias *et al.*, 2008; Quintans *et al.*, 2009; Mancini *et al.*, 2016), las tres especies más abundantes, puede afectar a otras comunidades, en especial al zooplancton, modificar en parte las tramas tróficas e influir finalmente en la calidad de agua asociada a una baja transparencia.



Figura 8. La mayor cantidad de pescadores del lago Dalcarg practican la pesca de pejerreyes (a), pero no siempre se respetan las tallas de captura de esta especie (b).

La palometa (*G. australis*) y la chanchita (*A. facetus*), están menos representadas que en 2005, quizá por la extracción permanente que hacen los pescadores con “cañas mojarreras”. Es muy importante destacar además que la frecuencia de muestreo y los artes de pesca también fueron diferentes en ambos estudios.

Las dos carpas presentes han sido introducidas al lago con diferentes fines. La carpa herbívora para el control (no erradicación) de la vegetación acuática y la carpa común con fines deportivos. En relación a la primera, su abundancia ha disminuido producto de una mortandad registrada en 2009 (Mancini *et al.*, 2012) y de la pesca permanente que se practica. Los ejemplares que aun habitan en el lago, son muy grandes (su peso estimado supera los 20 kg), pero la numerosidad no es suficiente para el control de la vegetación. La ausencia de capturas de ejemplares de talla reducida desde su siembra, confirma que no se reproduce bajo condiciones naturales.

El comportamiento y los hábitos de alimentación de la carpa común (*C. carpio*), producen alteraciones en las características físico-químicas del agua y altera el medio donde habita; puede incluso incrementar el estado trófico (Rosso, 2006). Su baja abundancia resulta llamativa, aunque las tallas de los ejemplares capturados son muy buscados por los pescadores deportivos. El tamaño de las capturas con redes de arrastre, confirma que esta carpa se reproduce en el lago.

El resto de los peces que componen la ictiofauna del lago, corresponden a especies pampeanas (Rosso, 2006) y son comunes en cuerpos de agua de la región. De este grupo, tres son de mayor interés deportivo y aceptación para consumo humano: la tararira (*H. malabaricus*), el bagre (*R. quelen*) y la anguila (*S. marmoratus*). En especial, la tararira ocupa el eslabón más alto en la cadena alimenticia, pero exhibe baja biomasa en el lago Dalcarg, similar a lo que ocurre con el dientudo (*Oligosarcus jenynsii*) y el limpiafondo (*C. paleatus*). La menor abundancia de esta última especie en relación con años anteriores (Crichigno, 2005), puede ser respuesta a la extracción por su valor comercial, lo cual de confirmarse debería ser regulado. Por su parte, las diferentes especies de mojarras cubren las expectativas de algunos pescadores recreativos, en especial de los niños.

Si bien se han reportado amplias diferencias en las abundancias relativas mensuales de las especies del lago Dalcar (Crichigno, 2005), resulta difícil establecer una comparación temporal de la ictiofauna según diferentes estudios realizados, esto en base a que la metodología utilizada en todos los casos no fue exactamente la misma.

La riqueza de especies de peces de Dalcar se mantiene. En cuanto a la composición, se colectaron dos especies menos y se capturó una nueva, el pejerrey, que ahora es la tercera especie en numerosidad. Es importante evaluar la dinámica poblacional del pejerrey debido a su rol sobre otras comunidades acuáticas y a su demanda pesquera. Sin embargo, la presión de pesca de esta especie es elevada e incluso sobre ejemplares de talla reducida (menores a 10 cm). Por último, en relación a la abundancia relativa, hubo un reemplazo de las especies más abundantes, el orillero y la madrecita del agua en conjunto alcanzan en líneas generales el 50 % de los peces capturados. Las modificaciones expuestas y la composición presente de la ictiofauna, puede ser reflejo del estado ambiental del lago, producto del proceso natural de decantación, acumulación de materia orgánica e inadecuada renovación del agua durante la última década, que desencadenaron un aumento de la productividad potencial del sistema, acompañado del explosivo crecimiento de hidrófitas sumergidas, flotantes y emergentes que se produjo durante los meses cálidos, como se trata en otros capítulos.

La prevalencia de los parásitos de los géneros *Lernaea* y *Contracaecum* fue similar a la registrada en otros ambientes de la región (Mancini *et al.*, 2006; 2008a; 2008b; Bethular *et al.*, 2014). En el caso del ectoparásito *Lernaea*, su presencia estuvo favorecida por el bajo contenido de sales que presenta el agua del lago (Mancini *et al.*, 2008a), aunque no se observaron signos de enfermedades bacterianas secundarias en el lugar de fijación de dichos parásitos como sucede en otros ambientes. Esto es consistente con los estudios bacteriológicos (ver Capítulo III), cuyos resultados indicaron la ausencia de la bacteria del género *Aeromonas*, una de las principales causas de enfermedades en peces de la región (Mancini *et al.*, 2006).

El nematode *Contracaecum* sp. es un endoparásito de ciclo complejo donde uno de los hospedadores finales en la región central del país lo constituye el ave conocida de manera corriente como biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) (Biolé *et al.*, 2012). Esta especie estuvo presente durante el estudio (ver capítulo de Avifauna) y en años anteriores, incluso con registros de más 60 ejemplares (Mancini *et al.*, 2012). La mayor intensidad parasitaria en el bagre negro es consistente con los reportes de Mancini *et al.* (2014), quienes sostienen que esta especie junto al bagre blanco (*Pimelodus albicans*) y la tararira (*H. malabaricus*), son las tres especies más parasitadas por el género *Contracaecum* en la provincia de Córdoba. De acuerdo a los resultados obtenidos, si los peces capturados por los pescadores recreativos se destinan a consumo, se sugiere una rápida evisceración y una adecuada cocción de los mismos.

Los lagos urbanos son uno de los cuerpos de agua que las personas más conocen, visitan y utilizan. La gran cantidad de peces de las 16 especies que habitan en el lago, sumado a la elevada abundancia de camarones y de otros numerosos organismos de diferentes comunidades citadas en este libro, son algunos de los tantos indicadores que demuestran el rol que poseen ciertos humedales antrópicos en la conservación de la biodiversidad (Schnack *et al.*, 2000; Mancini *et al.*, 2012), como es el caso del lago Dalcar. Esto, sumado a la práctica de diferentes deportes, los usos recreativos, la utilización para diversas actividades de investigación y docencia, la gran cantidad de visitantes que frecuentan el ambiente y otros potenciales usos que se proyectan a futuro, son razones suficientes para priorizar la conservación de este singular ecosistema que constituye un importante espacio verde de la ciudad de Río Cuarto.

Agradecimientos

A Matías Cancelli, Leandro Gnesutta y Karla Camacho por la colaboración en los muestreos de peces y otras tareas de campo.

Referencias

- Almirón, A., Casciotta, J., Ciotek, L., y Giorgis, P. (2015). *Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta*. - 2da ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Administración de Parques Nacionales.
- Bautista-Hernández, C., Monks, S., Pulido-Flores, G., y Rodríguez-Ibarra, A. (2015). Revisión bibliográfica de algunos términos ecológicos usados en parasitología, y su aplicación en estudios de caso. En: Pulido-Flores G., Monks S., y López-Herrera M. (Eds.). *Estudios en Biodiversidad, Volumen I*. Lincoln, NE: Zea Books, 11-19.
- Bentley, K. 2017. Evaluation of creel survey methodology for steelhead fisheries on the Quillayute and Hoh rivers. Washington Department of Fish and Wildlife. Olympia, Washington. FPT 17-03.
- Bethular, A., Mancini, M., Salinas, V., Echaniz, S., Vignatti, A., y Larriestra, A. (2014). Alimentación, condición corporal y principales parásitos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* del embalse San Roque (Argentina). *Biología Acuática*, 30: 59-68.
- Britton, L., Averett, R., & Ferreira, R. (1977). An introduction to the processes, problems, and management of urban lakes. *Water in the urban environment U.S. Geological Survey Circular* 601-K.
- Bush, A., Lafferty, K., Lotz, J., & Shostak, A. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *Journal of Parasitology*, 83: 575-583.
- Biolé, F., Guagliardo, S., Mancini, M., Tanzola, D., Salinas, V., y Morra, G. (2012). Primer registro de *Contracaecuma australe* (Nematoda: Anisakidae) en *Phalacrocorax brasilianus* (Aves: Phalacrocoracidae) de la región central de Argentina. *BioScriba*, 5(1): 1-11.
- Bistoni, M., Hued, A., Videla, M., y Sagretti, L. (1999). Water quality effects on fish communities of the central part of Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 325-335.
- Bravo-Núñez, E. (1991). Sobre la cuantificación de la diversidad ecológica. *Hidrobiológica*, 1(1): 87-92.
- Casciotta, J., Almirón, A., y Bechara, J. (2005). *Peces del Iberá. Hábitat y diversidad*. La Plata: Grafikar, Soc. de impresiones.
- Crichigno, S. (2005). *Aspectos hidrológicos y composición ictiofaunística del lago urbano Villa Dalcar (Córdoba)*. (Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto).
- Escalante, A. (1983). Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III: otras especies. *Limnobiós*, 2(7): 453-463.
- Grosman, F. (1999). Estructura da comunidade de peixes da represa "Lago del Fuerte", Tandil, Argentina. *Acta Scientiarum*, 21(2): 267-275.
- Grosman, F., González, G., Agüería, D., y Sanzano, P. (2000). Ictiología del lago Municipal de Colón, Argentina, como un ejemplo de dinámica ambiental. *AquaTIC*, 10: 1-13.
- Grosman, F., Sanzano, P., Colasurdo, V., y Diaz, O. (2009). Propuestas de alternativas de gestión de una laguna suburbana. *Biología Acuática*, 26: 121-131.

- Guerra Sierra, A., y Sánchez Lizaso, J. (1998). *Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos*. Zaragoza: Editorial Acribia.
- Haro, J., Bistoni, M., y Gutiérrez, M. (1991). Ictiofauna del río Cuarto (Chocancharagua), Córdoba. *Boletín de la Academia Nacional Ciencias de Córdoba*, 59 (3–4): 249–258.
- Haro, J., y Bistoni, M. (2007). *Peces de Córdoba*. Córdoba: Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba.
- Hirt, L., Araya, P., y Flores, F. (2011). *Peces de la pesca deportiva en la provincia de Misiones (Argentina)*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Editorial Dunken.
- Iglesias, C., Mazzeo, N., Goyenola, G., Fosalba, C., Teixeira de Mello, F., Garcia, S., y Jeppesen, E. (2008). Field and experimental evidence of the effect of *Jenynsia multidentata*, a small omnivorous–planktivorous fish, on the size distribution of zooplankton in subtropical lakes. *Freshwater Biology*, 53(9): 1797-1807.
- Mai, A., Garcia, A., y Vieyra, J. (2006). Ecología alimentar do barrigudinho *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Pisces, Cyprinodontiforme) no estario da laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus. Cienc. Tecnol. PUCRS, Ser. Zool., Posto Alegre*, 19(1): 3-18.
- Malabarba, L., Malabarba, M., y Reis, R. (2015). Descriptions of five new species of the Neotropical cichlid genus *Gymnogeophagus* Miranda Ribeiro, 1918 (Teleostei: Cichliformes) from the rio Uruguay drainage. *Neotropical Ichthyology*, 13(4): 637-662.
- Mancini, M. (2016). Interrogantes y propuestas que surgen de la experiencia en la evaluación de los recursos pesqueros pampeanos. En: Volpedo, A., de Cabo, L., Arreghini, S., y Fernández Cirelli, A. (Eds.). *Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos*. Buenos Aires: Emeap, 191-198.
- Mancini, M., Rodríguez, C., Prospero, C., Salinas, V., y Bucco, C. (2006). Main diseases of pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) in Argentina's central region. *Pesquisa Veterinaria Brasileira*, 26: 205-210.
- Mancini, M., Rodríguez, C., Ortiz, M., Salinas, V., y Tanzola, R. (2008a). Lerneosis en peces silvestres y cultivados del centro de Argentina. *Biología Acuática*, 24: 33-41.
- Mancini, M., Bucco, C., Salinas, V., Larriestra, A., Tanzola, D., y Guagliardo, S. (2008b). Seasonal variation of parasitism in pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Atheriniformes, Atherinopsidae) from La Viña reservoir (Córdoba, Argentina). *Brazilian Journal of Veterinary Parasitology*, 17(1): 28-32.
- Mancini, M., Haro, G., y López, H. (2009a). Sobre la presencia de la carpa herbívora *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) en la provincia de Córdoba (Argentina). *Natura Neotropicalis*, 40(1-2): 87-94.
- Mancini, M., Haro, G., Bucco, C., Salinas, V., y Miquelarena, A. (2009b). Composition and diversity of ichthyofauna in La Viña reservoir (Córdoba, Argentina). *Brazilian Journal of Biology*, 69(1): 49-55.
- Mancini, M., Crichigno, S., Ortiz, M., y Haro, J. (2012). Lagos urbanos: importancia, dinamismo y multiplicidad de usos. El caso de “lago Villa Dálcar” (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 27: 175-189.
- Mancini, M., Biolé, F., Salinas, V., Guagliardo, S., Tanzola, R., y Morra, G. (2014). Prevalencia, intensidad y aspectos ecológicos de *Contracaecum* sp. (Nematode: Anisakidae) en peces de agua dulce de Argentina. *Neotropical Helminthology*, 8(1): 111-122.

- Mancini, M., Grosman, F., Dyer, B., García, G., Del Ponti, O., Sanzano, P. y Salinas, V. (2016). *Pejerreyes del sur de América. Aportes al estado de conocimiento con especial referencia a Odontesthes bonariensis*. Río Cuarto: UniRío Editora.
- Marani, J., Pratts, P., Del Ponti, O., Berguño, A., Galea, J., y Ganora, E. (2014). Factibilidad de desarrollo de pesquerías en la laguna La Arocena, General Pico, La Pampa. *Libro de trabajos IV Congreso Pampeano de Agua*: 241-252.
- Menni, R. (2004). *Peces y ambiente en la Argentina continental*. Buenos Aires: Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, N° 5.
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: M6T-Manuales y Tesis SEA. Vol. 1.
- Mosquera J., de Castro M., Gomez-Gesteira M. & Pérez-Villar V. (2000) Using Parasites as Biological Tags of Fish Populations: A Dynamical Model. *Bulletin of Mathematical Biology*, 62: 87-99.
- Quintans, F., Scasso, F., Loureiro, M., y Yafe, A. (2009). Diet of *Cnesterodon decemmaculatus* (Poeciliidae) and *Jenynsia multidentata* (Anablepidae) in a hyper trophic shallow lake of Uruguay. *Iheringia. Sér. Zool.*, 99(1): 99-105.
- Reis, R., y Malabarba, L. (1988). Revision of the Neotropical cichlid genus *Gymnogeophagus* Ribeiro, 1918, with descriptions of two new species (Pisces, Perciformes). *Revista Brasileira de Zoologia*, 4: 259-305.
- Ringuelet, R., Arámburu, R., y Alonso De Arámburu, A. (1967). *Los peces argentinos de agua dulce*. La Plata: Comisión de Investigación Científica.
- Rosso, J. (2006). *Peces pampeanos. Guía y ecología*. Buenos Aires: Ed. L.O.L.A.
- Salinas, V., Mancini, M., Biolé, F., y Liendo, A. (2017). Características físico-químicas del agua y composición de la ictiofauna del embalse Piedras Moras (Córdoba, Argentina). *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.*, 19(2): 201-209.
- Scasso, F. (1999). Peces. En: Arocena, R. y Conde, D. (Eds.). *Métodos en ecología de aguas continentales*. Montevideo: DIRAC, 194-202.
- Schnack, J., de Francesco, F., Colado, U., Novoa, M., y Schnack, E. (2000). Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. *Ecología Austral*, 10: 63-80.
- Schueler, T., & Simpson, J. (2001). Why urban lakes are different. *Urban lake management*, 3(4): 747-750.
- Teixeira de Mello, F., González-Bergonzoni, I., y Loureiro, M. (2011). *Peces de agua dulce del Uruguay*. Uruguay: PPR-MAGP.

CAPITULO X

Listado comentado de la avifauna del lago Dalcar

Pablo G. Brandolin^{1,2}, Miguel A. Ávalos², Ramiro Ramirez² y Samuel Olivieri Bornand^{2,3}

¹ Departamento de Ciencias Naturales, Facultad de Ciencias Exactas, Físico – Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto

² Río Cuarto Bird Club, Río Cuarto, Córdoba, Argentina

³ Cuerpo de guardaparques de la provincia de San Luis

Introducción

Los humedales son áreas naturales o seminaturales donde las comunidades animales y vegetales están principalmente determinadas por características hidrológicas y geomorfológicas, originando procesos ecológicos muy singulares (Page *et al.*, 1997). Tales áreas son irremplazables para la investigación científica, la educación y la recreación (Canevari *et al.*, 1998). Estos sistemas son también paisajes caracterizados por elevados atributos escénicos y recreacionales con una alta dinámica en su funcionamiento, con una flora y fauna muy rica en especies (Cantero, 1993). La necesidad de conservación de los humedales como reservas biogenéticas, ha sido extensamente estudiada y reconocida, siendo actualmente motivo de programas de conservación a escalas continentales (Page *et al.*, 1999; Williams y Koenig, 1980; Withers y Chapman, 1993).

Los humedales proveen refugio para el descanso, protección, alimentación y apareamiento de muchas aves, mamíferos y demás vertebrados. En muchos casos constituyen hábitats críticos para especies seriamente amenazadas. Los recursos naturales provistos por los humedales son necesarios para el desarrollo de numerosas actividades humanas, como la pesca, el aprovechamiento de fauna silvestre, el pastoreo, la agricultura, la actividad forestal, la recreación y el turismo (Mengui, 2000; Stolk, 2006).

Independientemente de la utilización del área es indispensable realizar un inventario de todos los recursos presentes de modo que los tomadores de decisiones dispongan de información para incorporar a planes de manejo y aplicarlos como base para tomar decisiones sobre las mejores alternativas o usos de un área determinada (Acosta y Murúa, 2001).

Entre la fauna nativa de éstos ambientes, las aves son un grupo exitoso que ha conquistado los más diversos sitios de la tierra. En particular, las aves acuáticas son un componente muy importante y muy evidente de la biodiversidad de los humedales, donde pueden apreciarse grandes concentraciones de varias especies (López-Lanús y Blanco, 2005). Dado que las aves son conspicuas y fáciles de observar, han atraído la atención del hombre desde tiempos inmemoriales. Por este motivo, actualmente se cuenta con una amplia información biológica sobre ellas (Canevari *et al.*, 1991; de la Peña, 2016).

La mayoría de las aves son muy sensibles a las modificaciones del ambiente y por ello buenas indicadoras de su situación y de la condición ambiental. El monitorear las aves periódicamente puede contribuir a detectar alteraciones en sus poblaciones, las que a su vez podrían ser el resultado de cambios en el hábitat (López-Lanús y Blanco, 2005). A su vez, la identificación de sitios de importancia para aves acuáticas es una herramienta valiosa para la conservación de la biodiversidad.

El lago Dalcar de la ciudad de Río Cuarto es sitio donde existe una gran concentración de aves acuáticas durante todo el año. A pesar de ser uno de los pocos humedales urbanos que posee el Municipio y la importancia que tiene para las aves, no se conocen investigaciones que permitan realizar un seguimiento adecuado a lo largo del año a través de inventarios y colecciones sistemáticamente organizadas debido, entre otros factores, a que el inventario de la avifauna de un área urbana es muy complejo. Sin embargo, existen datos ornitológicos que han registrado la presencia de aves a través de programas de ciencia ciudadana como eBird (www.ebird.org).

En el marco de los antecedentes y argumentos antes expuestos se plantea el presente trabajo el cual pretende contribuir al conocimiento de la avifauna de este sitio. El presente análisis incluye tanto las especies denominadas estrictamente como acuáticas (aquellas que dependen ecológicamente de los ambientes acuáticos) y especies terrestres que se encuentran en ambientes de tierras altas alrededor del cuerpo de agua.

Los objetivos planteados para este trabajo son: (1) realizar un listado cualitativo de las especies que conforman el ensamble ornitológico del lago Dalcar y alrededores; y (2) brindar notas acerca del estado de conservación de las mismas, su estatus migratorio y abundancia relativa local.

Materiales y métodos

El lago Dalcar se encuentra ubicado al oeste de la ciudad de Río Cuarto, cabecera del Departamento homónimo, al oeste de la Pampa Húmeda, en el Área turística de Sierras del Sur a la vera de la ruta A 005 (ver Figura I del Capítulo II). El lago Dalcar se encuentra emplazado en un barrio residencial, donde se creó este lago artificial, alimentado originalmente por el arroyo El Bañado, y llenado por primera vez en el año 1948 (para mayores detalles ver Capítulo I). En el lago artificial Dalcar se pueden practicar deportes náuticos sin motor y la pesca. Allí también funciona adyacente un club Náutico (Club Náutico El Malón).

Para la elaboración del listado de las aves presentes en el lago Dalcar, se tuvieron en cuenta los registros directos de los autores durante visitas periódicas de muestreo durante los meses de enero a marzo del 2018 (disponibles en www.ebird.org). Los censos se realizaron mediante recorridos terrestres por el borde del espejo de agua, cubriendo aproximadamente el 80% del perímetro del lago y en totalidad el espejo de agua. Se utilizó el método de observación directa con binoculares de 8 x 42 para identificar las aves y cámaras fotográficas para registrar a las especies.

La clasificación taxonómica sigue la propuesta de Suramérica de Remsen *et al.* (2018) (South American Classification Committee American Ornithologist' Union; <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>). Para la clasificación del grado de amenaza nacional de las aves se tuvo en cuenta la Categorización de las Aves de la Argentina (MAyDS y AA, 2017), y para el grado de amenaza a nivel global se tuvo en cuenta la IUCN Red List of Threatened Species (2018), consultado en www.iucnredlist.org. Para establecer el comportamiento migratorio de las aves, se tuvo en cuenta el Listado de aves de la provincia de Córdoba, Argentina (Salvador *et al.*, 2016).

En este trabajo se presenta de manera separada aquellas especies consideradas como aves acuáticas (i.e. aquellas que dependen ecológicamente de manera parcial o total de los humedales para sus ciclos de vida), dando información detallada de su biología y comportamiento (Canevari *et al.*, 1991) y solamente el listado sistemático de las especies de aves terrestres registradas.

Resultados

Se realizaron 12 muestreos durante el período de estudio y se registraron un total de 63 especies de aves (Tabla 1). Estas especies pertenecen a 29 familias. De las 63 especies registradas en los muestreos sistemáticos, 19 (30%) son aves acuáticas (que dependen total o parcialmente de los humedales) y 44 (70%) son aves terrestres, y en total representan un importante porcentaje de la avifauna típica de humedales de la provincia de Córdoba. De acuerdo a su estatus migratorio, 46 especies son consideradas residentes y comunes para la región y 9 especies son migrantes estivales (i.e. especies que se registran en los meses de primavera-verano). Es de destacar la presencia del Pitotoy Chico (*Tringa flavipes*) el cual es una especie migratoria transhemisférica. El Cisne Cuello Negro (*Cygnus melancoryphus*) a pesar de no ser considerado migratorio, es una especie que presenta movimientos regulares entre sitios del centro del país (región Pampeana / Espinal) y más al sur (Patagonia). Con respecto al estado de conservación, ninguna especie presenta alguna categoría de amenaza a nivel nacional ni a nivel internacional. Tres especies registradas en las inmediaciones del lago Dalcar son exóticas: la Paloma Bravía o doméstica (*Columba livia*), el Gorrión (*Passer domesticus*) y el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*). Esta última especie es una especie originaria de Eurasia, introducida en diversas partes del mundo y considerada una de las aves con mayor potencial invasor en el mundo y generadora de importantes poblaciones plagas. En diversos lugares fue introducida para controlar plagas de insectos, pero en Argentina se cree que su introducción se debe al escape consecuencia del mascotismo. Particularmente en el lago Dalcar se registró a la especie con eventos exitosos de nidificación.

Tabla 1: Especies de aves registradas en los muestreos del Lago Dalcar de la ciudad de Río Cuarto, Córdoba, con su estatus de conservación nacional (NA: no amenazada) e internacional (PM: preocupación menor, NE: no evaluado) y estatus migratorio (R: residente, ME: migrante estival).

Familia	Nombre vulgar	Nombre científico	Estado de conservación nacional	Estado de conservación internacional	Estatus migratorio
Anatidae	Cisne Cuello Negro	<i>Cygnus melancoryphus</i>	NA	PM	R
	Pato Capuchino	<i>Spatula versicolor</i>	NA	PM	R
	Pato Barcino	<i>Anas flavirostris</i>	NA	PM	R
Podicipedidae	Macá Pico Grueso	<i>Podilymbus podiceps</i>	NA	PM	R
Phalacrocoracidae	Biguá	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	NA	PM	R
Ardeidae	Garza Mora	<i>Ardea cocoi</i>	NA	PM	R
	Garza Blanca	<i>Ardea alba</i>	NA	PM	R
	Garcita Blanca	<i>Egretta thula</i>	NA	NE	R
	Chiflón	<i>Syrigma sibilatrix</i>	NA	PM	R
	Garza Bruja	<i>Nycticorax nycticorax</i>	NA	PM	R
Cathartidae	Jote Cabeza Negra	<i>Coragyps atratus</i>	NA	PM	R
Accipitridae	Taguató común	<i>Rupornis magnirostris</i>	NA	PM	R
Rallidae	Pollona Pintada	<i>Porphyrio melanops</i>	NA	PM	R
	Pollona Negra	<i>Gallinula galeata</i>	NA	PM	R
	Gallareta Ligas Rojas	<i>Fulica armillata</i>	NA	PM	R
	Gallareta Escudete	<i>Fulica rufifrons</i>	NA	PM	R
	Gallareta Chica	<i>Fulica leucoptera</i>	NA	PM	R

Charadriidae	Tero Común	<i>Vanellus chilensis</i>	NA	PM	R
Scolopacidae	Pitotoy Chico	<i>Tringa flavipes</i>	NA	PM	ME
Columbidae	Paloma Bravía	<i>Columba livia</i>	NA	PM	R
	Paloma Picazuró	<i>Patagioenas picazuro</i>	NA	PM	R
	Paloma Manchada	<i>Patagioenas maculosa</i>	NA	PM	R
	Torcacita Común	<i>Columbina picui</i>	NA	PM	R
	Torcaza	<i>Zenaida auriculata</i>	NA	PM	R
Cuculidae	Pirincho	<i>Guira guira</i>	NA	PM	R
Strigidae	Lechucita Vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	NA	PM	R
Trochilidae	Picaflor Común	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	NA	PM	ME
Alcedinidae	Martín Pescador Grande	<i>Megaceryle torquata</i>	NA	PM	R
	Martín Pescador Chico	<i>Chloroceryle americana</i>	NA	PM	R
Picidae	Carpintero Real Verde	<i>Colaptes melanochloros</i>	NA	PM	R
	Carpintero Campestre	<i>Colaptes campestris</i>	NA	PM	R
Falconidae	Carancho	<i>Caracara plancus</i>	NA	PM	R
	Chimango	<i>Milvago chimango</i>	NA	PM	R
Psittacidae	Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	NA	PM	R
Furnariidae	Chincheró Grande	<i>Drymornis bridgesii</i>	NA	PM	R
	Hornero	<i>Furnarius rufus</i>	NA	PM	R
	Cacholote Castaño	<i>Pseudoseisura lophotes</i>	NA	PM	R
Tyrannidae	Piojito Gris	<i>Serpophaga nigricans</i>	NA	PM	R
	Piojito Común	<i>Serpophaga subcristata</i>	NA	PM	R
	Piojito Trinador	<i>Serpophaga griseicapilla</i>	NA	PM	R
	Churrinche	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	NA	PM	ME
	Picabuey	<i>Machetornis rixosa</i>	NA	PM	R
	Benteveo Común	<i>Pitangus sulphuratus</i>	NA	PM	R
	Tuquito Gris	<i>Empidonomus aurantioatrocristatus</i>	NA	PM	ME
	Tijereta	<i>Tyrannus savana</i>	NA	PM	ME
Hirundinidae	Golondrina Barranquera	<i>Pygocelidon cyanoleuca</i>	NA	PM	ME
	Golondrina Negra	<i>Progne elegans</i>	NA	PM	ME
	Golondrina Parda	<i>Progne tapera</i>	NA	PM	ME
	Golondrina Ceja Blanca	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	NA	PM	ME
Troglodytidae	Ratona Común	<i>Troglodytes aedon</i>	NA	PM	R
Turdidae	Zorzal Chalchalero	<i>Turdus amaurochalinus</i>	NA	PM	R
Mimidae	Calandria Grande	<i>Mimus saturninus</i>	NA	PM	R
Sturnidae	Estornino Pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>	NA	PM	R
Thraupidae	Naranjero	<i>Pipraeidea bonariensis</i>	NA	PM	R
	Jilguero Dorado	<i>Sicalis flaveola</i>	NA	PM	R
	Corbatita Común	<i>Sporophila caerulescens</i>	NA	PM	ME
Emberizidae	Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	NA	NE	R
Icteridae	Tordo Pico Corto	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	NA	NE	R

	Tordo Renegrado	<i>Molothrus bonariensis</i>	NA	NE	R
	Tordo Músico	<i>Agelaioides badius</i>	NA	NE	R
Fringillidae	Cabecitanegra Común	<i>Spinus magellanicus</i>	NA	NE	R
Passeridae	Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	NA	NE	R

Los registros de las aves acuáticas particularmente notables y algunas notas de su biología se presentan a continuación:

Cisne Cuello Negro: Especie de tamaño grande, con el cuerpo predominantemente blanco y el cuello negro. Común en lagos y lagunas. Generalmente en parejas. Para alimentarse “cucharea” en la superficie, sumerge el cuello o introduce los dos tercios anteriores del cuerpo, en busca de algas y otras plantas acuáticas. La especie presenta movimientos estacionales donde en invierno algunas poblaciones se desplazan hasta el norte del país (Figura 1A y B).

Pato Capuchino: Es una especie común que se encuentra generalmente en parejas. Se alimenta de semillas de plantas acuáticas, insectos y otros invertebrados (Figura 1C).

Pato Barcino: Especie muy común y localmente abundante en el centro del país. Se lo encuentra en parejas o pequeñas bandadas de hasta más de 20 individuos. Esta especie de pato se posa en árboles donde nidifica en huecos vacíos o en nidos de cotorra abandonados (Figura 1D).

Biguá: Aves acuáticas grandes, solitaria o en grupos, de color dominante negro. Tienen pico largo, delgado, con gancho en la punta; patas totipalmadas, situadas muy atrás, y con tarsos muy cortos. Muy adaptadas al medio acuático, nadan más o menos sumergidas, y bucean en busca de alimento. A diferencia de otras aves, no engrasan el plumaje que, al empaparse, facilita la inmersión y traslación subacuática; al salir se secan posados en troncos, rocas y salientes con las alas abiertas. Se alimentan principalmente de peces, pescando en formación y los tragan enteros por la cabeza. Pueden engullir presas muy grandes, gracias a la elasticidad de la membrana de la mandíbula inferior y del esófago (Figura 2A y B).

Macá Pico Grueso: Ave exclusivamente acuática de tamaño mediano a chico. Por lo general se encuentra solitario o en pequeños grupos familiares. Tienen las patas situadas muy atrás, con cuatro dedos lobulados. El pico es generalmente recto y tienen alas cortas, el plumaje nupcial a veces es sumamente vistoso, de contrastantes negros, blancos, amarillos y castaños. No existen diferencias notables entre ambos sexos. Los pichones tienen diseños de tonos claros y oscuros en el cuerpo. Son muy buenos zambullidores y capturan bajo el agua pequeños peces que tragan enteros, crustáceos, larvas e insectos acuáticos. De noche, realizan migraciones y desplazamientos en vuelo rápido y batido (Figura 2C).

Garza Mora: Ave acuática de tamaño grande con cuello y patas muy largas. Pico cónico, largo y puntiagudo. Generalmente solitaria, a veces en parejas y rara vez en grupos. Se posa en árboles o permanece inmóvil en las orillas al acecho de presas. Bastante arisca, vuela ante la menor amenaza. En reposo, mantienen el cuello en forma de S y cuando vuelan mantienen el cuello plegado entre los hombros. Se alimenta principalmente de peces y anfibios (Figura 3A).

Garza Blanca: Especie muy común y conspicua. De tamaño grande, solitaria o en bandadas. Forma agrupaciones a veces muy grandes, en los dormideros o en las colonias de nidificación, a veces junto a otras garzas. Se alimenta caminando por las aguas bajas buscando peces, anfibios, e invertebrados, o acecha inmóvil en las orillas. Captura las presas con un rápido picotazo (Figura 3B y C).

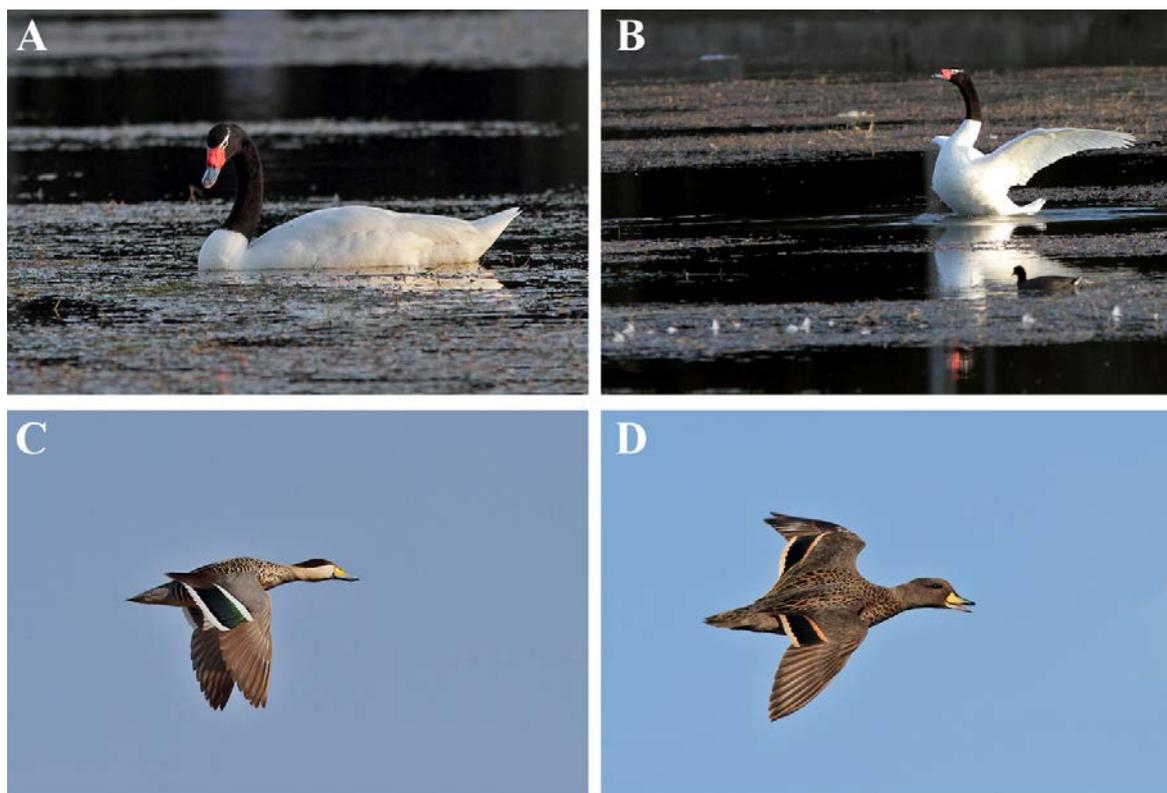


Figura 1. A y B: Cisne Cuello Negro (*Cygnus melancoriphus*); C: Pato Capuchino (*Spatula versicolor*); D: Pato Barcino (*Anas flavirostris*).

Garcita Blanca: Especie muy común, de tamaño mediano, pico y patas negras características con los dedos amarillos. Generalmente solitaria o en pequeños grupos. Es muy activa, camina en aguas bajas o en sus cercanías. Se posa en árboles y forma bandadas en los dormideros o en las colonias de nidificación, con frecuencias junto a otras garzas (Figura 3E).

Chiflón: Especie común en zonas rurales con pastizales donde caza su alimento. Por lo general en parejas. Emite una voz sibilante y aflautada muy característica en vuelo. Se posa en árboles altos para dormir o nidificar (Figura 3D).

Garza Bruja: Especie solitaria o en grupos reducidos, de hábitos principalmente crepusculares y nocturnos, estando menos activa durante el día. Habita todo tipo de ambientes acuáticos preferentemente con densa vegetación acuática y arbolados en los márgenes. Suele posarse en árboles y arbustos o en el interior de la vegetación acuática. De noche es muy fácil de identificar por su típico grito.

Pollona Pintada: Es una especie muy visible que se la suele encontrar indistintamente solitaria, en pareja o en grupos familiares. Es muy acuática, nadando con un rítmico vaivén con la cabeza. Suele zambullirse en busca de alimento y caminar ágilmente sobre la vegetación. La especie realiza movimientos locales en función de los niveles de agua de la región volviéndose bastante común en áreas particulares en épocas de sequías (Figura 4A).

Pollona Negra: La especie presenta una línea blanca en los flancos y color escarlata en el escudete y pico. Además, es de menor tamaño, más esbelta y con otras proporciones en relación a las gallaretas. Se la encuentra tanto solitaria como en grupos. Es una de las especies más acuática de la familia. Se alimenta de semillas y otros elementos vegetales. Algunos autores la consideran parcialmente migratoria, aunque se distribuye por toda la mitad superior del país (Figura 4B).

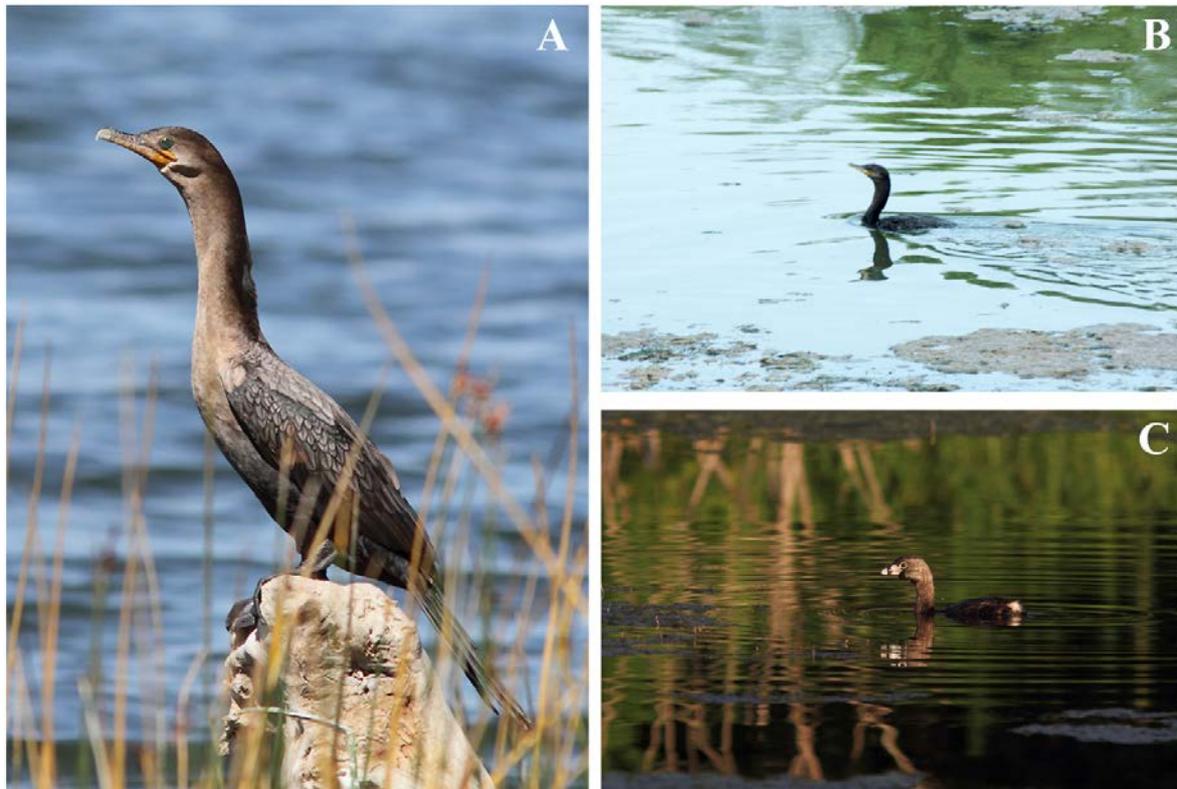


Figura 2. A y B: Biguá (*Phalacrocorax brasilianus*); C: Macá Pico Grueso (*Podilymbus podiceps*).

Gallareta Ligas Rojas: Esta especie y las otras gallaretas son eminentemente acuáticas, de aspecto rechoncho y coloración gris pizarra oscura, más negra dorsalmente, que se vuelve negro en cuello y cabeza. Tienen patas de dedos muy largos y lobulados, cola muy corta, alas cortas y redondeadas. Todas las especies de gallaretas poseen escudetes frontales de variadas formas y colores, cuyo tamaño aumenta y su coloración se enriquece en la época de cría. Se alimentan casi exclusivamente de vegetales, como restos de hojas, algas, semillas (*Echinochloa*, *Paspalum*, *Polygonum*) y musgos. Esta especie en particular se distingue de las demás por su mayor tamaño y por una mancha castaño púrpureo en forma de punta de flecha que separa el pico del escudete amarillo, es muy bullanguera, territorial y agresiva (Figura 4C).

Gallareta Escudete Rojo: Esta especie es la de menor abundancia entre las gallaretas. Se la encuentra solitaria o en grupos reducidos. Prefiere lugares con vegetación acuática densa, especialmente juncuales. El escudete de esta especie es más fino y de color rojo. También se la puede distinguir fácilmente porque levanta y entreaire su larga cola mostrando las notables plumas infracaudales blancas (Figura 4D).

Gallareta Chica: Es una especie muy común en aguas abiertas. La más chica y más arisca de las especies de gallaretas. Posee un escudete sobre el pico redondeado de color amarillo o naranja. A esta especie se la ha registrado nidificando en el lago Dalcarr en una plataforma flotante de vegetales acuáticos. También se han registrado en el lago a individuos jóvenes (Figura 4E).

Tero Común: Es una de las especies más conocidas de la Argentina, por lo abundante y conspicua. Muy bulliciosa, territorial y agresiva. Generalmente se encuentra en parejas o pequeños grupos. Se alimenta principalmente de insectos y otros invertebrados. En defensa del territorio realiza vuelos rasantes sobre el intruso, profiriendo insistentes gritos. Frecuenta las orillas de la laguna, pero suele encontrárselo en todo tipo de ambientes abiertos con pastizales cortos (Figura 5A y B).

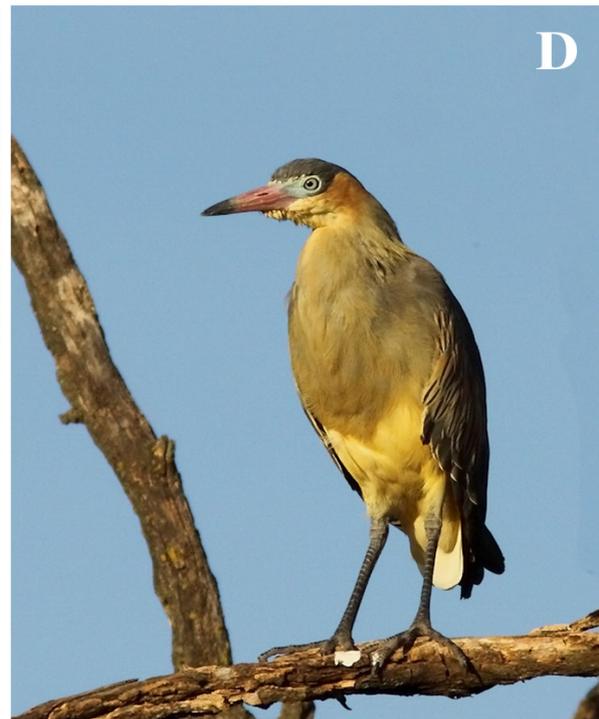


Figura 3. A: Garza Mora (*Ardea cocoi*); B y C: Garza Blanca (*Ardea alba*); D: Chiflón (*Syrigma sibilatrix*); E: Garcita Blanca (*Egretta thula*).



Figura 4. A: Pollona Pintada (*Porphyriops melanops*); B: Pollona Negra (*Gallinula galeata*) y Cisne Cuello Negro (*Cygnus melancoriphus*); C: Gallareta Ligas Rojas (*Fulica armillata*); D: Gallareta Escudete Rojo (*Fulica rufifrons*); E: Gallareta Chica (*Fulica leucoptera*).

Pitotoy Chico: Es una especie limícola de tamaño mediano, con pico y patas largas que frecuentan ambientes acuáticos y anegadizos. Se la encuentra generalmente de manera solitaria o en grupos reducidos (salvo en épocas previa a la migración). Se alimenta de invertebrados acuáticos picoteando superficialmente. Son excelentes voladores y hacen extensas migraciones al hemisferio norte para nidificar en las tundras septentrionales (Alaska y Canadá). A la Argentina llega como migratorio estival en primavera y permanece hasta el otoño.

Martín Pescador Grande: Es una especie de tamaño mediano a grande. Pasa gran parte del tiempo en ramas, árboles, postes o cables, cerca de cuerpos de agua. Desde una percha o halconando, se zambulle en picada para capturar peces de hasta 150 mm. Es muy volador y se desplaza, a veces, a gran altura, principalmente a lo largo de cursos de agua. Sumamente bullanguero, es fácilmente identificable por su voz desde considerable distancia.

Martín Pescador Chico: Especie de tamaño chico. Se lo suele observar posado en ramas sobre o cerca del agua a poca altura desde donde se zambulle para cazar peces de pequeño tamaño. Es

muy buen volador, y lo realiza generalmente al ras del agua. Frecuentan todo tipo de ambientes acuáticos que presenten abundante vegetación riparia (Figura 5C).

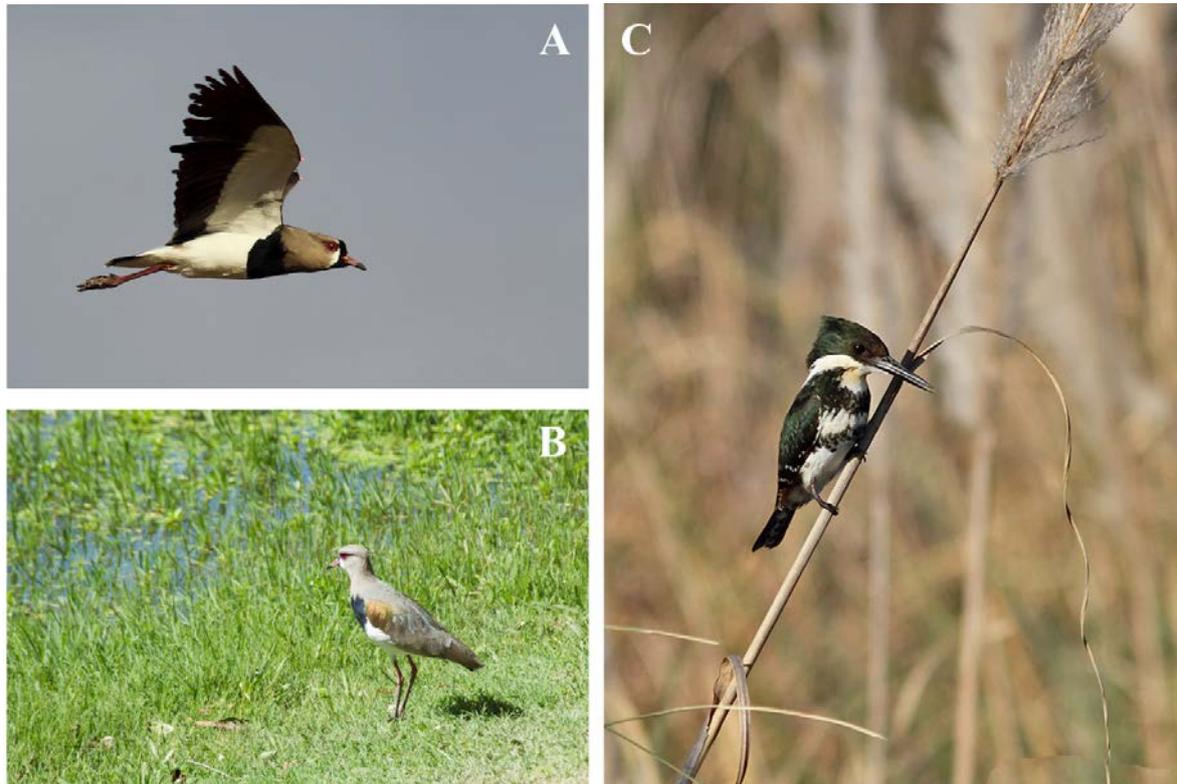


Figura 5. A y B: Tero Común (*Vanellus chilensis*); C: Martín Pescador Chico (*Chloroceryle americana*).

Discusión

En este estudio preliminar, generamos un listado exhaustivo de las especies de aves del lago Dalcar de la ciudad de Río Cuarto y alrededores inmediatos. La diversidad de aves encontradas, pese al bajo esfuerzo de muestreo, indican que el lago es un sitio de importancia para las aves acuáticas y migratorias de la región, no solo como sitio de paso y descanso, sino también como sitio de alimentación, dormidero y reproducción, valorizando a este humedal como un sitio urbano prioritario para ser conservado y mantenido en condiciones óptimas. Actualmente el sitio no cuenta con estudios sistemáticos de su avifauna y los mismos son sumamente necesarios para la toma de decisiones de manejo del área. En este sentido, este trabajo hace importantes aportes al conocimiento de su avifauna.

La situación geográfica del lago Dalcar, inmersa en una matriz urbana, resalta su importancia como un sitio alternativo para aves acuáticas. Es probable que este tipo de sitios artificiales funcionen como una isla de hábitat dentro de la matriz urbana circundante, ya que las aves encuentran a Dalcar como alternativo a los ambientes altamente modificados circundantes donde no encuentran un hábitat adecuado (Carrascal y Tellería, 1988).

La conectividad entre humedales, tanto estructural como funcional, demostró ser un factor importante en la estructura de los ensambles de aves acuáticas (Brandolin y Blendinger, 2015). Para especies altamente móviles, como muchas aves acuáticas, esto puede reflejar la necesidad que tienen los individuos de usar múltiples sitios para complementar o suplementar sus necesidades de recursos (Guadagnin y Maltchik, 2007). Los resultados aquí presentados mostraron que el lago Dalcar es rico en especies de aves acuáticas, a pesar de ser un humedal artificial inmerso en una matriz urbana y con un alto abandono previo a este relevamiento; la riqueza, composición

y abundancia del ensamble encontrado es comparable a lo esperado para sitios naturales de referencia (ej. Brandolin *et al.*, 2007, 2011). La ausencia de otras especies típicas de humedales de la región, puede deberse a la falta de micro hábitats específicos en el lago (ej. poca cobertura vegetal de determinadas macrófitas, ausencia de costas barrosas y playa, etc.), alta presión antrópica (presencia de transeúntes, caza ilegal) y a una posible contaminación del recurso hídrico (Brandolin *et al.*, obs. pers.). No obstante, no se descarta la presencia de estas especies durante otras épocas del año, ya que el período de muestreo de este estudio abarcó solo la estación estival, por lo cual continuar con los estudios durante todo el año complementará y contribuirá al conocimiento no solo de las especies existentes, sino también de aquellas otras probables, pero no registradas.

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más amenazados del planeta (López-Lanús y Blanco, 2005) y se estima que debido a la actividad humana se han perdido más del 50% de las superficies que ocupan en todo el mundo (Padín y Benzaquen, 2000). Estos ambientes están sujetos al deterioro por obras que se desarrollan en los ecosistemas acuáticos, las cuales provocan modificaciones en el ambiente, y también por las actividades que se realizan en zonas terrestres cercanas a los humedales (Padín y Benzaquen, 2000). Esta creciente tensión creada por el hombre sobre los recursos naturales, se ve agravada también por la introducción de especies exóticas (Wilson, 1992). Esto obliga a que cualquier programa de intervención a estos ecosistemas requiere un conocimiento previo de las características ambientales y de su riqueza biológica (Acosta y Murúa, 2001, 2002). La ejecución de programas de conservación de la fauna, implica el relevamiento y la evaluación de toda la riqueza faunística a proteger (Martori *et al.*, 2002), ya que el conocimiento de la fauna silvestre es una herramienta fundamental para la toma de decisiones acerca de su conservación y manejo (Acosta y Murúa, 2002; Grigera *et al.*, 1996; Ubeda *et al.*, 1994). En este marco global, sumada a la alta tasa de pérdida de humedales a nivel nacional y regional (región Pampeana y del Espinal) en décadas recientes (Brandolin *et al.*, 2013), es importante considerar al lago Dalcar como un sitio de importancia regional para las aves y considerarlo una reserva urbana de aves acuáticas.

Por todos los antecedentes planteados, es evidente la necesidad prioritaria de conservación de estos sitios para lo cual es necesario dotarlas de un estatus de protección oficial por parte de los gobiernos e involucrar a la población local en la conservación y gestión de los mismos (Bird-Life International y Conservation International, 2005). Es prioritario la implementación de un programa de monitoreo a largo plazo de su riqueza biológica (en particular a las aves) y un compromiso por parte de las entidades ambientales gubernamentales competentes por fomentar actividades como investigación y monitoreo continuo de fauna y flora, control de amenazas, trabajo en conjunto con las ONG regionales, educación ambiental y en especial, la búsqueda de una figura jurídica de protección efectiva. Esto elevaría la conciencia ambiental en todos los sectores de la sociedad relacionados al lago, ya que la revalorización de este sitio debe trabajarse desde diferentes sectores para impulsar una recuperación ecológica sustancial, como también estimular buenas prácticas en las cadenas de valor (recreación, turismo).

En conclusión, dada la importancia de los humedales artificiales y de las reservas urbanas para el mantenimiento de poblaciones de aves acuáticas (Rosselli y Stiles, 2011) y la presencia de especies de un alto valor carismático, es prioritario que el lago Dalcar sea considerado como un área prioritaria de restauración, manutención y conservación, para evitar que las especies de aves que aún persisten desaparezcan localmente.

Referencias

- Acosta, J. C. y Murúa, F. (2001). Inventario de la avifauna del Parque Natural Ischigualasto, San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 3.
- Acosta, J. C. y Murúa, F. (2002). Status de conservación de la Avifauna del Parque Natural Ischigualasto, San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 9.
- BirdLife International y Conservation International. (2005). *Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Quito, Ecuador: BirdLife International. Serie de Conservación 14. 769 pp.
- Brandolin, P. G., Ávalos, M. A. y De Angelo, C. (2013). The impact of flood control on the loss of wetlands in Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23: 291-300.
- Brandolin, P. G. y Blendinger, P. G. (2015). Effect of habitat and landscape structure on water-bird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands Ecology Management* Doi: 10.1007/s11273-015-9454-y
- Brandolin, P., Martori, R. y Ávalos, M. A. (2007). Variaciones temporales de los ensambles de aves de la Reserva Natural de Fauna Laguna La Felipa (Córdoba, Argentina). *Hornero* 22: 1-8.
- Brandolin, P. G., Ávalos, M. A. y Martori, R. (2011). Waterbirds from wetlands of the southeast of the Córdoba Province, Argentina. *Check List* 7(4): 537-541.
- Canevari, M., Canevari, P., Carrizo, G. R., Harris, G., Rodriguez Mata, J. y Straneck, R. J. (1991). *Nueva guía de las aves argentinas*. Fundación Acindar, Buenos Aires.
- Canevari, P., Blanco, D., Bucher, E., Castro, G. y Davinson, I. (Eds.) (1998). *Los humedales de la Argentina*. Wetlands International, Publ. 46: 1-208.
- Cantero, J. J. (1993). *La Vegetación y su relación con factores ambientales en paisajes Hidrogeomórficos del centro de Argentina*. Ed. U.N.R.C. 300 p.
- Carrascal, L. M. y Tellería, J. L. (1988). Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en los medios agrícolas del norte de la Península Ibérica (País Vasco atlántico). *Munibe* 40: 9-17.
- de la Peña, M. R. (2016). *Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución*. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" 19(1 al 6).
- Grigera, D., Úbeda, C. y Reca, A. (1996). Estado de conservación de las aves del Parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi. *Hornero* 14: 1-13.
- Guadagnin, D. L. y Maltchik, L. (2007). Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation* 16: 1231-1244.
- IUCN (2018). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. Recuperado en <http://www.iucnredlist.org/> (fecha de acceso 15-4-2018).
- López-Lanús, B. y Blanco, D. (2005). *El Censo Neotropical de Aves Acuáticas 2004*. Global Series N° 17. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.

- Martori, R., Juárez, R. y Aùn, L. (2002). La taxocenosis de lagartos de Achiras, Córdoba, Argentina: parámetros biológicos y estado de conservación. *Revista Especial de Herpetología*. 16: 73-91
- MAyDS y AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina) (2017). *Categorización de las Aves de la Argentina (2015)*. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina. 148 pp.
- Mengui, M. (2000). *Reserva Natural de Fauna Laguna la Felipa (Ucacha, Córdoba) Un encuentro con el paisaje autóctono, sus ecosistemas y comunidades vegetales*. Departamento de Imprenta y Publicaciones de la U.N.R.C.
- Padín, O. H. y Benzaquen, L. (2000). *Manejo de Humedales y uso sustentable de los recursos acuáticos*. Curso de postgrado: Ictiología Continental Argentina. Universidad CAESE.
- Page, G. W., Palacios, E., Alfaro, L., González, S., Stenzel, L.E. y Jungers, M. (1997). Numbers of wintering shorebirds in coastal wetlands of Baja California, Mexico. *Journal of Field Ornithology* 68: 562–574.
- Page, G. W., Stenzel, L. E. y Kjelson, J. E. (1999). Overview of shorebird abundance and distribution in wetlands of the pacific coast of the contiguous United States. *Condor* 101(3): 461-471.
- Remsen, J. V. Jr., Cadena, C. D., Jaramillo, A., Nores, M., Pacheco, J.F., Robbins, M.B., Schulenberg, T.S., Stiles, F.G., Stotz, D.F. y Zimmer, K.J. (2018). A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. Recuperado en: <http://www.museum.lsu.edu/> (fecha de acceso: 20-4-2018).
- Rosselli, L. y Stiles F. G. (2011). Wetland habitats of the Sabana de Bogotá Andean Highland Plateau and their birds. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems* 22(3): 303-317.
- Salvador S. A., Salvador L. A., Ferrari C. y Vitale S. (2016). *Listado de aves de la provincia de Córdoba, Argentina*. Aves Argentinas.
- Stolk, M. E., Verweij, P. A., Stuij, M., Baker, C. J. y Oosterberg, W. (2006). *Valoración socioeconómica de los humedales en América Latina y el Caribe*. Wetlands International, Holanda.
- Ubeda, C. A., Grigera, D. y Reza, A. R. (1994). Conservación de la fauna de tetrápodos. II. Estado de conservación de los mamíferos del Parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi. *Mastozoología Neotropical* 1(1): 29-44.
- Williams, P. L. y Koenig, W. D. (1980). Water dependence of birds in a temperate oak woodland. *Auk* 97: 339-350.
- Wilson, E. O. (1992). *Estrategia Global para la Biodiversidad*. Instituto de Recursos Mundiales (WRI), Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 3: 19-36.
- Withers, K. y Chapman, B. R. (1993). Seasonal abundance and habitat use of shorebirds on an Oso Bay Mudflat, Corpus Christi, Texas. *Journal of field Ornithology* 64(3): 382-392.

GLOSARIO

Acervo de especies: conjunto de especies.

Anélidos: gusanos segmentados. Existen especies marinas, continentales y terrestres, tales como la lombriz de tierra.

Anfípodos: grupo de pequeños crustáceos sin caparazón y comprimidos lateralmente. Existen especies marinas y de agua dulce.

Anoxia: ausencia de oxígeno disuelto.

Antrópico: Producido o modificado por la actividad humana.

Antropización: transformación que ejerce el ser humano sobre los sistemas naturales.

Arafidal: hace referencia a diatomeas cuyo frústulo carece de rafe, una hendidura que permite el movimiento.

Artrópodos: animales invertebrados dotados de un esqueleto externo y apéndices articulados. Por ejemplo: arañas e insectos.

Autótrofo: Organismos capaces de producir su propio alimento, se nutren de materia inorgánica, como las algas y las plantas.

Avifauna: conjunto de las aves de un país o región.

Bacterias: organismos unicelulares procariotas, esto quiere decir que están formados por una sola célula carente de núcleo. Son los organismos más pequeños que existen en la Tierra por lo que resulta imposible verlas a simple vista, solamente cuando llegan a agruparse formando colonias es cuando las podemos reconocer.

Bacterias aerobias totales: son aquellas bacterias capaces de desarrollarse en presencia de oxígeno a una temperatura comprendida entre 20 y 45 °C con una óptima entre 30 y 40 °C. Su recuento, en condiciones establecidas, estima la microflora total sin especificar tipos de microorganismos.

Bénticas/bentónicas: organismos que crecen sobre el fondo de los hábitats acuáticos, generalmente adheridos al mismo.

Biodiversidad: hace referencia a la amplia variedad de seres vivos sobre la tierra. Comprende también la variedad de ecosistemas y las diferencias genéticas dentro de cada especie (diversidad genética).

Bioevaluación: evaluación de la calidad de un ecosistema a través de los componentes biológicos del mismo.

Bioindicadores: especie o grupo de especies cuya presencia (o estado) brinda información sobre ciertas características ecológicas (físico-químicas, micro-climáticas, biológicas y funcionales) del medio ambiente.

Biota: conjunto de la flora y la fauna de un lugar. Comprende la totalidad de los seres vivos de un ecosistema.

Bloom: ver floración.

Branquias: órganos respiratorios de los peces. Se denominan comúnmente agallas.

Cadenas tróficas: es el conjunto de relaciones alimentarias de las especies que conforman un ecosistema determinado. Representa el proceso de transferencia de energía y nutrientes a tra-

vés de una serie de organismos, en el que cada uno se alimenta de otros y a su vez constituye también alimento. Determina la dirección del flujo de energía en un ecosistema, por ejemplo alga, zooplancton, pez y ave. El concepto de red trófica o trama trófica es más amplio, involucra más especies de cada nivel alimenticio y supone una mayor estabilidad.

Calanoideo: Grupo de copépodos (zooplancton) caracterizados por tener el cefalotórax ovalado con anténulas largas (20 artejos o más) que se extienden por lo menos hasta el extremo del cefalotórax. Cada rama de la furca caudal tiene de 3 a 5 sedas apicales de igual longitud. Las hembras llevan un solo saco ovífero.

Cianotoxinas: toxinas producidas por cianobacterias. Pueden ser neurotoxinas, hepatotoxinas o dermatotoxinas.

Ciclopoideo: Grupo de copépodos (zooplancton) caracterizados por tener el cuerpo piriforme. Las anténulas tienen de 8 a 18 artejos. Las ramas de la furca caudal llevan 4 sedas, generalmente desiguales. Las hembras llevan dos sacos ovíferos.

Cladóceros: Crustáceos pequeños (0,3 – 4 mm) del zooplancton con el cuerpo cubierto por un caparazón bivalvo que deja libre la cabeza. Los apéndices torácicos perdieron la función locomotora y evolucionaron como apéndices filtradores que participan en la alimentación. Tienen los ojos compuestos fusionados en un único ojo medio.

Claves especializadas: herramienta que permite identificar organismos. Se basa en definiciones de los caracteres morfológicos del organismo. El operador debe elegir entre dos soluciones posibles en función de si tienen o no un determinado carácter, repitiéndose el proceso de definiciones de características, hasta llegar a identificar el organismo en cuestión.

Clorofila-a (cl-a): pigmento que se utiliza de manera indirecta para expresar la biomasa de algas que presenta un cuerpo de agua.

Colección entomológica: colección de insectos con fines de investigación.

Coleoptera: insectos con el primer par de alas endurecido, comúnmente conocidos como escarabajos.

Coliformes totales: bacterias gramnegativas, en forma de bacilos, no esporuladas, aerobias y anaerobias facultativas; capaces de proliferar en presencia de concentraciones relativamente altas de sales biliares fermentando la lactosa, produciendo ácido y gas a 35 °C en 48 hs. El grupo de coliformes totales incluye especies fecales y ambientales (suelo, plantas, agua, etc.).

Coliformes termotolerantes (fecales): subgrupo de coliformes totales de origen exclusivamente intestinal con capacidad de fermentar la lactosa a 44,5 – 45 °C en 24 hs.

Colmatación: proceso donde los sólidos se depositan en el fondo de un ambiente y luego los sedimentos elevan el nivel de base.

Colonia de nidificación: asociación de una o más especies que se reúnen para nidificar.

Comunidad. Grupo de poblaciones (diferentes especies) que vive en un mismo lugar o biotopo. Incluye las especies animales, vegetales y de microbios que viven en un ecosistema. Las comunidades acuáticas más conocidas son el plancton (fitoplancton y zooplancton), el necton (peces), la avifauna (aves) y la macrofitia (plantas acuáticas).

Contracaecum sp: parásito interno. Se incluye dentro de los nematodos.

Control biológico: Utilización de un organismo vivo para el control de otro, el cual constituye generalmente una plaga o un problema en el ecosistema.

Copépodos: Crustáceos de tamaño generalmente pequeño (entre 0,2 y 12 mm) componentes del zooplancton. Carecen de caparazón, tienen el cuerpo alargado y dividido en dos regiones, un

cefalotórax anterior y un abdomen posterior. Se encuentran tanto en agua dulce como marina, de hábitat planctónico o bentónico y pueden ser de vida libre o parásitos.

Corredores verdes: son porciones de tierra que contienen elementos lineares que son planeados, diseñados y gestionados para múltiples propósitos incluyendo ecológicos, recreacionales, culturales, estéticos u otros propósitos compatibles con el concepto de uso de suelo sustentable.

Crecimiento clonal: planta que crece se reproduce vegetativamente o en forma asexual.

Crustáceos: grupo de animales (artrópodos), cubiertos por un caparazón generalmente calcificado, que tienen un número muy variable de apéndices articulados y dos pares de antenas.

Dedos lobulados: pata de las aves que tienen los dedos unidos en la base por membrana y luego los bordes de los mismos llevan membrana ancha recortada en lóbulos salientes a modo de ondas.

Dendrograma: Representación gráfica que colabora para interpretar el resultado de un análisis y que recuerda la forma de las ramas de un árbol.

Densidad de una especie: Cantidad de organismos de esa especie por unidad de espacio o volumen. En el caso de organismos acuáticos como el zooplancton, la unidad de espacio es el litro o metro cúbico de agua de un lago.

Dípteros: insectos con el segundo par de alas reducidas en estructuras llamadas halterios o balancines, por lo que poseen sólo un par de alas de tipo membranoso.

Diversidad: combinación de la riqueza (número) de especies y de la abundancia relativa de cada una de ellas dentro de una comunidad.

Dureza: característica del agua que expresa la concentración de Ca y Mg. Según la dureza, el agua se clasifica desde agua blanda (menos de 50 mg/L de CaCO_3) hasta duras (más de 200 mg/L). De manera corriente se entiende que el agua dura “corta” el jabón porque impide que este se disuelva fácilmente.

Diversidad taxonómica: variedad de especies u otras categorías taxonómicas presentes en un sitio, ecosistema o región.

Ecología: ciencia que estudia las relaciones de los seres vivos entre sí y con el medio en el que viven.

Ecosistema: Sistema biológico constituido por una comunidad de organismos vivos y el medio físico donde se relacionan. Agrupa las poblaciones de especies animales y vegetales (biocenosis) que comparten los recursos de un mismo medio (agua) que es el biotopo. También se puede expresar por las **relaciones** que se establecen entre los organismos y el medio en el que viven. El lago representa el ecosistema.

Ecosistemas lénticos: cuerpos de agua interiores (continentales) sin ningún flujo de corriente (“estancadas”), tales como los lagos, las lagunas, los esteros y los pantanos.

Ecosistemas lóticos: ambientes acuáticos donde el agua corre impulsada por la gravedad (pendiente). Incluye a ríos y arroyos.

Ecotonos: zona de transición entre dos ecosistemas diferentes o fronteras ecológicas.

Ectotermo (poiquilotermo): organismos de “sangre fría”. Su metabolismo lo establece la temperatura del medio donde habita. Los peces son organismos ectotermos que no pueden regular por sí solos su metabolismo.

Efímeras: nombre común de Ephemeroptera.

Efluentes cloacales y/o industriales: son desechos o residuos resultantes del consumo humano

como por ejemplo desagüe de los edificios, de los restaurantes, de las fosas sépticas, entre otros; o residuos producidos durante el proceso industrial. Podemos citar como ejemplos los desechos de la minería y los desechos orgánicos de la industria alimenticia.

Ephemeroptera: insectos pequeños con dos pares de alas membranosas que no se pliegan sobre el abdomen, el cual culmina generalmente en tres largos cercos. Los adultos vuelan próximos a los cuerpos de agua y presentan una vida muy corta, sus etapas inmaduras son acuáticas.

Epífito: organismo vegetal que crece sobre otro vegetal usándolo sólo como soporte.

Escherichia coli: microorganismo perteneciente a la familia *Enterobacteriaceae*, son bacilos gram negativos y anaerobios facultativos. Forma parte del grupo de los coliformes totales y coliformes termotolerantes. Es microbiota normal del tracto gastrointestinal de humanos y de animales de sangre caliente.

Esfuerzo de muestreo: cantidad de tiempo que involucra la colecta de una muestra.

Especie introducida: no es autóctono, pero vive en libertad.

Especie: véase Orden.

Especies exóticas: especie introducida fuera de su área de distribución normal.

Espinel: aparejo para pescar consistente en una línea con varios anzuelos.

Estado trófico: véase eutrofización.

Estructura trófica: estructura de una comunidad que considera el rol alimentario de las especies.

Eutrófico: cuerpo de agua con alta concentración de nutrientes (ver eutrofización).

Eutrofización: proceso por el cual un ambiente acuático pasa de un estado trófico determinado a uno superior debido al incremento de la carga de nutrientes (fósforo y nitrógeno). De menor a mayor, un lago se clasifica en diferentes estados tróficos: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico. Ante determinadas situaciones, por ejemplo temperatura elevada, los ambientes eutróficos manifiestan alta producción de organismos autótrofos: algas y plantas acuáticas.

Familia: categoría taxonómica. Véase Orden.

Fecundidad: potencial reproductivo de un organismo o población, medido por el número de gametos, semillas o propágulos.

Fitoplancton: organismos acuáticos microscópicos (algas) con capacidad fotosintética que crecen suspendidos en la columna de agua.

Flora: es el conjunto de especies vegetales que crece en un lugar determinado.

Floración: Una floración algal (bloom en inglés) refiere a la multiplicación y acumulación de algas, frecuente en ambientes con alto grado de eutrofización.

Fotoautotrófico: organismo que obtiene la energía necesaria para su metabolismo a partir de la luz visible.

Hábitat: es el lugar donde un organismo vive y se reproduce. Consiste en el espacio que reúne las condiciones adecuadas para que una especie pueda residir y reproducirse, perpetuando su presencia.

Halconear: vuelo en que el ave se sostiene en un mismo sitio para cazar a su presa.

Harpacticoideo: Grupo de copépodos (zooplancton) caracterizados por tener el cuerpo vermiforme. Las anténulas son muy cortas, de menos de 10 artejos. Las ramas de la furca caudal llevan dos sedas apicales desiguales. Las hembras llevan un solo saco ovífero.

Hemimetábolos: insectos de metamorfosis incompleta. Su ciclo de vida no presenta un estado de latencia llamado pupa.

Heterogeneidad ambiental: Diferencias entre áreas parciales de un mismo ecosistema, dadas por factores ambientales que pueden diferir. En el caso de ecosistemas acuáticos, el ingreso de agua de un afluente, la presencia de rocas o de vegetación, la sombra de árboles de las orillas, puede determinar diferente grado de heterogeneidad ambiental.

Heterópteros: insectos con el primer par de alas parcialmente endurecido, conocidos comúnmente como chinches.

Hexápodos: artrópodos con tres pares de patas, mayormente insectos.

Hidrófito: véase planta acuática.

Hipertrófico: cuerpo de agua con excesiva carga de nutrientes.

Hipoxia: concentración de oxígeno disuelto por debajo del normal o del necesario para un determinado organismo.

Historia de vida: características demográficas de una población o especie.

Hospedador (hospedero, huésped): es el animal que alberga parásitos. Puede albergar alguna etapa del parásito (como larvas) o al parásito adulto.

Ictiofauna: sinónimo de fauna de peces o fauna íctica. Se refiere a la cantidad de especies de peces que habitan en un ecosistema.

Indicadores microbiológicos de contaminación fecal: microorganismos cuyas concentraciones en el agua pueden estar cuantitativamente relacionadas con el riesgo a la salud. Su presencia en aguas recreativas es evidencia de una contaminación fecal con el riesgo potencial de la presencia de patógenos intestinales.

Índice microbiológico: son aquellos grupos o especies de microorganismos que indican la presencia de patógenos microbianos.

Índice de diversidad: parámetro que expresa el número de especies y abundancia relativa de las mismas en una comunidad.

Índices bióticos: suelen ser específicos para un tipo de contaminación y/o región geográfica, y se basan en el concepto de organismo bioindicador. Permiten la valoración de la calidad de un ecosistema acuático.

Invertebrados: animales que carecen de columna vertebral y de esqueleto interno articulado.

Larvas: estado inmaduro de ciertos animales, por ejemplo insectos.

Lernaea sp: parásito externo (ectoparásito).

Limícola: dicese de los animales que se alimentan filtrando el limo.

Limnología: termino que proviene de la palabra griega *limne*, que significa laguna, marisma o lago. La limnología se puede describir como la oceanografía de las aguas interiores o continentales y no necesariamente dulces, ya que algunos ambientes como las lagunas pampeanas de Argentina pueden tener salinidades muy superiores a las del mar. La Limnología es una rama de la Ecología.

Llanura de inundación: Áreas de terreno adyacentes a ríos o riachuelos. Están sujetas a inundaciones recurrentes, cuando el nivel del río sube, y su posterior secado cuando el río baja.

Macrófitas: plantas acuáticas, macroscópicas, adaptadas a medios muy húmedos o acuáticos.

Macrófito: véase macrófitas.

Macroparásito: parásito relativamente grande y visible a ojo desnudo (a simple vista), a diferencia del microparásito que solo se observa con el uso de un microscopio o instrumento similar.

Macrozooplancton: Fracción de mayor tamaño del zooplancton, integrado por cladóceros y copépodos.

Marcador: son aquellos microorganismos de fácil detección y enumeración que sirven para evaluar tanto la calidad como la seguridad microbiológica.

Mesotrófico: cuerpo de agua con moderada concentración de nutrientes (ver eutrofización).

Microorganismos: son los seres vivos más diminutos que sólo pueden ser observados a través de un microscopio.

Microscopio estereoscópico: tipo de microscopio óptico que permite observar la muestra generando una imagen en tres dimensiones. Esta característica lo distingue del resto de microscopios donde la muestra siempre es observada en dos dimensiones.

Microzooplancton: Fracción de menor tamaño del zooplancton, integrado por larvas nauplio y rotíferos.

Migración: desplazamiento cíclico de individuos o poblaciones enteras de una especie desde unas áreas donde desarrollan una parte de su ciclo vital hasta otras, donde lo continúan o completan.

Migrante estival: especie que nidifica en el hemisferio norte e inverna en el verano del hemisferio sur.

Migrante transhemisférico: especies que se desplazan de un hemisferio a otro.

Mineralización: proceso de descomposición de la materia orgánica en el cual se libera nitrógeno inorgánico.**Moluscos:** animales invertebrados no segmentados, de cuerpo blando, desnudo o protegido por una concha. Por ejemplo: caracoles y pulpos.

Morfometría: se refiere a la cuantificación de diversos elementos de forma o parámetros morfométricos de un lago como su longitud, profundidad y volumen de agua.

Nauplios: Los crustáceos tienen ciclos de vida complejos, que implican varias mudas y metamorfosis. La larva nauplio es el primer estadio, recién eclosionado del huevo. Las larvas nauplio de los copépodos son especialmente numerosas en el zooplancton de los ecosistemas acuáticos.

Nematodos (nematodos): gusanos redondos. Existen especies de vida libre, marinas, en el suelo, y especies parásitas de plantas y animales, incluyendo el hombre.

Odonatos: insectos con dos pares de alas membranosas, comúnmente conocidos como libélulas y caballitos del diablo. Los adultos vuelan próximos a los cuerpos de agua y sus etapas inmaduras son acuáticas.

Oligoquetos: gusanos segmentados (anélidos) desprovistos de parapodos (apéndices) y con quetas (pelos endurecidos o púas) pequeñas y escasas.

Oligotrófico: cuerpo de agua con baja concentración de nutrientes (ver eutrofización).

Orden: Dentro de las categorías taxonómicas, las especies se reúnen en géneros, estos en familias y las familias en órdenes. La especie es la categoría básica, pero un género puede tener varias especies. Por ejemplo, la mojarra cola colorada pertenece a la especie *Astyanax eigenmanniorum*, pero hay otras mojarra del mismo género. Todas ellas se incluyen en la familia Characidae y a su vez en el Orden Characiformes.

Ornitología: rama de la zoología dedicada al estudio científico de las aves.

Oxígeno: gas disuelto en el agua. Es una de las variables más importante para el normal desarrollo de vida de las diferentes comunidades acuáticas. Se expresa en ppm o mg/L y presenta variaciones asociadas a múltiples causas, entre ellas físico-químicas como la temperatura o la salinidad y biológicas como la fotosíntesis. Ciertas normas internacionales de calidad de agua indican valores guías o imperativos expresados en porcentaje de saturación o mg/L según el uso del agua (recreación o protección de la vida acuática, principalmente peces).

Patas totipalmadas: pata de las aves que tiene los dedos delanteros del pie unidos entre sí por medio de una membrana.

Patógenos: microorganismos capaces de causar enfermedades en personas, animales y plantas.

Perifiton: organismos algales adheridos a sustratos orgánicos e inorgánicos. También hace referencia a un complejo conjunto de organismos de bacterias, hongos, algas y protozoos embebidos en una matriz de polisacáridos.

pH: potencial de hidrógeno. Es el grado de acidez del agua que tiene una escala de 0 a 14. Valores de pH 7 indican neutralidad, menores indican acidez y superiores alcalinidad.

Phyla: (plural de *Phylum*) categoría taxonómica situada entre el reino y la clase. Véase Taxonomía.

Planta acuática: es aquella que se encuentra ligada directamente al agua y no sobrevive en ambientes secos, conocidos también como hidrófito o macrófito, cuyos órganos asimiladores están sumergidos o flotando sobre el agua, al igual que sus órganos reproductivos, que pueden estar dentro o fuera del agua.

Planta flotante enraizada: es aquella que se encuentra arraigada al fondo del cuerpo de agua, pero con las hojas flotantes sobre el agua.

Planta flotante libre: son aquellas que pueden tener raíces o no pero no están arraigadas al fondo por lo cual están a merced de las corrientes del agua.

Planta palustre o emergente: es aquella planta que crece en el agua cuyas raíces están arraigadas en el fondo del cuerpo de agua, la parte inferior del tallo está inmersa en la masa del agua y la parte superior fuera de la misma.

Planta sumergida: es aquella que está arraigada en el fondo del agua cuyos tallos y hojas están completamente inmersos dentro de la masa del agua. Únicamente las flores son emergentes.

Platelmintos: gusanos planos. Existen especies marinas, de agua dulce y terrestres, algunas son parásitas.

Población: es el conjunto de los organismos de una misma especie que viven en un lugar y en un tiempo determinado.

Provincia biogeográfica: territorio con un gran número de especies endémicas, grupos de comunidades propios y características climáticas exclusivas. Este espacio geográfico constituye una unidad con respecto a la historia evolutiva de las especies que habitan en él y sus relaciones entre ellas y con su entorno.

Red de arrastre: arte de pesca activo (para su utilización se necesita el trabajo de operadores).

Relevamientos cualitativos: tipo de muestreo en el cual se registra la identidad de las especies que están presentes en determinado sitio, pero no se tiene en cuenta la abundancia de las mismas.

Reservorio de biodiversidad: lugar o sitio que alberga numerosas especies.

Riqueza específica: Cantidad de especies en una comunidad.

Rotíferos: Grupo de animales microscópicos (entre 0,1 y 0,5 mm), relativamente sencillos. Habitan en aguas libres o en la que está en la tierra húmeda o en los musgos y líquenes. Su nombre se debe a que la boca, situada en la zona ventral de la región cefálica, está rodeada por cilias que al moverse parecen rotar y que generan corrientes que atraen las partículas de alimento.

Salinidad: sales inorgánicas totales disueltas en el agua. Se expresa generalmente en mg/L o g/L. No todos los organismos toleran iguales concentraciones de sales disueltas. La salinidad elevada de un ambiente acuático puede limitar la presencia de especies vegetales o animales.

Servicios ambientales: aquellos beneficios que proveen los ecosistemas a las personas, para que estas a su vez hagan uso de ellos con el fin de mejorar su calidad de vida. Por ejemplo: provisión de agua y alimentos.

Someros: ecosistemas acuáticos de poca profundidad.

Subfamilia: categoría taxonómica. Véase Taxonomía.

Sucesión: secuencia de cambios progresivos en una comunidad con el transcurso del tiempo.

Taxa (plural de taxón): Un grupo de organismos determinado.

Taxón: conjunto de organismos emparentados que en una clasificación dada han sido agrupados. Para ordenar y clasificar a los seres vivos se emplean una serie de taxones o categorías taxonómicas ordenadas jerárquicamente de modo que cada categoría incluya a las demás o esté incluida en otra.

Taxonomía: ciencia que trata de los principios, métodos y fines de la clasificación biológica; se aplica para la ordenación jerarquizada y sistemática de los grupos de seres vivos.

Trama trófica: ver cadena trófica.

Trampa de peces: arte de pesca pasivo.

Transectas de observación: senderos o caminos utilizados para la observación de las especies. Generalmente se seleccionan al azar y presentan dimensiones definidas previamente por el investigador.

Trasmallo: arte de pesca que consiste en una red de “tres telas”.

Vegetación: estudia la distribución horizontal y vertical de las plantas sobre la superficie.

Visitante estival: reside en el territorio durante el verano, sin reproducirse.

Vuelo batido: aleteo continuo.

Zona litoral: zona de un lago próxima a la costa, de poca profundidad y frecuentemente con presencia de plantas acuáticas.

Zooplancntívoros: Animales que se alimentan de zooplancton.

Zooplancton: Fracción del plancton integrado por protozoos y animales pequeños que viven suspendidos en la masa de agua. Los organismos pueden tener movimiento propio pero, dado su pequeño tamaño, no pueden contrarrestar la fuerza de las corrientes.

SOBRE LOS AUTORES

Este libro se redactó luego de la realización de un trabajo multidisciplinario que demandó 18 meses en el marco del proyecto Presupuesto Participativo “Restauración del lago Villa Dacar” que impulsó el gobierno de Río Cuarto (Córdoba, Argentina). Los autores, son en su mayoría, docentes e investigadores que realizan a diario diferentes trabajos en Ecología Acuática, Limnología y Biología Pesquera en la Universidad Nacional de Río Cuarto, a lo que se suman colegas de la Universidad Nacional de La Pampa, una estudiante de postgrado del exterior, naturalistas, alumnos avanzados de diferentes carreras y un Guardaparque. A continuación, se detallan los títulos y correos electrónicos de cada uno.

Coordinador del proyecto

MANCINI, Miguel: *Médico Veterinario, Magíster en Acuicultura, Doctor en Ciencias Biológicas.*
E-mail: mmancini@ayv.unrc.edu.ar

Integrantes

AMUCHÁSTEGUI, María Andrea: *Ingeniera Agrónoma, Magíster en Ciencias Agropecuarias.*
E-mail: aamuchastegui@ayv.unrc.edu.ar

ÁVALOS, Miguel Ángel: *Naturalista.*
E-mail: bioguelmi@gmail.com

BETTERA, Susana Gertrudis: *Microbióloga, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: sbettera@exa.unrc.edu.ar

BONANSEA, Matías: *Licenciado en Biología, Doctor en Ciencias Biológicas.*
E-mail: mbonansea@ayv.unrc.edu.ar

BRANDOLIN, Pablo Germán: *Licenciado en Ciencias Biológicas, Doctor en Ciencias Biológicas.*
E-mail: p_brando@hotmail.com

CABRERA, Gabriela Cecilia: *Licenciada en Ciencias Biológicas, Doctora en Ciencias -Área Biología.*
E-mail: gabrielacabrera@exactas.unlpam.edu.ar

CANTERO, Juan José: *Ingeniero Agrónomo, Magíster en Recursos Naturales, Doctor en Ecología.*
E-mail: juanjocantero@gmail.com

CIBILS MARTINA, Luciana: *Licenciada en Ciencias Biológicas, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: lcibils@exa.unrc.edu.ar

ECHANIZ, Santiago Andrés: *Licenciado en Ciencias Biológicas, Doctor en Ciencias Biológicas.*
E-mail: santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar

GAMBERO, María Laura: *Microbióloga, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: mgambero@exa.unrc.edu.ar

GARCÍA, Mariana Celeste: *Microbióloga, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: mcgarciá@exa.unrc.edu.ar

GARI, E. Noemí: *Profesora y Licenciada en Ciencias Biológicas, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: ngari@exa.unrc.edu.ar

GNESUTTA, Leandro: *Estudiante avanzado de Licenciatura en Ciencias Biológicas.*
E-mail: leognesutta@hotmail.com

LOMBARDO, Daniela Mónica: *Microbióloga, Magister en Biotecnología.*
E-mail: dlombardo@exa.unrc.edu.ar

LUQUE, María Elisa: *Licenciada en Ciencias Biológicas, Magister en Ecología Acuática Continental.*
E-mail: mluque@exa.unrc.edu.ar

MÁRQUEZ, Javier Andrés: *Licenciado en Ciencias Biológicas, Doctor en Ciencias Biológicas.*
E-mail: javier.marquez.zoologia@gmail.com

MARZUOLI, Juan: *Estudiante avanzado de Medicina Veterinaria.*
E-mail: jomarzuoli@gmail.com

NUÑEZ, César Omar: *Ingeniero Agrónomo, Magister en Ciencias Botánicas.*
E-mail: cnunez@ayv.unrc.edu.ar

OLIVIERI BORNAND, Samuel: *Guardaparque.*
E-mail: samu_e88@hotmail.com

PEREYRA, Estefanía Raquel: *Microbióloga.*
E-mail: epereyra@exa.unrc.edu.ar

PRIETO, Guillermo Fermín: *Médico Veterinario, Magister en Inocuidad y Calidad de Alimentos.*
E-mail: gprieto@ayv.unrc.edu.ar

PRINCIPE, Romina Elizabeth: *Profesora y Lic. en Ciencias Biológicas, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: principe.romina@gmail.com

RAMIREZ, Ramiro: *Naturalista.*
E-mail: ramiroagr@hotmail.com

REGIS, Lorenzo: *Estudiante avanzado de Ingeniería Agronómica.*
E-mail: lore_lr2005@hotmail.com

SALINAS, Víctor Hugo: *Médico Veterinario.*
E-mail: vhsg1978@gmail.com

SARDELLA, Carla Julieta: *Licenciada en Ciencias Biológicas, Magister en Ciencias. Alumna de doctorado.*
E-mail: carla-ju-vr@hotmail.com

VIGNATTI, Alicia María: *Licenciada en Ciencias Biológicas, Doctora en Ciencias Biológicas.*
E-mail: aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar



El lago urbano Dalcar

(Río Cuarto, Argentina)

Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad

Miguel Mancini (Compilador)

e-book

Colección
Académico-Científica

AMUCHÁSTEGUI, María Andrea
ÁVALOS, Miguel Ángel
BETTERA, Susana Gertrudis
BONANSEA, Matías
BRANDOLIN, Pablo Germán
CABRERA, Gabriela Cecilia
CANTERO, Juan José
CIBILS MARTINA, Luciana
ECHANIZ, Santiago Andrés
GAMBERO, María Laura
GARCÍA, Mariana Celeste
GARI, E. Noemí
GNESUTTA, Leandro
LOMBARDO, Daniela Mónica
LUQUE, María Elisa
MANCINI, Miguel
MÁRQUEZ, Javier Andrés
MARZUOLI, Juan
NUÑEZ, César Omar
OLIVIERI BORNAND, Samuel
PEREYRA, Estefanía Raquel
PRIETO, Guillermo Fermín
PRINCIPE, Romina Elizabeth
RAMIREZ, Ramiro
REGIS, Lorenzo
SALINAS, Víctor Hugo
SARDELLA, Carla Julieta
VIGNATTI, Alicia María

Los lagos urbanos se encuentran entre los ambientes más problemáticos en relación con su estado ambiental y manejo. Tienen algunas particularidades que los diferencian estructural y funcionalmente de otros lagos: suelen tener alta carga de nutrientes, son pequeños y poco profundos, condiciones que los hacen más susceptibles a presentar procesos de polución asociados a crecimientos masivos de algas y de plantas acuáticas. Sin embargo, poseen un importante valor estético, promueven la conservación de la biodiversidad y son muy visitados por los ciudadanos atraídos por los diversos usos que brindan.

Este libro aporta información sobre la historia, calidad del agua (características físico-químicas, bacteriológicas y estado trófico) y las principales comunidades (fitoplancton, zooplancton, vegetación, macroinvertebrados, peces y aves) del lago urbano Dalcar, un lugar emblemático de la ciudad de Río Cuarto (Córdoba, Argentina). Solo de estas comunidades se registraron más de 350 especies, situación que indica, junto a su grado de eutrofización, la necesidad de revalorizar este ecosistema y promover las acciones necesarias para su conservación. Esta obra surge de un trabajo interdisciplinario en el marco del proyecto Presupuesto Participativo que impulsó el Municipio local, junto al club Náutico El Malón y la Universidad Nacional de Río Cuarto. El texto está orientado a docentes, gestores e investigadores. Constituye además un valioso material de consulta para profesionales de carreras ligadas a las ciencias ambientales, estudiantes de diferentes niveles educativos y personas interesadas en conocer la ecología de los lagos urbanos en general y del lago Dalcar en particular.



GOBIERNO DE
RÍO CUARTO

Ministerio de
EDUCACIÓN



GOBIERNO DE LA
PROVINCIA DE
CÓRDOBA



ISBN 978-987-688-409-9



9 789876 884099

UniRío
editora



Universidad Nacional
de Río Cuarto
Secretaría Académica