HISTORIA NATURAL

Tercera Serie | Volumen 15 (3) | 2025/17-34

ECOLOGÍA DE AMBIENTES ACUÁTICOS URBANOS: EL CASO DEL LAGO WHILMAR CÚNEO, COLÓN (BUENOS AIRES, ARGENTINA)

Ecology of urban aquatic environments: the case of Whilmar Cúneo lake, Colón (Buenos Aires, Argentina)

Miguel Mancini[1], Fabián Grosman[2], Juan Marzuoli[3], Víctor Salinas[4], Pablo Sanzano[5], Alicia Vignatti[6], Santiago Echaniz[7], Gabriela Cabrera[8], Luciana Cibils Martina[9], Darío Pochyly[10] y Omar Del Ponti[11]

[1]Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Agronomía y Veterinaria, INCIVET. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. mmancini@ayv.unrc.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-9685-4435.

[2]Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias, Instituto ECOSISTEMAS, Tandil, Buenos Aires, Argentina. fgrosman@azul.faa.unicen.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-9564-9691.

[3]Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Agronomía y Veterinaria, INCIVET. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. jomarzuoli@gmail.com. ORCID https://orcid.org/0009-0009-1835-8434.

[4]Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Agronomía y Veterinaria, INCIVET. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. vsalinas@ayv.unrc.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0009-0009-7449-7818.

[5] Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Veterinarias, Instituto ECOSISTEMAS, Tandil, Buenos Aires, Argentina. psanzano@vet.unicen.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-4246-073X.

[6]Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, IAMA, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. aliciavignatti@exactas.unlpam.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-7571-4310.

[7]Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, IAMA, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. santiagoechaniz@exactas.unlpam.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-8857-5348.

[8]Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, IAMA, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. gabrielacabrera@exactas.unlpam.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-0399-0324.

[9]Universidad Nacional de Río Cuarto, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, ICBIA. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. lcibils@exa.unrc.edu.ar. ORCID https://orcid.org/0000-0002-2101-4095.

[10]Trabajador independiente. Colón, Buenos Aires, Argentina. dariopochyly@hotmail.com. ORCID https://orcid.org/0009-0004-3304-332X.

[11]Universidad Nacional de La Pampa, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, IAMA, Santa Rosa, La Pampa, Argentina. odelponti@gmail.com. ORCID https://orcid.org/0000-0002-9061-2419.

AZARA
FUNDACIÓN DE HISTORIA NATURAL

umai Universidad Maimónides

Resumen. Los lagos urbanos son importantes espacios verdes para la conservación de la biodiversidad y proveen servicios ambientales, sociales y culturales. Son muy utilizados por los ciudadanos, sin embargo, con frecuencia experimentan procesos de degradación de la calidad del agua. En Argentina, el conocimiento sobre la ecología de los lagos urbanos, y en particular de sus comunidades biológicas, sigue siendo fragmentario. El objetivo de este estudio fue realizar una caracterización limnológica del lago Whilmar Cúneo, de 38 ha, ubicado en la ciudad de Colón (Buenos Aires), evaluar la riqueza y diversidad del fitoplancton, zooplancton e ictiofauna. Se realizaron muestreos estacionales durante 2022-2023. Se midieron variables limnológicas *in situ*, se tomaron muestras de plancton y capturaron peces utilizando artes de pesca pasivos y activos. Los registros medios de temperatura, conductividad, transparencia, pH y oxígeno fueron 19,7 ºC, 9,18 mS/cm, 35 cm, 8,79 y 10,8 mg/l, respectivamente. Todas las variables exhibieron diferencias significativas entre épocas del año (p<0,01). El cuerpo de agua fue clasificado como un lago turbio. El fitoplancton estuvo representado por 41 géneros, principalmente diatomeas (34 %) y cianobacterias (31 %), con mayores densidades de estas últimas. El zooplancton estuvo conformado por 19 especies con predominio de rotíferos (78 %). La riqueza de peces fue elevada (18 especies), el orden Characiformes presentó la mayor abundancia. Estos resultados resaltan la importancia del lago Whilmar Cúneo en la conservación de la biodiversidad local y la necesidad de implementar acciones concretas de manejo y conservación que aseguren su integridad ecológica a largo plazo.

Palabras clave. lagos urbanos, limnología, fitoplancton, zooplancton, peces.

Abstract. Urban lakes, due to their proximity to population centers, are important for biodiversity conservation but vulnerable to water quality degradation. However, knowledge of the ecology of urban lakes in Argentina, particularly their biological communities, remains fragmentary. This study aimed to perform a limnological characterization and evaluate the richness and diversity of phytoplankton, zooplankton and ichthyofauna in Whilmar Cúneo Lake (38 ha), Colón (Buenos Aires). Seasonal sampling was carried out during 2022-2023. Limnological variables were measured *in situ*, plankton samples were taken, and fish were caught using passive and active fishing gear. Mean values for temperature, conductivity, transparency, pH, and oxygen were 19.7 °C, 9.18 mS/cm, 35 cm, 8.79, and 10.8 mg/l, respectively. All variables exhibited significant differences between seasons (p<0.01). The environment was classified as turbid. Phytoplankton was represented by 41 genera, mainly diatoms (34%) and cyanobacteria (31%), with the latter presenting the highest densities. Zooplankton consisted of 19 species, with rotifers predominating (78%). The fish richness was high (18 species), Characiformes was the predominant order. The lake's importance in maintaining biodiversity and the need to implement actions aimed at its conservation are highlighted.

Key words. urban lakes, limnology, phytoplankton, zooplankton, fishes.

INTRODUCCIÓN

Muchas ciudades del mundo poseen ambientes acuáticos lénticos naturales o artificiales, con diferentes usos y miradas por parte de la comunidad. Desde el punto de vista funcional, estos cuerpos de agua urbanos, muchas veces vulgarmente denominados "lagos", son bastante diferentes del común de los sistemas acuáticos naturales. La ubicación de los mismos y sus características morfométricas (en general de área y profundidad reducidas), los hacen más vulnerables a la acción humana (Albornoz *et al*., 2009) e incrementan su fragilidad. En Argentina, diferentes problemas como contaminación del paisaje, eutrofización, ingreso de pluviales (y clandestinamente cloacales), floraciones algales, excesos de macrófitas, introducción de especies nativas y exóticas, marcadas oscilaciones del volumen de agua y mortandades de peces son frecuentes en estos cuerpos de agua (Grosman *et al*., 2003; Mancini *et al*., 2012; 2024a; Rodríguez-Flórez *et al*., 2019; Borja *et al*., 2024), con las particularidades que cada sociedad y las autoridades locales le imponen. Frente a estos problemas, en general, son los municipios o instituciones sin fines de lucro los que asumen la responsabilidad del manejo de estos ambientes. Sin embargo, dichos organismos suelen carecer de personal especializado en ecología acuática, por lo que en muchos casos las Universidades impulsan proyectos para su conservación.

Grellier *et al.* (2017) definieron a estos ecosistemas urbanos como "espacios azules" que representan las aguas superficiales más accesibles para los seres humanos, otorgando diferentes beneficios ecosistémicos (McDougall *et al.*, 2020), ya que la interacción hombre - agua otorga múltiples servicios en la salud integral y el bienestar (Smith *et al*., 2021), por los diversos valores socioculturales y espirituales y por tener un rol tanto estético como ecológico en el entorno urbano (Völker y Kistemann, 2011; Ampatzidis y Kershaw, 2020).

Algunos lagos urbanos son el hábitat de una gran variedad de organismos por lo que constituyen sitios importantes para la conservación de la biodiversidad, con antecedentes de más de 350 especies en diferentes comunidades (Mancini, 2024). Entre los organismos que los habitan, los peces tienen un valor especial que implica un manejo particular de sus pesquerías (Schramm y Edwards, 1994). Existen diversos factores que inciden sobre este aspecto, destacándose la composición y abundancia de las especies y la estructura de las tramas tróficas presentes. En este sentido, el fitoplancton y el zooplancton que suelen alcanzar una riqueza elevada (Cibils Martina *et al*., 2024; Vignatti *et al*., 2024), constituyen la base de la cadena alimentaria. Por otra parte, la vegetación acuática juega un rol clave en la dinámica del estado de aguas claras-turbias junto a otras múltiples funciones que llevan a cabo en el ecosistema (Hilt *et al.*, 2010), aunque el avance de las hidrófitas se presenta como uno de los principales desafíos de gestión de los lagos urbanos (Mancini *et al*., 2024a). En este contexto, la mayoría de estos cuerpos de agua presentan elevada densidad de fitoplancton que incrementa la turbidez, siendo la transparencia del agua uno de los principales indicadores socio-ecológicos que el público utiliza mediante la percepción para evaluar la calidad del ecosistema (Teubner *et al*., 2021).

El objetivo del trabajo es realizar una caracterización limnológica y describir la composición del fitoplancton, zooplancton e ictiofauna del lago urbano ubicado en la ciudad de Colón.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El lago municipal Whilmar Cúneo, ubicado en la ciudad de Colón, se encuentra emplazado en la región central de Argentina, en el NO de la provincia de Buenos Aires (33º55'01''S, 61º06'05''O). Es un ambiente artificial de 38 ha que fue construido con fines recreativos en 1981. El lago se alimenta a partir del desvío parcial de las aguas de un canal lindero, afluente indirecto del río Paraná. Posee un perilago para la práctica de actividades recreativas y una isla de 5 ha, donde funciona una sede del Club Alianza de Colón. En dicha isla se construyó un faro característico que constituye un ícono del lugar. En el cuerpo de agua, la principal atracción es la pesca deportiva del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*). Existen antecedentes bibliográficos e informes técnicos del lugar, en especial sobre su ictiofauna y para evaluar la dinámica temporal del ecosistema (Freyre *et al.,* 1993; Grosman *et al.,* 2000; Grosman *et al.,* 2003; Berasain *et al.,* 2005).

Muestreos de agua, plancton y peces

Este estudio incluyó cuatro muestreos estacionales, correspondientes a cada una de las estaciones climáticas y fueron realizados entre mayo 2022 (otoño) y marzo 2023 (verano). En todos los muestreos se utilizó una embarcación con motor fuera de borda considerando 10 estaciones (n=40) donde se determinaron *in situ* las siguientes variables limnológicas: pH, temperatura y conductividad (instrumental digital Milwaukee MI 806), oxígeno disuelto (oxímetro digital Hanna HI 98193), profundidad (sondaleza) y transparencia (disco de Secchi). Además, en tres sitios se tomaron muestras de fitoplancton (n=12) y en cinco de zooplancton (n=20) con redes de 18 y 47 μm, respectivamente, fijándose el material con formalde-

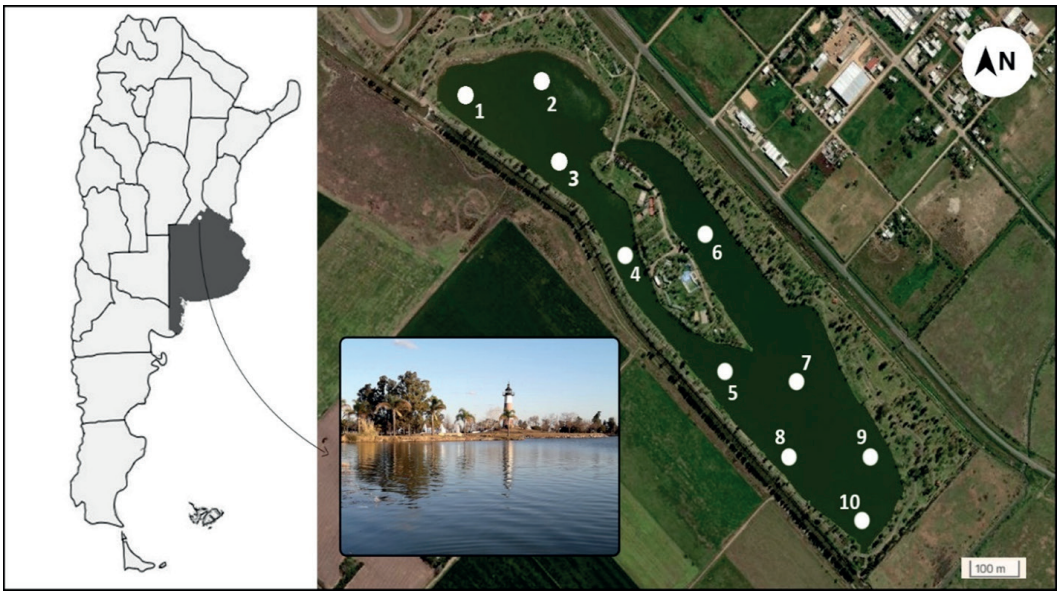


Figura 1. Ubicación geográfica del lago Whilmar Cúneo y puntos de muestreo de agua (1 a 10), fitoplancton (1, 7 y 10) y zooplancton (1, 3, 5, 7 y 10).

hido al 4%. Las estaciones de muestreo se detallan en la Figura 1. Se realizó un análisis estadístico descriptivo de las variables analizadas y se compararon por estación del año mediante diagramas de caja. La existencia de diferencias significativas de las variables entre épocas del año se calculó mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Para clasificar al ambiente como claro o turbio se utilizó el cociente entre la profundidad media (Zm) y la profundidad de la zona fótica (Zf) de acuerdo con Quirós *et al.* (2002). Para la identificación del fitoplancton se utilizó un microscopio Zeiss y bibliografía acorde para cada grupo taxonómico (Patrick Reimer, 1966; 1975; Metzeltin *et al.,* 2005; Komárek, 2005; 2013). Los nombres de los *taxa* fueron actualizados teniendo en cuenta a Spaulding *et al.* (2021) y Guiry y Guiry (2024). Las muestras fueron incorporadas al Herbario María Esther Bocco (Departamento de Ciencias Naturales, UNRC).

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 células (cél/ml) siguiendo a Villafañe y Reid (1995). Para el análisis de datos, se calcularon atributos estructurales de la comunidad: abundancia total, riqueza específica, índices de diversidad de Shannon (H') y equidad de Pielou (P) (Magurran, 1989). Estas variables fueron comparadas mediante ANOVAs de una vía para detectar diferencias estacionales. Para el cálculo de los índices se utilizó el programa BioDiversity Professional, versión 2 (McAleece *et al.,* 1997) y para los ANOVA se utilizó InfoStat (Di Rienzo *et al.,* 2012).

Para la determinación taxonómica del zooplancton, en el caso de los rotíferos se siguió a Ruttner-Kolisko (1974), Koste (1978), Segers (1995) y Mills *et al*. (2016); para los cladóceros se realizó siguiendo los criterios de Paggi (1995; 1998) y para los copépodos los de Ringuelet (1958) y Reid (1985). Las muestras fueron incorporadas a la Planctoteca de la FCEyN de la UNLPam. Se calculó la densidad del macrozooplancton y microzooplancton mediante conteos en cámaras abiertas tipo Bogorov y Sedgwick-Rafter, bajo microscopio estereoscópico y óptico convencional respectivamente. La densidad se expresó en ind/l. Se determinaron los índices de diversidad de Shannon (H') y la equidad de Pielou (P) (Magurran, 1989).

El muestreo ictiológico se realizó en las cuatro estaciones del año mediante redes de arrastre como método principal. Adicionalmente, cuando las condiciones ambientales y climáticas lo permitieron, se emplearon otras artes de pesca para complementar el análisis. En la primavera, se utilizaron tanto artes de pesca activos como pasivos. Entre ellas se incluyeron redes de arrastre a la costa de 10 y 20 m de largo con copos; una red de mano compuesta por un rectángulo metálico; una red de mano tipo "mediomundo" con mango; dos redes de enmalle flotante (estas últimas se utilizaron para pesca experimental compuestas de multifilamento con paños de 15, 19, 22, 25, 30, 33, 38 y 40 mm de medida entre nudos); trasmallo de 10 m; trampa de peces tipo garlito; dos trampas de peces de fondo de seis bocas, espinel y línea de pesca de flote de tres anzuelos. Sólo los artes pasivos se utilizaron en horas de la noche. Los peces capturados fueron identificados a nivel específico acorde a Rosso (2006), Haro y Bistoni (2007) y Bistoni *et al.* (2022).

Para evaluar la densidad poblacional de *O. bonariensis* se determinó además la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada a 12 horas de tendido de red de enmalle (Mancini y Grosman, 2008). En la ictiocenosis se determinó la riqueza de especies, la abundancia relativa, los índices de diversidad de Shannon (H') y la equidad de Pielou (P) (Magurran, 1989).

RESULTADOS

Caracterización limnológica

La temperatura tuvo un comportamiento esperable acorde a las estaciones del año con un registro medio de 19,7 ºC. Los valores promedio de conductividad, transparencia y pH fueron de 9,18 mS/cm, 35 cm y 8,79. La concentración promedio del oxígeno disuelto fue de 10,8 mg/l, esto equivale a una saturación de 122 %. La profundidad máxima fue de 2,35 m (Tabla 1). Todas las variables exhibieron diferencias significativas entre épocas del año ($p<0,01$); la conductividad, el pH y la temperatura (con un registro máximo de 31,8 ºC) fueron mayores en verano, asociadas a una importante disminución de la profundidad (Figura 2). De acuerdo al cociente entre la profundidad del lago y la de la zona fótica, el ambiente se encuadró dentro de la tipología turbia.

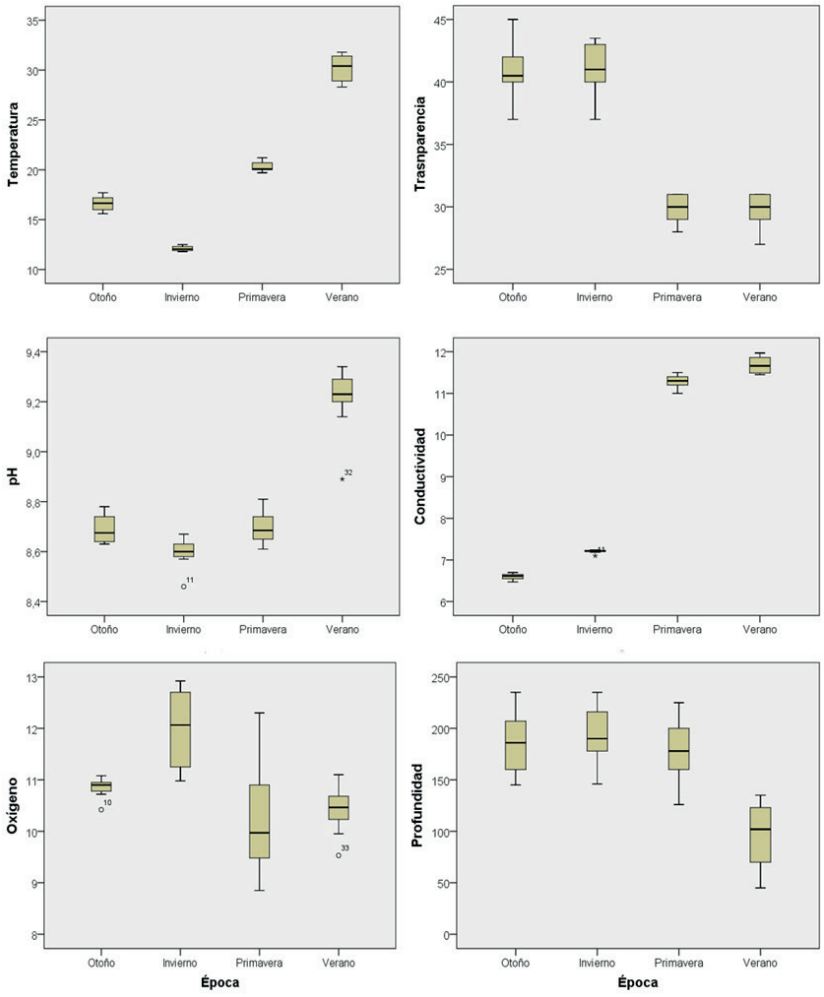


Figura 2. Diagramas de caja de temperatura (ºC), transparencia (disco de Secchi en cm), pH, conductividad (mS/cm), oxígeno (mg/l) y profundidad (cm) del lago Whilmar Cúneo por estación climática.

Tabla 1 - Variables limnológicas registradas *in situ* en el lago Whilmar Cúneo (los valores entre paréntesis corresponden a los mínimos y máximos, D.E. = desvío estándar, C.V. = coeficiente de variación).

Variable	Unidad	Media (mín-máx)	D.E.	C.V.
Temperatura aire	º C	23,7 (17,1 - 33,4)	6,1	25,7
Temperatura agua	º C	19,7 (11,8 - 31,8)	6,7	34,0
Conductividad	mS/cm	9,18 (6,47 - 11,97)	2,24	24,4
Transparencia	cm	35 (27 - 45)	5,9	16,8
pH	pH	8,79 (8,46 - 9,34)	0,25	2,8
Oxígeno disuelto	mg/l	10,8 (8,85 - 12,92)	0,93	8,6
Profundidad	cm	162 (45 - 235)	48,0	29,6

En las cuatro estaciones del año estuvo presente la hidrófita sumergida del género *Stuckenia*, siendo su porcentaje de cobertura mucho mayor en verano, aunque sólo en un sector poco profundo del lago. Por otra parte, en algunos sitios puntuales, se observó la presencia de junco (*Schoenoplectus californicus).* En ambos casos el porcentaje de cobertura de las macrófitas no superó el 20 % de la superficie del lago.

Fitoplancton

Se registraron 41 géneros, el 34 % estuvo representado por diatomeas (14 géneros), el 31 % por cianobacterias (13 géneros), el 22 % por clorófitas (nueve géneros), 5 % por dinoflagelados y euglenozoos (dos géneros de cada división) y 3 % carófitas (un género).

Las variables estructurales de la comu-

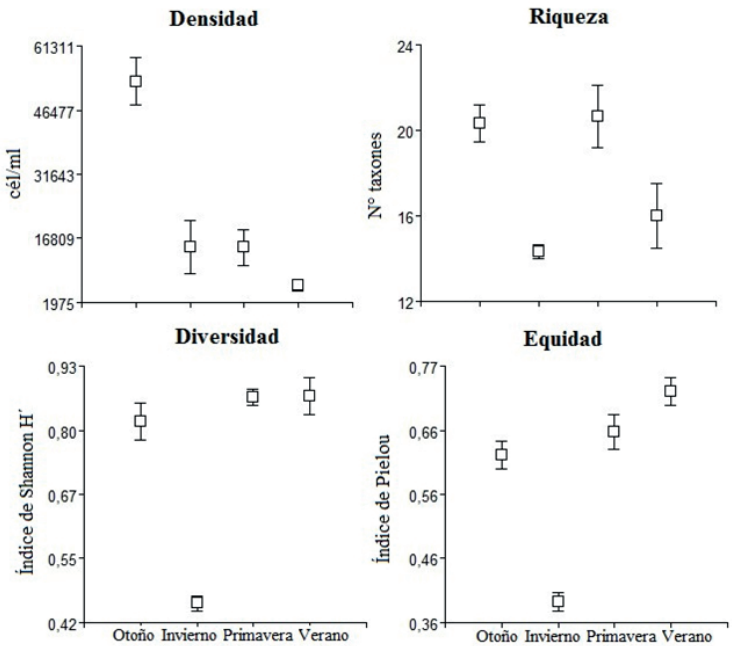


Figura 3. Variables estructurales del fitoplancton del lago Whilmar Cúneo por estación climática.

nidad fitoplanctónica variaron a lo largo del año (Figura 3). La mayor densidad se observó en otoño (53100 cél/ml; F=20,28; p=0,004). En los meses de otoño y primavera se observó la mayor riqueza (20 taxones; F=7,47; p=0,01). En invierno se registró la menor diversidad y equidad (F=49,84, p<0,0001; F=43,20, p<0,0001).

Se observó un predominio de cianobacterias durante todo el año. Los géneros con mayor abundancia fueron *Anabaenopsis* y *Chroococcus* (Tabla 2), seguidos por cianobacterias filamentosas como *Sphaerospermopsis*, *Jaaginema*, *Pseudanabaena* y *Phormidium*. En invierno *Anabaenopsis* representó el 73 % de la comunidad, seguida por *Trachelomonas*. En verano se tomaron muestras de matas de algas filamentosas en la costa, donde se observó gran proporción de *Spirulina*, *Oscillatoria*, filamentos finos de *Jaaginema* y *Pseudanabaena*, y la diatomea *Campylodiscus*, que no aparecieron o lo hicieron con baja proporción en los recuentos de fitoplancton.

Tabla 2- Taxones registrados en el análisis cuantitativo del fitoplancton del lago Whilmar Cúneo. Se muestra la densidad expresada en células por ml y las respectivas proporciones.

	Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	Cél/ml	%	Cél/ml	%	Cél/ml	%	Cél/ml	%
Cyanobacteria								
Anabaenopsis	3395	6,39	10829	73,20	4022	27,41	757	12,82
Chroococcus	15005	28,26	170	1,15	2046	13,94	1889	31,98
Dolichospermum	-	-	-	-	-	-	258	4,37
Gomphosphaeria	92	0,17	-		136	0,93	216	3,66
Jaaginema	513	0,97	41	0,28	3310	22,56	394	6,68
Limnospira	459	0,87	541	3,66	866	5,90	553	9,37
Merismopedia	-	-	-	-	-	-	598	10,12
Microcystis	4410	8,31	211	1,43	-	-	63	1,07
Phormidium	2607	4,91	565	3,82	584	3,98	-	-
Planktolyngbya	53	0,10	-	-	138	0,94	17	0,29
Pseudanabaena	10916	20,56	-	-	-	-	-	-
Raphidiopsis	1467	2,76	-	-	-	-	-	-
Sphaerospermopsis	12552	23,64	-	-	70	0,48	790	13,37
Bacillariophyta								
Anomoeoneis	-	-	2	0,01	-	-	-	-
Campylodiscus	-	-	-	-	-	-	4	0,07
Cocconeis	-	-	-	-	-	-	2	0,03
Cyclotella	3	0,01	3	0,02	-	-	-	-
Eunotia	10	0,02	5	0,03	-	-	-	-
Fragilaria	-	-	29	0,20	4	0,03	-	-
Halamphora	-	-	2	0,01	-	-	-	-
Hippodonta	-	-	3	0,02	-	-	-	-
Mastogloia	-	-	-	-	2	0,01	-	-
Melosira	-	-	2	0,01	-	-	-	-
Navicula	-	-	-	-	4	0,03	28	0,46
Nitzschia	-	-	3	0,02	214	1,46	4	0,06
Planothidium	-	-	-	-	2	0,01	-	-

	Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
Surirella	-	-	3	0,02	-	-	-	-
Chlorophyta								
Ankistrodesmus	-	-	-	-	25	0,17	-	-
Chlamydomonas	545	1,03	-	-	-	-	-	-
Desmodesmus	178	0,34	21	0,14	90	0,61	12	0,21
Lagerheimia	79	0,15	31	0,21	14	0,09	11	0,18
Monoraphidium	133	0,25	211	1,43	1974	13,45	7	0,12
Oocystis	69	0,13	21	0,14	21	0,15	105	1,78
Pediastrum	-	-	-	-	2	0,01	-	-
Scenedesmus	-	-	-	-	15	0,11	-	-
Tetraëdron	17	0,03	2	0,01	115	0,78	-	-
Charophyta								
Cosmarium	11	0,02	6	0,04	103	0,70	4	0,07
Dinozoa								
Gymnodinium	187	0,35	19	0,13	216	1,47	22	0,37
Peridinium	142	0,27	111	0,75	39	0,27	170	2,89
Euglenozoa								
Euglena	-	-	184	1,24	644	4,39	2	0,03
Trachelomonas	247	0,47	1777	12,02	16	0,11	-	-
Total	53090	100	14792	100	14672	100	5906	100

Zooplancton

Se registraron 19 especies (Tabla 3): 15 de rotíferos, una de cladóceros y tres de copépodos. La máxima riqueza (14 *taxa*) se halló en invierno (11 de ellos rotíferos) como se observa en la Figura 4. El único cladócero *Bosmina longirostris* se registró sólo en muestras de primavera y con muy baja densidad (0,4 ind/l) (Tabla 3). Entre los copépodos, *Metacyclops mendocinus* estuvo presente en todas las ocasiones y alcanzó un máximo de

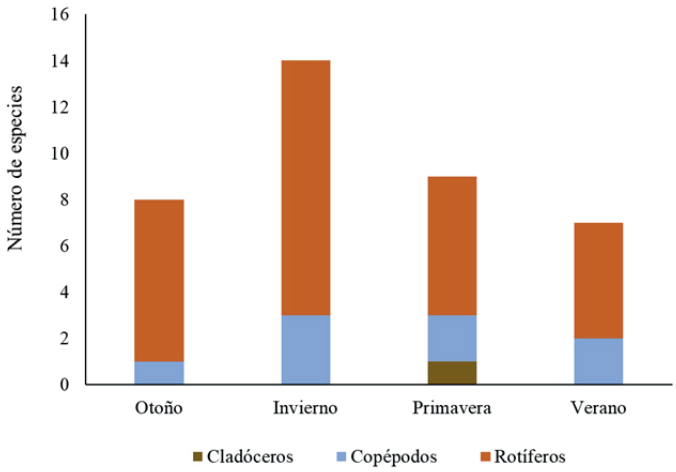


Figura 4. Riqueza específica del zooplancton del lago Whilmar Cúneo por estación climática.

Tabla 3- Especies presentes en el zooplancton del lago Whilmar Cúneo y su densidad media, expresada en ind/l (± D.E.).

Estación	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Cladóceros				
Bosmina longirostris (O. F. Müller, 1785)			0,4 ± 0,5	
Copépodos				
Metacyclops mendocinus (Wierzjeski, 1892)	553 ± 515,6	26,2 ± 14,5	246,1 ± 95,2	35,8 ± 18,8
Microcyclops anceps (Richard, 1897)		2,0 ± 4,0		
Harpacticoideo no identificado		1,4 ± 1,8	1,1 ± 0,7	2,5 ± 5,0
Nauplios	74,2 ± 77,9	165 ± 119	95,7 ± 54,3	238 ± 147
Rotíferos				
Asplanchna sp.			10,6 ± 9,2	46,4 ± 26
Brachionus angularis Gosse, 1851	258 ± 121,2	0,3 ± 0,6		1,1 ± 1,1
B. caudatus Barrois & Daday, 1894	0,3 ± 0,6			
B. dimidiatus Bryce, 1931	3,9 ± 4,6	0,3 ± 0,6	0,1 ± 0,3	64,7 ± 48
B. pterodinoides Rousselet, 1913		0,3 ± 0,5	0,5 ± 0,5	
B. quadridentatus Hermann, 1783		2,9 ± 3,5		
B. urceolaris Müller, 1773		1,2 ± 1,7		
B. plicatilis Müller, 1786	440 ± 213,3	368 ± 198	30,4 ± 51,7	9,2 ± 4,2
Colurella sp.	0,3 ± 0,6	0,3 ± 0,6		
Hexarthra sp.				15 ± 3,9
Keratella tropica (Apstein, 1907)	17,8 ± 11,9	60,2 ± 32,4	1,1 ± 1,6	
Lepadella patella (Müller, 1773)		1,1 ± 1,1	40 ± 57,4	
Notholca acuminata (Ehrenberg, 1832)		0,3 ± 0,5		
Polyarthra sp.	0,3 ± 0,0			
Pompholix sp.		0,3 ± 0,6		

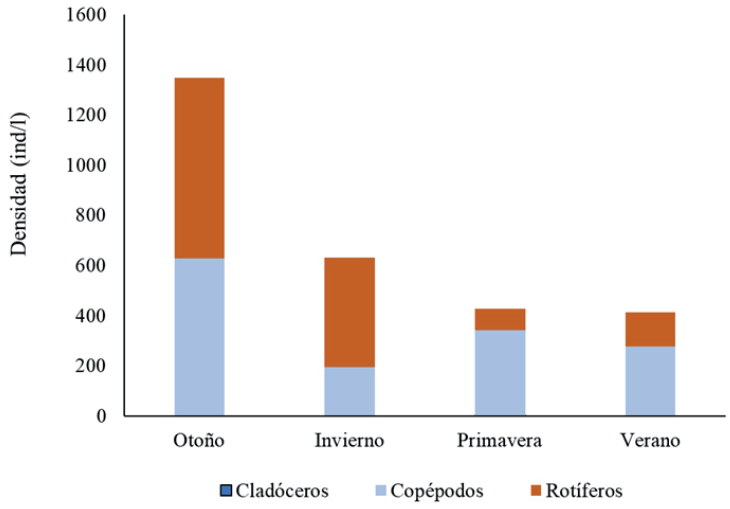


Figura 5. Densidad del zooplancton del lago Whilmar Cúneo por estación climática.

627 ind/l en otoño (sumando adultos, copepoditos y nauplios). La máxima densidad de la comunidad zooplanctónica (Tabla 3 y Figura 5) se registró en otoño (1347,8 ind/l) y se debió al aporte de *Brachionus plicatilis* y *B. angularis*, que representaron 61,0 % y 35,8 % de la densidad total de los rotíferos respectivamente. Teniendo en cuenta la sumatoria anual, la diversidad (H') fue de 1,45 y la equidad (P) de 0,49.

Ictiofauna

A lo largo del año se confirmó la presencia de 18 especies de peces. El orden Characiformes fue el que presentó la mayor abundancia, destacándose dentro de él la familia Characidae, representada por cuatro especies: *Bryconamericus iheringii, Cheirodon interruptus, Oligosarcus jenynsii* y *Psalidodon rutilus* (Tabla 4). En el muestreo de octubre 2022, la especie más numerosa fue el tosquerito (*Jenynsia lineata*) (67,6 %), seguida por el pejerrey (*O. bonariensis*) con 9,4 % (Figura 6). Los índices de diversidad y equidad fueron H` =1,24 y P =0,46. La mayor cantidad de peces se obtuvo con la red de arrastre (83,6 %). En relación a la CPUE con los trenes de enmalle, *O. bonariensis* representó el 82,1 % de las capturas con un registro de 59,3 peces/12hs/red. Cabe

Tabla 4. Especies de peces capturados en el lago Whilmar Cúneo.

Orden / familia	Especie	Nombre
Characiformes		
Erythrinidae	*Hoplias argentinensis* Rosso, González-Castro, Bogan, Cardoso, Mabragaña, Delpiani y Díaz de Astarloa, 2018	Tararira
Prochilodontidae	*Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837)	Sábalo
Characidae	*Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887)	Mojarra
	Psalidodon rutilus (Jenyns, 1842)	Mojarrón
	Cheirodon interruptus (Jenyns, 1842)	Mojarrita
	Oligosarcus jenynsii (Guenther, 1864)	Dientudo
Siluriformes		
Callichthyidae	*Hoplisoma paleatum* (Jenyns, 1842)	Tachuela
Loricariidae	*Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1836)	Vieja
	Hypostomus commersoni (Valenciennes, 1836)	Vieja de vela
Heptapteridae	*Heptapterus mustelinus* (Valenciennes, 1835)	Bagre anguila
	Pimelodella laticeps Eigenmann, 1917	Bagre cantor
	Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre negro
Synbranchiformes		
Synbranchidae	*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795	Anguila
Cichliformes		
Cichlidae	*Australoheros facetus* (Jenyns, 1842)	Chanchita
Cyprinodontiformes		
Anablepidae	*Jenynsia lineata* (Jenyns, 1842)	Tosquerito
Poecilidae	*Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842)	Madrecita
Cypriniformes		
Cyprinidae	*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758	Carpa
Atheriniformes		
Atherinopsidae	*Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835)	Pejerrey

mencionar que entre diciembre de 2022 y febrero de 2023 se registraron dos mortandades de peces que afectaron mayormente a *O. bonariensis* en un escenario de baja progresiva del volumen de agua, registros medios de pH próximos a 10, temperaturas elevadas y muy baja transparencia (disco de Secchi), en conjunto a un incremento de la vegetación sumergida.

DISCUSIÓN

El conocimiento acerca de la ecología, en especial de las comunidades presentes en los lagos urbanos de Argentina, es aún limitado y fragmentario. Actualmente, se observa un déficit de conocimientos sobre la limnología y el funcionamiento de estos ambientes acuáticos. En este contexto, la calidad del agua constituye una condición clave e indispensable para la supervivencia y el desarrollo de los organismos que conforman las diferentes comunidades. Todas las variables evaluadas se encuadraron dentro de valores de referencia para lagos urbanos a excepción de la conductividad, cuyos registros, principalmente en verano, se diferencian mucho de otros ambientes del país, como los lagos Dalcar y del Parque Sarmiento (Río Cuarto), del Fuerte (Tandil), Don Tomás (La Pampa) y General San Martín ubicado en la ciudad de Salta (Mancini *et al*., 2019; 2024b; Echaniz y Vignatti, 2019; Borja *et al*., 2023), incluso del propio lago de Colón que posee antecedentes de salinidad de 3,5 g/l (Freyre *et al*., 1993) y conductividad de 1,17 mS/cm (Grosman *et al*., 2003). El aumento de la conductividad en verano se asoció al bajo volumen de agua. El bajo nivel, sumado a las alteraciones de algunas variables físico-químicas del agua (aumento de la turbidez, temperatura y pH), desencadenaron las mortandades de peces, coincidente con casos similares acontecidos en proximidades del área de estudio debido a las muy bajas precipitaciones a nivel regional. Esto afectó a todo la biota, siendo los peces los organismos más visibles y por ello fue reflejado en diferentes medios de comunicación.

La transparencia del agua es mayor en la actualidad (Freyre *et al*., 1993; Grosman *et al*., 2003), pero el ambiente se sigue encua-

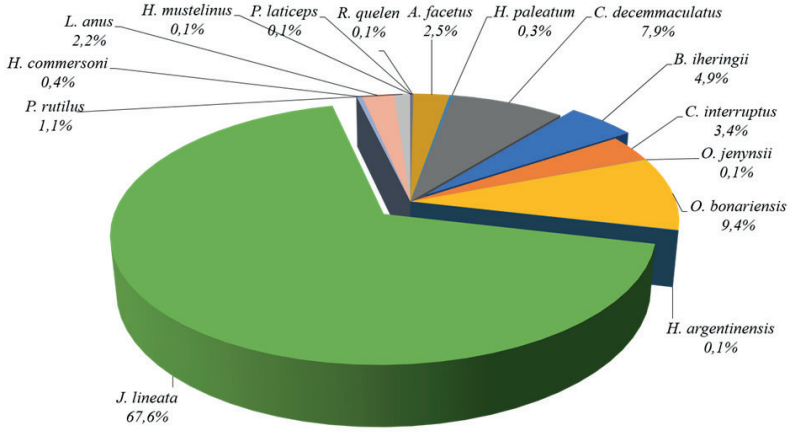


Figura 6. Abundancia relativa de la ictiofauna del lago Whilmar Cúneo correspondiente al muestreo de primavera.

drando como un lago turbio, característica frecuente en estos ecosistemas principalmente durante los meses cálidos (Grosman *et al*., 2003; Gianello *et al*., 2019; Mancini *et al*., 2019; Borja *et al*., 2023). La mayor cobertura de la hidrófita sumergida *Stuckenia* sp. durante el verano, no modificó la condición del ambiente como ha sido descripto también en otros cuerpos de agua similares (Mancini *et al*., 2024a).

A diferencia de otros lagos urbanos del país (Cibils Martina *et al*., 2024), en el fitoplancton del lago W. Cúneo se observó un predominio de cianobacterias filamentosas y coloniales. Ocho de los 13 géneros presentes pueden incluir especies formadoras de floraciones potencialmente tóxicas, tales como los géneros *Anabaenopsis* y *Sphaerospermopsis* (Gianuzzi, 2011; O'Farrell *et al*., 2019). El género *Anabaenopsis*, dominante en invierno y primavera, se distribuye principalmente en lagos y lagunas de regiones tropicales, subtropicales y templadas, siendo reportado como termofílico (Komárek, 2005). Sin embargo, en este estudio fue dominante en invierno, coincidiendo con resultados de Aguilera (2017), que registró poblaciones de algunas especies aún en períodos invernales con bajas temperaturas. Muchas de las especies de este género desarrollan floraciones, en algunos casos tóxicas (Lanaras y Cook, 1994). En Argentina, se han reportado cinco especies formadoras de floraciones del tipo acumulativa, aunque con baja frecuencia de ocurrencia (O'Farrell *et al*., 2019).

En el género *Sphaerospermopsis* fue identificada la especie *S. aphanizomenoides* (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková y Komárek-Legn que tiene una amplia distribución y se ha expandido a gran cantidad de cuerpos de agua, siendo considerada invasora en zonas templadas (Sukenik *et al*., 2012). Ha sido reportada como formadora de floraciones y productora de microcistinas (Sabour *et al*., 2005, Cirés y Ballot, 2016, O'Farrell *et al*., 2019). Su presencia está determinada por la concentración total de fósforo, y crece en condiciones de poca iluminación, principalmente en lagos poco profundos (Budzyńska *et al*., 2019).

Entre los otros géneros registrados, cabe mencionar la presencia de algunas diatomeas como *Anomoeoneis, Campylodiscus* y *Mastogloia*, que, aunque fueron poco abundantes, son característicos de lagos salinos y alcalinos (Spaulding *et al*., 2021), y de euglenoideos como *Trachelomonas*, que son comunes en pequeños cuerpos de agua ricos en materia orgánica, aunque representan un bajo porcentaje de la abundancia de fitoplancton (Wolowski y Grabowska, 2007).

El zooplancton se caracterizó por tener especies de tamaño relativamente reducido, probablemente debido a la depredación por peces, en especial de *O. bonariensis* y *J. lineata* (Iglesias *et al*., 2008; Echaniz y Vignatti, 2017), las dos especies más numerosas que en conjunto alcanzaron más del 75 % de la abundancia relativa de la ictiofauna. El registro de la riqueza y densidad máxima del zooplancton (sobre todo de rotíferos) en coincidencia con las menores temperaturas del agua es una situación diferente a la encontrada en otros lagos urbanos en los que los máximos valores para ambos parámetros se dieron en primavera y verano, con temperaturas más elevadas (Vignatti *et al*., 2024).

La riqueza de los rotíferos fue muy superior a la de cladóceros y copépodos, condición típica de cuerpos de agua con elevado estado trófico (Lodi *et al*., 2011; Nandini *et al*., 2016), situación similar a la observada en el lago urbano Dalcar (Vignatti *et al*., 2024), en la laguna de Chascomús (Diovisalvi *et al*., 2010) y en lago del parque General Belgrano (José de Paggi y Paggi, 1976), donde no solo fue mayor la riqueza sino que también predominaron especies

indicadoras de eutrofia como las del género *Brachionus* (Ferdous y Muktadir, 2009; Nandini *et al*., 2016).

La composición y estructura de la ictiofauna es consecuencia de los niveles tróficos inferiores (especialmente algas e invertebrados) y reflejan el estado de calidad de todo el ecosistema acuático (Sostoa *et al*., 2005) y en el lago Colón, además, es reflejo de las conexiones hidrológicas y de la ubicación geográfica. La riqueza que presenta el lago W. Cúneo no se reflejó en una elevada diversidad producto de la gran abundancia de *J. lineata* que representó el 67,6 % de las capturas totales. Sin embargo, la cantidad actual de especies es igual a la registrada en el lago Dalcar (Mancini *et al*., 2024c) y superior a la reportada en ambientes urbanos de Argentina como General San Martín de la ciudad de 9 de Julio (7 especies), del lago del Fuerte en Tandil (9 especies), ambos de la provincia de Buenos Aires y de La Arocena en la provincia de La Pampa donde se hallaron 7 especies (Gonzales *et al*., 2018), incluso a la registrada en el propio lago de Colón en décadas anteriores (Freyre *et al*., 1993; Grosman *et al*., 2000; 2003), situación que refuerza el rol de los lagos urbanos en la conservación de la biodiversidad. En función de los registros previos, los reiterados desbordes del canal lindero habrían sido una de las causas del incremento de la riqueza de peces, especialmente especies típicas del sistema paranoplatense, situación que ha motivado la realización de nuevos estudios.

Las mayores abundancias relativas de *J. lineata* y *O. bonariensis* serían el reflejo de la condición eurihalina que poseen ambas especies (Menni, 2004) y a su habitual presencia en los ambientes someros de la región pampeana (Mancini *et al*., 2016). En particular, la dominancia de *J. lineata* se explicaría además por la abundante vegetación en la zona litoral (Mancini *et al*., 2024c), ya que esta especie fue una de las menos numerosas en el periodo 1996-2003, cuando las hidrófitas estaban ausentes (Grosman *et al*., 2003), sumado a la tolerancia ambiental y estrategia reproductiva que tiene este pez (Rosso, 2006; Bistoni *et al*., 2022) y a la muy baja abundancia actual de peces piscívoros.

La CPUE de *O. bonariensis* se considera elevada si se compara con ambientes muy productivos como las lagunas pampeanas de Argentina, en especial aquellas abiertas o comunicadas con otros ambientes (Mancini *et al*., 2016), condición propia del lago W. Cúneo.

Las mortandades de peces son frecuentes en los lagos urbanos (Meerhoff y González Sagrario, 2021; Mancini, 2024), situación que incluye al lago de Colón, donde los eventos registrados fueron por consecuencia del bajo volumen y la nula tasa de renovación del agua que afectaron la calidad de la misma como fuera reflejado previamente.

CONCLUSIONES

Los principales aspectos que surgen del primer año de estudio indican que el lago W. Cúneo presenta agua con elevada conductividad y baja transparencia, encuadrándose dentro de la tipología de lagos turbios. El fitoplancton se caracteriza por el predominio de cianobacterias y el zooplancton por el escaso registro de cladóceros y la elevada riqueza de rotíferos. Por su parte, la ictiofauna presenta una elevada riqueza, destacándose *J. lineata* y *O. bonariensis* como las especies de mayor abundancia relativa. Esta última comunidad presenta una alta dependencia de la calidad del agua, estrechamente asociada al volumen del lago. Esta condición se considera responsable de las mortandades registradas en verano 2023, en un contexto de sequía histórica que afectó a la región central del país. La elevada riqueza de especies pre-

sente sólo en las comunidades evaluadas, remarca la importancia de los lagos urbanos en la conservación de la biodiversidad. Este hecho resalta la necesidad de reforzar acciones tendientes a la protección de estos ecosistemas, los cuales son muy utilizados y valorados por los habitantes de las ciudades lindantes. En este sentido, futuros monitoreos deberían complementarse con otros análisis de calidad de agua que permitan evaluar la integridad ecológica del ecosistema con mayor profundidad.

AGRADECIMIENTOS

A la Municipalidad de Colón, al Club Alianza de dicha ciudad y Raúl Daniel Muzi, Diego Miguel Rodríguez, Luciano Vignaroli, Lisandro Vidano y Federico Bails por la valiosa colaboración brindada para la realización del presente trabajo.

BIBLIOGRAFIA

Aguilera, A. (2017). *Cianobacterias toxígenas: estudios taxonómicos y fisiológicos moleculares de cepas filamentosas formadoras de floraciones presentes en cuerpos de agua someros.* Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional de Mar del Plata.

Albornoz, H., González Castelain, J., Cifuentes, M. y Rodríguez, L. (2009). Estado trófico y monitoreo de variables limnológicas en un lago artificial (lago del Fuerte, Tandil, Buenos Aires). *Biología Acuática*, *26*, 1-6.

Ampatzidis, P. and Kershaw, T. (2020). A review of the impact of blue space on the urban microclimate. *Science of The Total Environment, 730,* 139068.

Berasain, G., Argemi, F. y Remes Lenicov, M. (2005). Lago Colón, partido de Colón. Campaña de relevamientos limnologicos e ictiológicos. Informe Técnico Técnico 73, Dirección Desarrollo Pesquero. Subsecretaria de Actividades Pesqueras, MAA. 13 p.

Bistoni, M. A., Mancini, M., Liotta, J., Garnero, P., Rivetti N. y Salinas, V. (2022). *Peces de la provincia de Córdoba (Argentina). Ecología y estado de conservación*. Editorial Universidad Nacional de Córdoba.

Borja, C., Alvarez Dalinger, F., Lozano, V., Muñoz, C. y Moraña, L. (2024). Calidad de agua y fitoplancton del lago del Parque San Martín (Salta, Argentina). *Lhawet/ Nuestro entorno, Publicación del Instituto de Ecología y Ambiente Humano, 9 (9),* 35-43.

Budzyńska, A., Rosinska, J., Pełechata, A., Toporowska, M., Napiórkowska-Krzebietke, A., Kozak, A., Messyasz, B., Pęczuła, W., Kokocinski, M., Szeląg-Wasielewska, E., Grabowska, M. Madrecka-Witkowska, B. Niedźwiecki, M. , Alcaraz Párraga, P., Pelechaty, M., Karpowicz, M. and Pawlik-Skowrońska, B. (2019). Environmental factors driving the occurrence of the invasive cyanobacterium *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Nostocales) in temperate lakes. *Science of the Total Environment*, *650*, 1338-1347.

Cibils Martina, L., Gnesutta, L., Gari, N. y Luque, M. (2024). Análisis estacional en el fitoplancton del lago Dalcar. En M. Mancini (Ed.), *El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad* (71-84). UniRío Editora.

Cirés S. and Ballot, A. (2016). A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (Cyanobacteria). *Harmful Algae*, *54*, 21-43.

Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. (2012). *InfoStat*. Editorial Universidad Nacional de Córdoba.

Diovisalvi, N., Berasain, G., Unrein, F., Colautti, D., Fermani, P., Llames, M., Torremorell, A., Lagomarsino, L., Pérez, G., Escaray, R., Bustingorry, V., Ferraro, V. y Zagarese, H. (2010). Chascomús: estructura y funcionamiento de una laguna pampeana turbia. *Ecología Austral, 20*, 115-127.

Echaniz, S. and 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. and Vignatti, A. (2019). Limnology of shallow lakes of the semi-arid Central Pampa of Argentina. *Acta Limnologica Brasiliensia, 31*, e11. https://doi.org/10.1590/S2179-975X4817

Ferdous, Z. and Muktadir, K. (2009). A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. *American Journal of Applied Sciences, 6(10)*, 1815-1819.

Freyre L., Maroñas, M., Ponte Gómez, J. y Sendra, E.

(1993). Relevamiento pesquero del lago Municipal de Colón, Provincia de Buenos Aires. *Aquatec, 2*, 1- 9.

Gianello, D., Avila-Hernandez, E., Aguer, I. and Crettaz-Minaglia, M. (2019). Water quality assessment of a temperate urban lagoon using physico-chemical and biological indicators. *SN Applied Sciences, 1*, 470. https://doi.org/10.1007/s42452-019-0469-5

Gianuzzi, L. (2011). *Cianobacterias como determinantes ambientales en la salud*. Ministerio de Salud de la Nación.

Gonzales, M., Videla, A., Muller, A., Srur, F., Galea, J., Pratts, P., y Del Ponti, O. (2018). *Diagnosis pesquera de Odontesthes bonariensis (Cuvier y Valenciennes, 1835) en la reserva natural urbana Delfín Pérez*. V Congreso Pampeano del Agua, Santa Rosa, La Pampa.

Grellier, J., White, M., Albin, M., Bell, S., Elliot, L., Gascón, M., Gualdi, S., Mancini, L., Nieuwenhuijsen, M., Sarigiannis, D., van den Bosch, M., Wolf, T., Wuijts, S. and Fleming, L. (2017). BlueHealth: a study programme protocol for mapping and quantifying the potential benefits to public health and well-being from Europe's blue spaces. *BMJ Open, 7*, e016188.

Grosman, F., González, G., Agüeria, D. y Sanzano, P. (2000). Ictiología del "Lago municipal de Colón" (Argentina), como un ejemplo de dinámica ambiental. *AquaTIC, 10,* 3-4.

Grosman, F., Sanzano, P., Agüeria, D. y Rudzik, G. (2003). *Efecto de una inundación sobre la estructura y funcionamiento de la comunidad de peces de un ambiente artificial de Colón (Argentina).* II Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura, Zaragoza.

Guiry, M. D. and Guiry, G. M. (2024). AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.

Haro, J. y Bistoni, M. (2007). *Peces de Córdoba*. Editorial de la Universidad Nacional de Córdoba.

Hilt, S., Van de Weyer, K., Kohler, A. and Chorus, I. (2010). Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restoration Ecology, 18(S2),* 452–461.

Iglesias, C., Mazzeo, N., Goyenola, G., Fosalba, C., Teixeira de Mello, F., García, S. and 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.

José de Paggi, S. y Paggi, J. (1976). Distribución espacial y temporal del zooplancton de un cuerpo de agua eutrófico, el lago del Parque General Belgrano, Santa Fe. *Physis, 35*, 171-183.

Komárek, J. (2005). Phenotype diversity of the heterocytous cyanoprokaryotic genus *Anabaenopsis*. *Czech Phycology*, 1–35.

Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera. En B. Büdel, G. Gärtner, L. Krienitz y M. Schagerl (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Springer-Verlag.

Koste, W. (1978). *Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas*. Borntraeger.

Lanaras, T. and Cook, C. M. (1994). Toxin extraction from an *Anabaenopsis milleri* – dominated bloom. *Science of Total Environment, 142,* 163–169.

Lodi, S., Cardoso Galli Vieira, L., Felipe Machado Velho, L., Costa Bonecker, C., de Carvalho, P. and Bini, L. M. (2011). Zooplankton community metrics as indicators of eutrophication in urban lakes. *Brazilian Journal of Nature Conservation Research Letters Natureza and Conservação, 9,* 87–92.

Magurran, A. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Editorial Vedia.

Mancini, M. y Grosman, F. (2008). *El pejerrey de las lagunas pampeanas. Análisis de casos tendientes a una gestión integral de las pesquerías*. Editorial Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires y de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

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. Sanzano, P., Del Ponti, O. y Salinas, V. (2016). Características limnológicas, ictiofauna y abundancia de *Odontesthes bonariensis* de 35 lagunas de la región pampeana (Argentina). *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, *29*, 79-83.

Mancini, M., Vignatti, A., Cibils Martina, L., Salinas, V., Cabrera, G., Bonansea, M., Mancinelli, M. y Lucero, J. (2019). Caracterización limnológica y primer registro de una floración de *Ceratium hirundinella* en el lago urbano del Parque Sarmiento (Río Cuarto, Argentina). *Ab Intus,* (Ed. Especial), 134.

Mancini, M. (2024). *El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su impor-*

tancia en la conservación de la biodiversidad. UniRío Editora.

Mancini, M., Echaniz, S., Vignatti, A., Salinas, V., Bonansea, M., Cibils Martina, L. y Nuñez, C. (2024a). Estado trófico y su relación con los organismos autótrofos del lago Dalcar. En M. Mancini (Ed.), *El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad* (46-60). UniRío Editora.

Mancini, M., Salinas, V., Prieto, G. y Marzuoli, J. (2024b). Caracterización básica de la morfometría y físico-química del agua del lago Dalcar. En M. Mancini (Ed.), *El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad* (26-37). UniRío Editora.

Mancini, M., Salinas, V., Marzuoli, J., Sardella, C. y Regis, L. (2024c). Riqueza, diversidad y macroparásitos de la fauna de peces del lago Dalcar. En M. Mancini (Ed.), *El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad* (107-122). UniRío Editora.

McAleece, N., Lambshead, P. J. D., Paterson, G. L. J. and Gage, J. D. (1997). *BioDiversity Professional version 2*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.

McDougall, C., Quilliam, R., Hanley, N. and Oliver, D. (2020). Freshwater blue space and population health: An emerging research agenda (review). *Science of the Total Environment, 737*, 140196.

Menni, R. (2004). *Peces y ambiente en la Argentina continental*. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nº 5.

Meerhoff, M. and González-Sagrario, M. (2021). Habitat complexity in shallow lakes and ponds: importance, threats, and potential for restoration. *Hydrobiologia*, https://doi.org/10.1007/s10750-021-04771-y.

Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. and García-Rodríguez, F. (2005). *Diatoms of Uruguay. Compared with other taxa from South America and elsewhere.* Editorial Gantner Verlag K.G.

Mills, S., Alcántara-Rodríguez, A., Ciros-Pérez, J., Gómez, A. Hagiwara, A., Hinson Galindo, K., Jersabek, C., Malekzadeh-Viayeh, R., Leasi, J., Lee, F., Welch, D., Papakostas, S., Riss, S., Segers, H., Serra, M., Shiel, R., Smolak, R., Snell, T., Stelzer, C., Tang, C., Wallace, R., Fontaneto D. and Walsh, E. (2016). Fifteen species in one: deciphering the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera, Monogononta) through DNA taxonomy. *Hydrobiologia, 796(1),* 39–58.

Nandini, S., Ramírez García, P. and Sarma, S.S.S. (2016). Water Quality Indicators in Lake Xochimilco, Mexico: zooplankton and Vibrio cholerae. *Journal of Limnology, 75(1),* 91-100. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2015.1213.

O'Farrell, I., Motta, C., Forastier, M., Polla, W., Otaño, S., Meichtry, N., Devercelli, M. and Lombardo, R. (2019). Ecological meta-analysis of bloom-forming planktonic Cyanobacteria in Argentina. *Harmful Algae, 83*, 1–13.

Paggi, J. (1995). Cladocera. En E. Lopretto y G. Tell (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio* (pp. 909 – 951). Ediciones Sur.

Paggi, J. (1998). Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). En S. Coscarón y J. J. Morrone (Eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos* (pp. 507-518). Ediciones Sur.

Patrick, R. and 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. and 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.

Quirós, R., Rosso, J., Renella, A., Sosnovsky, A. y Boveri, M. (2002). Análisis del estado trófico de las lagunas pampeanas (Argentina). *Interciencia, 27*, 584-591.

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

Ringuelet, R. (1958). Los crustáceos copépodos de aguas continentales de República Argentina. Sinopsis sistemática. *Zoología*, 1, 35-126.

Rodríguez-Flórez, C., Vinocur, A. y Izaguirre, I. (2019). Dinámica del fitoplancton en tres lagos urbanos con diferentes estrategias de manejo: Análisis de floraciones estivales. *Ecología Austral, 29: 72-93.* https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.743.

Rosso, J. J. (2006). *Peces pampeanos. Guía y ecología.* Editorial L.O.L.A.

Ruttner-Kolisko, A. (1974). Plankton rotifers; Biology and taxonomy. *Die Binnengewässer, 26*, 1-146.

Sabour, B., Loudiki, M., Oudra, B., Vasconcelos, V.,

Oubraim, S. and Fawzi, B. (2005). Dynamics and toxicity of *Anabaena aphanizomenoides* (Cyanobacteria) waterblooms in the shallow brackish Oued Mellah lake (Morocco). *Aquatic Ecosystem Health & Management, 8,* 95–104.

Schramm, H. y Edwards, G. (1994). The perspectives on urban fisheries management. *Fisheries, 19(10),* 9-15.

Segers, H. (1995). Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). En H. J. Dumont and T. Nogrady (Eds.), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6* (pp. 106-120). SPB Academic Publishing BV.

Smith, N., Georgiou, M., King, A., Tieges, Z., Webb, S. and Chastin, S. (2021) Urban blue spaces and human health: A systematic review and meta-analysis of quantitative studies. *Cities, 119,* 103413.

Sostoa, A., García de Jalón, D. y García Berthou, E. (2005). *Protocolo de muestreo y análisis de la ictiofauna. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua*. Confederación del Ebro, Ministerio de Medio Ambiente.

Spaulding, S. A., Potapova, M. G., Obispo, I., Bishop, I. W., Lee, S. S., Gasperak, T. S., Jovanoska, E., Furey, P. and Edlund, M. B. (2021). Diatoms.org: supporting taxonomists, connecting communities. *Diatom Research, 36(4)*, 291-304.

Sukenik, A., Hadas, H., Kaplan, A. and Quesada, A. (2012). Invasion of Nostocales (cyanobacteria) to subtropical and temperate freshwater lakes–physiological, regional, and global driving forces. *Frontiers in Microbiology, 3,* 86.

Teubner, K., Teubner, I., Pall, K., Kabas, W., Tolotti, M., Ofenböck, T. and Dokulil, M. (2021). New emphasis on water clarity as socio ecological indicator for urban water, a short illustration. En B. Cyffka, F. Betz, T. Borgs, M. Gelhaus, B. Stammel, M. Vontz (Eds.), *Extended Abstracts 43rd IAD conference* (70-78). Aueninstitut Neuburg.

Vignatti, A., Echaniz, S., Cabrera, G., Mancini, M. y Salinas, V. (2024). El zooplancton del lago Dalcar. En M. Mancini (Ed.), *El lago urbano Villa Dalcar (Río Cuarto, Argentina). Estado ambiental y su importancia en la conservación de la biodiversidad* (85-94). UniRío Editora.

Villafañe, V. E. y Reid, F. M. H. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En K. Alveal, M. E. Ferrario, E. C. Oliveira y E. Sar (Eds.), *Manual de Métodos Ficológicos* (169-185). Universidad de Concepción, Concepción, Chile.

Völker, S. and Kistemann, T. (2011). The impact of blue space on human health and well-being –Salutogenetic health effects of inland surface waters: A review. *International Journal of Hygiene and Environmental Health, 214,* 449– 460.

Wolowski, K. and Grabowska, M. (2007). *Trachelomonas* species as the main component of the euglenophyte community in the Siemianówka Reservoir (Narew River, Poland*). Annales de Limnologie-International Journal of Limnology, 43(3),* 207-218

Recibido: 15/07/2025 - Aceptado: 30/10/2025 - Publicado: 20/12/2025