

ARTÍCULO

HUMEDALES DEL PARQUE NACIONAL MBURUCUYÁ (CORRIENTES, ARGENTINA): CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA Y DIVERSIDAD DEL FITOPLANCTON

Wetlands of Mburucuyá National Park (Corrientes, Argentina): limnological characterization and phytoplankton diversit

Forastier, M. E.*^{1,2} & Duarte, L. N.²

RESUMEN: El objetivo de este trabajo fue contribuir al conocimiento de la diversidad del fitoplancton y caracterización limnológica de los humedales que se encuentran protegidos en el Parque Nacional Mburucuyá. Se analizó la abundancia, diversidad, riqueza de especies y equitatividad del fitoplancton en ambientes acuáticos en tres estaciones del año, 2008-2009 y se tomaron *in situ* variables químicas y físicas del ambiente. Las grandes lagunas del Parque Nacional Mburucuyá presentan predominio del grupo Cyanobacteria, particularmente *Raphidiopsis raciborskii*, la cual es potencial productora de cianotoxinas. Las variables limnológicas corresponden a lagunas con efectos antrópicos, en este caso marcados históricamente por la agricultura y ganadería. Por este motivo, se propone implementar un monitoreo ambiental, con el fin, registrar la evolución limnológica y del fitoplancton de estos humedales, los cuales durante décadas fueron afectados por actividades humanas.

PALABRAS CLAVES: Área protegida, Cyanobacteria, Diversidad, Humedales.

¹ Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL-CONICET-UNNE).

² Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (UNNE).

* Autor de correspondencia. Marina Elizabeth Forastier. E-mail: mforastier@exa.unne.edu.ar

Como citar este artículo: Arce Cendoya, S., Barragán, F. G. & Geraldí, A. M. (2025). Variabilidad espacio-temporal de cuerpos de agua someros en un área de la región pampeana. Revista FACENA 35(1), 42-65. Doi: <https://doi.org/10.30972/fac.3517367>

Recibido/Received: 26/06/2024. Revisión: 27/06/2024. Aceptado/Accepted: 27/08/2024.

Editor asociado: Félix Ignacio Contreras.

Publicado en línea: 30/07/2025. ISSN 1851-507X en línea.

ABSTRACT: The objective of this work was to contribute to the knowledge of phytoplankton diversity and limnological characterization of wetlands that are protected in the Mburucuyá National Park. The abundance, diversity, species richness and equitability of phytoplankton in aquatic environments were analyzed in three seasons of the year, 2008-2009, and chemical and physical variables of the environment were taken in situ. The large lagoons of the Mburucuyá National Park are dominated by the Cyanobacteria group, particularly *Raphidiopsis raciborskii*, which is a potential producer of cyanotoxins. The limnological variables correspond to lagoons with anthropic effects, in this case historically marked by agriculture and livestock. For this reason, it is proposed to implement environmental monitoring in order to record the limnological and phytoplankton evolution of these wetlands, which for decades were affected by human activities.

KEYWORDS: Protected area, Cyanobacteria, Diversity, Wetlands.

INTRODUCCION

La disponibilidad y la calidad del agua son dos factores claves para la vida y el desarrollo en cualquier región del mundo (Fernandez Cirelli y Volpedo, 2020). Los humedales juegan un papel fundamental en el ciclo hidrológico, al servir como reguladores y fuente de abastecimiento de agua jugando un papel fundamental en el clima mundial como moderadores de emisiones a la atmósfera (López Portillo et al., 2010).

Los humedales del nordeste argentino, se encuentran delimitados por los grandes ríos que integran la Cuenca del Plata, se caracterizan por ser ambientes acuáticos con variadas características limnológicas, como también formas y tamaños. Dentro de los extensos humedales en el centro de la provincia de Corrientes se encuentran dos áreas protegidas, una dentro de la cuenca del río Santa Lucía El Parque Nacional Mburucuyá y otra dentro de la cuenca del río Corriente “Los Esteros del Iberá” como Reserva Natural desde 1983 y desde 2002 han sido protegidos internacionalmente como Sitio Ramsar Esteros del Iberá (Sabater et al., 2022).

El Parque Nacional Mburucuyá (PNM) fue creado por Ley Nacional Nº 25.447,

está ubicado en el departamento homónimo, en el noroeste de la Provincia de Corrientes. La superficie de su cuenca ocupa aproximadamente el 5,5% del total de la superficie de la Provincia y presenta numerosas lagunas, arroyos y extensos esteros (APN, 2019).

El Parque Nacional Mburucuyá es un ecotono entre las provincias fitogeográficas Paranaense, Chaqueña y del Espinal (Cabrera, 1976); representa el límite norte de la Ecorregión Esteros del Iberá (Burkart *et al.* 1999). El PNM se encuentra en recuperación, debido a la fuerte explotación, principalmente ganadera, durante más de dos siglos (Lopez Ruf *et al.*, 2003; Saibene y Montanelli, 1997), lo que permite aún observar los vestigios de la fuerte acción antrópica a la que fue sometida. Actualmente está rodeada de forestaciones y los cursos de agua tienen riesgo de ser contaminadas principalmente por arroceras (APN, 2019).

En el Parque Nacional Mburucuyá (PNM) se realizaron múltiples estudios referidos a la flora y la fauna acuática y terrestre (Álvarez *et al.*, 2000; Lopez Ruf *et al.*, 2003; Rubio *et al.*, 2008; Chatellenaz *et al.*, 2010; Macluf *et al.*, 2010; Michling y Ferraro, 2012; Meza Torres, *et al.*, 2013) donde se hace hincapié en la conservación de la diversidad de organismos.

El sistema hídrico protegido, cuenta con 104 lagunas ubicadas sobre las lomadas arenosas, algunas de ellas estacionales, otras permanentes (APN, 2002). Los ambientes acuáticos comprenden lagunas de contorno aproximadamente circular, cañadas, esteros, y pequeños cursos de agua corriente (drenaje de otros cuerpos de agua), con aguas transparentes o de baja turbiedad, y fondos arenosos. Casi todos esos ambientes tienen abundantes plantas acuáticas, flotantes, sumergidas o emergentes (López Ruf *et al.*, 2003). Estas lagunas presentan el comportamiento hidrológico característico de los cursos de agua que dependen de precipitaciones locales en la llanura del noreste argentino que, debido a las escasas pendientes, poseen grandes dificultades para el drenaje (Contreras y Contreras, 2017).

En la provincia de Corrientes los ambientes acuáticos se caracterizan por ser, ácidas en muchos casos castañas, con buena concentración de oxígeno

y baja salinidad y en pocos casos con floraciones de Cyanobacteria como componente del fitoplancton (Forastier y Zalocar, 2014; Poi *et al.*, 2017).

El fitoplancton, es la comunidad de organismos suspendidos en la columna de agua, que en muchos casos son microscópicos con poca movilidad. Los organismos que integran el fitoplancton son diversos y son considerados una valiosa herramienta de seguimiento en los ecosistemas acuáticos y humedales. Son utilizados como bioindicadores dado que, por sus cortos ciclos de vida y su alta sensibilidad a los cambios físicos, químicos y ambientales del agua, permite conocer el estado de un ecosistema (Rojas-Luna, y Pardo-Castañeda, 2024).

Los estudios de la calidad del agua y del fitoplancton son actualmente de vital importancia debido a las funciones ecológicas y ecosistémicas que brindan. Existe mucho interés por las investigaciones sobre especies de microalgas que forman floraciones o “bloom” algal. Siendo las floraciones algales un fenómeno dado por el aumento excesivo en densidad de una especie en particular sobre el resto de la comunidad fitoplanctónica, llegando muchas veces al cambio de la coloración del agua. Las consecuencias de estos eventos pueden ser negativas sobre la calidad del agua y la biota acuática (Forastier, 2012; Chorus, *et al.*, 2021).

El objetivo de este trabajo es realizar por primera vez, la caracterización limnológica y analizar la diversidad del fitoplancton en los humedales del Parque Nacional Mburucuyá, Provincia de Corrientes, Argentina.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los ambientes estudiados se encuentran dentro del Parque Nacional Mburucuyá (PNM), situado entre 27° 58' - 28° 05' S y 57° 59' - 58° 08' W, en el noroeste de la provincia de Corrientes y cuenta con una superficie de 17.086 ha (APN, 2019).

Esta cuenca se encuentra emplazada sobre una unidad geomorfológica más amplia conocida como mega abanico aluvial del Paraná que determina sus

rasgos morfométricos (Smichowski y Contreras, 2023). El relieve se caracteriza por poseer ondulaciones suaves, con lomadas arenosas y depresiones con lagunas y planicies inundables. Las lagunas dependen exclusivamente de las lluvias locales (que caen en el lugar). Abundantes lluvias permiten que los niveles de las aguas aumenten y que hasta incluso se desborden y conecten las lagunas entre sí (Contreras *et al.*, 2018).

El PNM se encuentra en el sistema del río Santa Lucía que nace en los esteros del mismo nombre. Tiene recorrido NO-SO y desemboca al norte de la ciudad de Goya en el tramo medio del río Paraná. Presenta un clima subtropical húmedo (Cfa) de acuerdo a la clasificación propuesta por Köppen-Geiger (Kottek *et al.*, 2006) con veranos cálidos e inviernos frescos y suaves y con precipitaciones abundantes. Siete meses al año las temperaturas promedio superan los 20°C y los restantes oscilan entre 10 y 20°C. Las precipitaciones medias anuales sobrepasan los 1300 mm (APN, 2019)

Diseño de muestreo

Los muestreos se realizaron estacionalmente en primavera, verano e invierno entre los años 2008 y 2009, los cuales se encontraban dentro del período seco, con baja precipitación. Se obtuvieron 18 muestras en 5 lagunas y 1 arroyo.

Para realizar una caracterización de los humedales muestreados se realizó observación visual, en donde se registraron vegetación acuática flotante, sumergida en el cuerpo de agua. Para las determinaciones taxonómicas de los vegetales asociados a los humedales se utilizó el libro Flora del Iberá, (Arbo *et al.*, 2002).

Se analizaron las variables ambientales y el fitoplancton de cinco lagunas denominadas: Laguna Lag. Gallego (1), Laguna Santa Teresa (2), Laguna Lolo (3), Laguna 17 Chica (4), Laguna 17 Grande (5), y un curso de agua superficial que define el límite sur del PNM, el arroyo Portillo (Fig. 1).

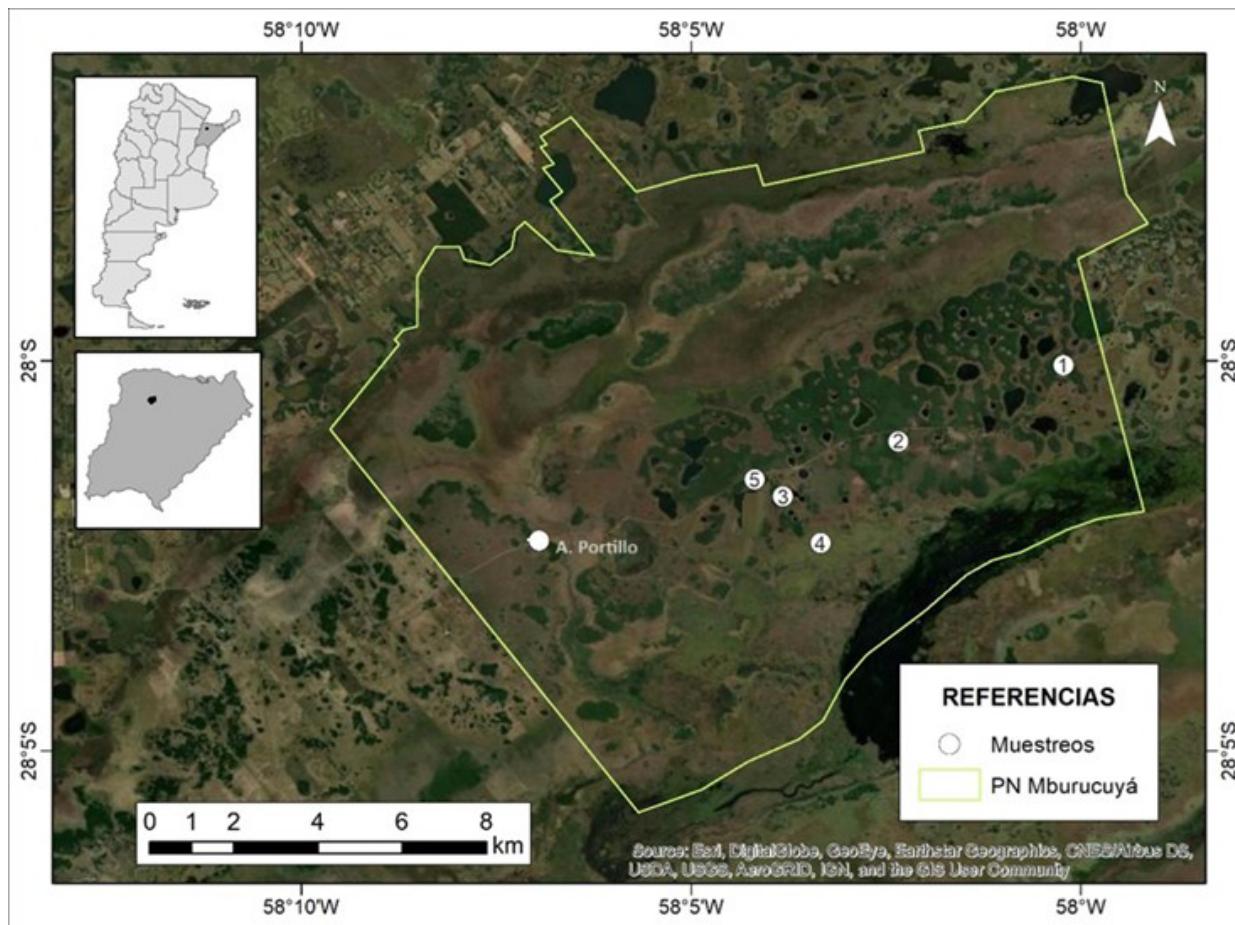


Fig. 1. Área de estudio en El Parque Nacional Mburucuyá, en el Nordeste de Argentina, mostrando los sitios de muestreo. Laguna Gallego (1); ($27^{\circ} 59' 63'' S$; $58^{\circ} 03' 49'' W$); Laguna Santa Teresa (2) ($28^{\circ} 01' 02'' S$; $58^{\circ} 01' 80'' W$); Laguna Lolo (3) ($28^{\circ} 01' 80'' S$; $58^{\circ} 02' 80'' W$); Laguna 17 Chica (4) ($28^{\circ} 01' 64'' S$; $58^{\circ} 03' 71'' W$), Laguna 17 Grande (5) ($28^{\circ} 01' 49'' S$; $58^{\circ} 04' 06'' W$); Arroyo Portillo ($28^{\circ} 02' 18'' S$; $58^{\circ} 06' 57'' W$).

Variables ambientales

Se midieron *in situ* las siguientes variables ambientales: temperatura (con termómetro), transparencia del agua (con disco de Secchi de 25 cm de diámetro), pH (peachímetro Metrohm AG Herisau), conductividad (conductímetro YSI 33 SCT) y concentración de oxígeno disuelto (Oxímetro YSI 54 A). Se tomaron muestras para el análisis de nutrientes (amonio, nitrito+nitratos, y ortofosfatos), las cuales fueron conservadas en frío y oscuridad hasta los laboratorios de Química del Centro de Ecología Aplicada del Litoral, donde fueron procesadas de acuerdo a las técnicas APHA (1990). El contenido de nutrientes se determinó a partir del análisis de nitratos y ortofosfatos solubles. Los nitratos se midieron empleando el método del ácido fenoldisulfónico con lecturas a 410 nm y los fosfatos solubles por el método

del cloruro estañoso y lecturas a 690 nm. El método se basa en la reacción del amonio con el reactivo de Nessler ($\text{HgI}_2 + \text{KI}$) que da coloración pardo amarillenta (APHA, 2005).

Fitoplancton

En los ambientes acuáticos, se tomaron muestras de la columna de agua para el análisis del fitoplancton en el área limnética, más profunda y libre de vegetación. Se tomaron muestras cuantitativas y cualitativas. Las primeras se obtuvieron subsuperficialmente (500 ml) y se fijaron *in situ* con lugol acético al 1%. Para la recolección de las muestras cualitativas se utilizó una red de plancton de 25 μm de abertura de poro. Una parte del concentrado fue fijado con formaldehído al 1% y la otra parte se mantuvo sin fijar y refrigerada hasta el laboratorio, para la determinación de las especies.

Para las determinaciones taxonómicas se utilizaron las tradicionales obras de Geitler (1932) y Bourrelly (1970) entre otras, complementando con bibliografía actualizada de su clasificación y ubicación de los taxones en relación a aspectos fisiológicos y moleculares (por ejemplo, Guiry y Guiry, 2021). Las muestras cuantitativas fueron analizadas en microscopio invertido, utilizando los métodos de Utermöhl (1958) y Lund *et al.*, (1958). Se emplearon cámaras tubulares de 2, 5 y 10 cm^3 de acuerdo a la concentración de fitoplancton y/o material orgánico o inorgánico presente en cada muestra. Se contaron como mínimo 100 individuos dominantes (células, cenobios, colonias, filamentos, tal como se encuentran en la naturaleza). La abundancia fue expresada en términos de densidad, como número de individuos por mililitro (ind.ml^{-1}), considerando la abundancia total y abundancia de los grupos taxonómicos del fitoplancton. Se contabilizó el número de especies para el análisis de riqueza y diversidad. La diversidad específica (H') fue estimada por el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963), a partir de los datos de densidad (ind.ml^{-1}) y expresada en bits ind.^{-1} según la expresión: $H' = -\sum \pi_i \log_2 \pi_i$; donde H' = índice de diversidad, $\pi_i = N_i / N$, N_i = número total de individuos de cada especie en la muestra, N = número total de individuos en la muestra. Para determinar la riqueza de especies se utilizó el índice propuesto por

Margalef (1958) en estudios del plancton: $RE = (S-1)/\ln N$; donde: S= número de taxones en la muestra, N= número total de individuos. La Dominancia de especies fue estimada por la expresión: $1 - \text{Indice de Simpson}$ (Krebs, 1972) mediante la expresión: $D = 1 - \sum (pi)^2$, donde: D = Dominancia, pi = abundancia de especies i en la comunidad. Este índice da poco peso a las especies raras y sus valores oscilan entre 0 y 1 (Krebs, 1972).

Análisis estadístico

Los datos fueron transformados con transformación logarítmica $\log_{10}(x+1)$, después de analizar la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro Wilk. Para determinar las diferencias en la abundancia del fitoplancton entre cada período estudiado se realizó un ANOVA con post test DGC, utilizando el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2020). Se realizaron correlaciones de Pearson. Las diferencias fueron consideradas como significativas con un $p < 0.05$.

RESULTADOS

Variables ambientales

La mayoría de las lagunas presentaron pequeñas dimensiones en el momento del muestreo, superficie entre 1 ha (lagunas 2, 3, 6) y 38 ha (laguna 1), con formas predominantemente redondas. La profundidad osciló entre 1 y 3,5 metros. El arroyo Portillo, posee una profundidad de 1,5 m y un ancho aproximado de 2 m en la zona sur, límite del el PNM. Las lagunas se caracterizaron por presentar macrófitas sumergidas (*Egeria sp.*, *Utricularia sp.*, *Cabomba caroliniana*), arraigadas de hojas flotantes (*Nymphaea sp.*, *Nymphoides indica*) y flotantes libres (*Eichhornia sp.*, *Salvinia biloba*). La vegetación marginal se caracterizó por la dominancia de *Schoenoplectus californicus*. La vegetación en el arroyo Portillo estuvo integrada por *Miriophyllum sp.*, *Azolla caroliniana*, *Potamogeton sp.*, *Eichhornia azurea* y *Cabomba caroliniana* (Tabla1)

Tabla 1. Rango de valores(Mínimo-Máximo) de las variables ambientales en los ambientes acuáticos de la cuenca del Santa Lucía (PNM) durante el periodo de estudio 2006-2009. n/d : no detectable; s/d: sin dato.

Nombre/ sitios de muestreo	Forma - Superficie Profundidad -Vegetación	Temp. del agua (°C)	disco de Secchi (m)	pH (u)	O ₂ disuelto (mg.L ⁻¹)	Cond. (μS cm ⁻¹)	Amonio (μg L ⁻¹)	Nitritos + Nitratos (μg L ⁻¹)	Ortofósforatos (μg L ⁻¹)
Laguna Gallego -1	triangular- 38 ha 3,5 m - Sumergida (40%)	13-19,5	0,50- 1,60	6,6- 8,3	6,2-8,3	32-56	630	60	<5
Laguna Santa Teresa -2	redondeada 1 ha 1,6 m- Sumergida (90%); Flotante (50%)	13-19,5	0,50- 1,60 (fondo)	6,0- 6,6	6,2-9,1	19-36	50	n/d	<5
Laguna Lolo (3)	triangular-8,5 ha 2 m- Sumergida (40%)	14-31,5	0,15- 0,30	7,1- 8,7	0-9,6	42-65	260	n/d	<5
Laguna 17 Chica (4)	redondeada 1 ha 2 m- Sumergida (70%)	13,4-38	0,20- 0,45	6,7- 8,5	8,6-9,2	24-58	285	n/d	8
Laguna 17 Grande (5)	Redondeada- elongada 25 ha 3 m- Flotante (40%);	13-34	0,17- 0,28	7,9- 8,7	7,4-8,8	30-55	670	n/d	<5
Arroyo Portillo	3 m ancho 1,5 m- Sumergida (30%); Flotante (40%)	dic-36	n/d	6,9- 8,2	7-ago	81-527	25	190	<5

La temperatura del agua presentó variaciones estacionales con máximas durante el muestreo de verano (38°C) en la laguna 5 y mínimas en el de invierno (12°C) en el arroyo Portillo, con un valor promedio de 20°C en toda la cuenca (Tabla 1). La concentración de oxígeno disuelto osciló entre 6,2 y 9,6 mg L⁻¹. La conductividad fue baja y osciló entre 19 y 65 μS cm⁻¹, mientras que los valores más altos (81-527 μS cm⁻¹) se registraron en el arroyo Portillo. El pH presentó valores en un rango comprendido entre 6,0 y 8,7 unidades.

Teniendo en cuenta los nutrientes con respecto al amonio los valores oscilaron entre 50 y 670 μg L⁻¹ en general, mientras que en el arroyo Portillo fue

ligeramente más bajo ($25 \mu\text{g L}^{-1}$). Los nitritos+nitratos en cambio fueron elevados en el arroyo Portillo ($190 \mu\text{g L}^{-1}$) con respecto a las lagunas, donde los valores estuvieron por debajo de los límites de detección del método excepto en la laguna Gallego con valores de $60 \mu\text{g L}^{-1}$. El fosfato (como ortofosfatos) presentó valores inferiores a $8 \mu\text{g L}^{-1}$.

Fitoplancton

En los humedales del PNM se registraron 56 taxones de algas distribuidos en los siguientes grupos: Cyanobacteria (33), Chlorophyceae (12), Cryptophyceae (2), Bacillariophyceae (2), Dinophyceae (1), Xanthophyceae (2), Chrysophyceae (1) y Euglenophyceae (4).

La densidad del fitoplancton tuvo un promedio de $19510,30 \text{ ind.ml}^{-1}$ (± 41953) oscilando entre valores mínimos de 105 ind.ml^{-1} y máximos de $184568 \text{ ind.ml}^{-1}$.

A pesar de observarse una amplia diferencia entre la densidad del fitoplancton en los diferentes sitios de muestreo, esto no se vio reflejado en el resultado de los análisis estadísticos (Fig. 2) donde no existió diferencia significativa de la abundancia del fitoplancton entre humedales (ANOVA, $P=0,3617$); sin embargo teniendo en cuenta los grupos taxonómicos que contribuyeron a la abundancia total del fitoplancton, en cada humedal fueron diferentes (Fig. 3), siendo Cyanobacteria la más abundante del fitoplancton, seguidas por Chlorophyceae, Cryptophyceae y Bacillarophyceae, y las menos representadas en abundancia fueron Dinophyceae; Euglenophyceae, Xanthophyceae, y Crysophyceae (ANOVA, $P=<0,0001$)

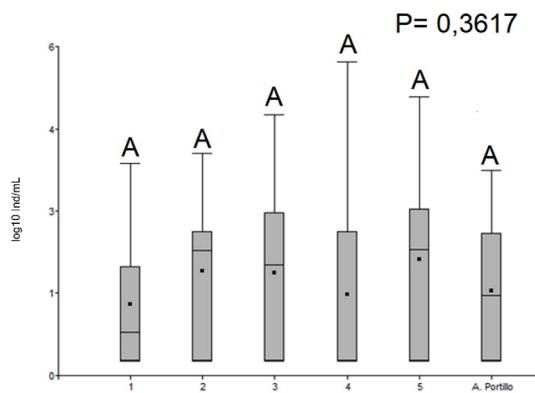


Fig. 2. Densidad del fitoplancton total (\log_{10} Ind/mL) en cada uno de los humedales muestreados en el Parque Nacional Mburucuyá .1: Laguna Gallego; 2: Laguna Santa Teresa; 3: Laguna Lolo; 4: Laguna 17 Chica; 5: Laguna 17 Grande; Arroyo Portillo.

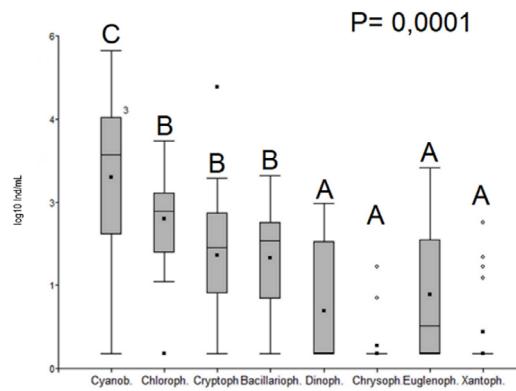


Fig. 3. Densidad (\log_{10} Ind/mL) de los principales grupos taxonómicos que componen el fitoplancton de los humedales del Parque Nacional Mburucuyá.

La mayor densidad fitoplanctónica fue dada por cianobacterias en todo el sistema estudiado, con dominancia de este taxón en las lagunas 1, 3, 4 y 5, y en menos densidad en la laguna 2 y arroyo Portillo (ANOVA, $P=<0,0399$) (Fig 4).

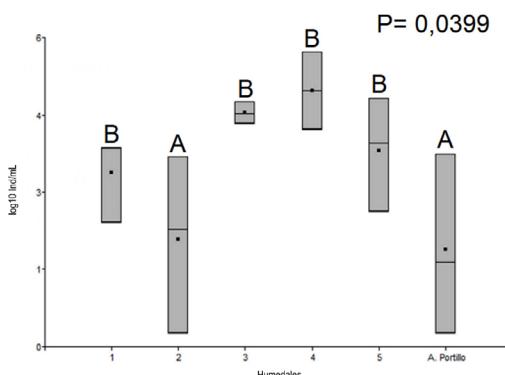


Fig. 4. Densidad del grupo Cyanobacteria (\log_{10} Ind/mL) en los humedales muestreados el Parque Nacional Mburucuyá.1: Laguna Gallego; 2: Laguna Santa Teresa; 3: Laguna Lolo; 4: Laguna 17 Chica; 5: Laguna 17 Grande; Arroyo Portillo.

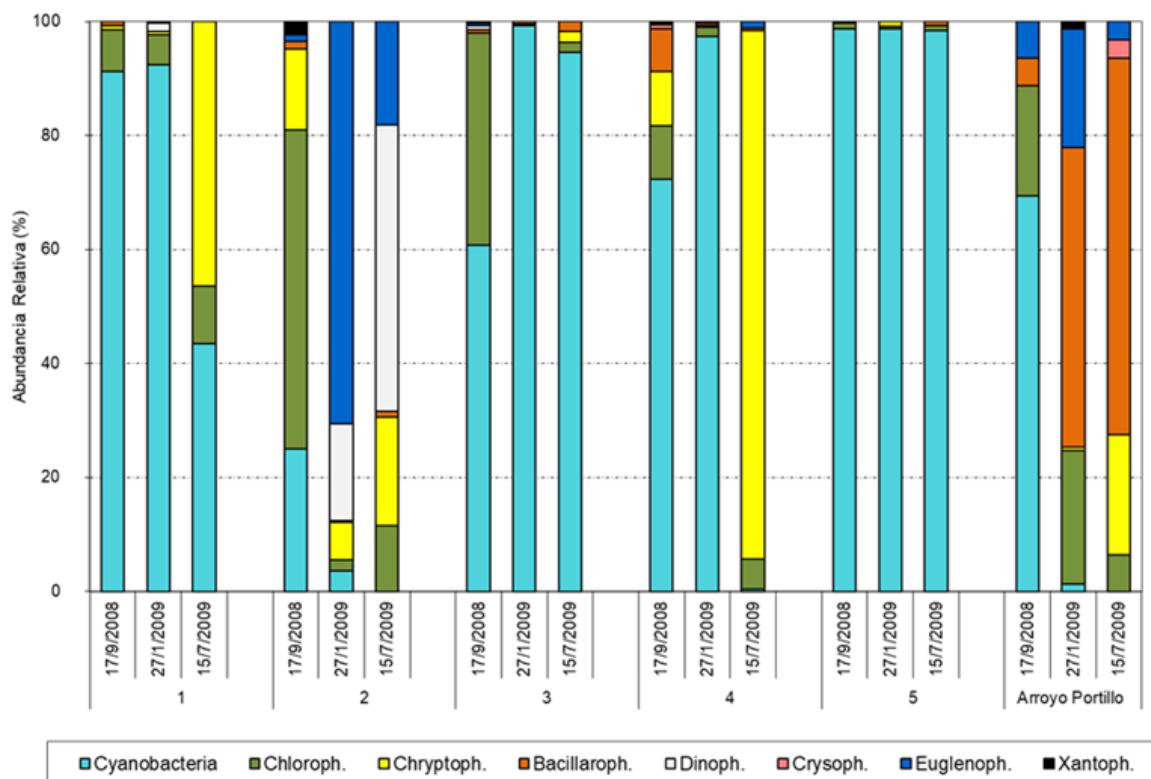


Fig. 5. Abundancia relativa (%) estacional de los grupos taxonómicos que integran el fitoplancton en los humedales muestreados el Parque Nacional Mburucuyá. 1: Laguna Gallego; 2: Laguna Santa Teresa; 3: Laguna Lolo; 4: Laguna 17 Chica; 5: Laguna 17 Grande; Arroyo Portillo.

Donde predominó el grupo Cyanobacteria la mayor parte del año, fue la especie *Raphidiopsis raciborskii* (Nostocales) exclusivamente dominante. En los cuerpos de agua donde no hubo predominio exclusivo de cianobacterias, las Cryptophyceae y/o Chlorophyceae y Euglenophyceae fueron las más abundantes en laguna 2 (Santa Teresa) y arroyo Portillo (Fig. 5).

Siguiendo con el análisis detallado de la abundancia y composición de cada sitio podemos describir las características fitoplanctónica de los humedales estudiados:

Laguna Gallego (1): La densidad del fitoplancton presentó un valor promedio de 2156 ± 1643 ind.ml⁻¹. Estuvo integrado por cinco grupos taxonómicos con dominancia de Cyanobacteria (92%) con valor promedio de 1936 ± 1580 ind.ml⁻¹. Chlorophyceae (138 ± 105 ind.ml⁻¹) representó sólo el 6% de la comunidad y el 2% restante correspondió a Cryptophyceae+Dinophyceae+ Bacillariophyceae (Fig. 5).

Las cianobacterias predominaron en los muestreos de primavera y verano, con valores máximos de 2918 ind.ml^{-1} . Los órdenes más representativos fueron Chroococcales, Oscillatoriiales y Nostocales, siendo *R. raciborskii* la especie mejor representada con valores promedios de $689 \pm 1026 \text{ ind.ml}^{-1}$.

Siendo en invierno predominante las Cryptophyceae junto a Cyanobacteria.

La H' y RE fueron bajas (H' inferior a 2 y RE inferior a 4). El índice de dominancia fue elevado en con valores de 0,7 y 0,5 respectivamente (Fig. 6).

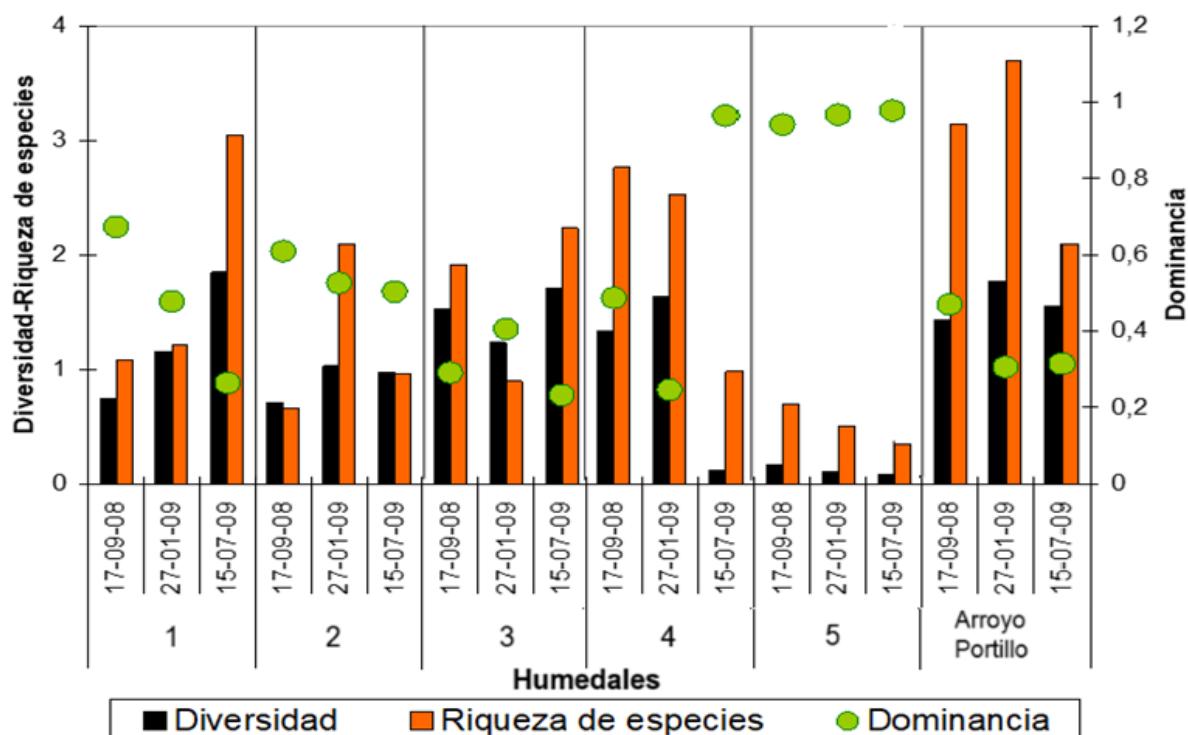


Fig. 6. Variaciones de los índices de Diversidad (H'), Riqueza de especies (RE) y Dominancia (D) registrados en el fitoplancton de ambientes acuáticos del Parque Nacional Mburucuyá. Humedales: 1: Laguna Gallego; 2: Laguna Santa Teresa; 3: Laguna Lolo; 4: Laguna 17 Chica; 5: Laguna 17 Grande; Arroyo Portillo.

Laguna Santa Teresa (2): Se encontraron siete grupos taxonómicos cuya densidad promedio se registró en el siguiente orden de representatividad: Chlorophyceae (42%, 1484 ind.ml^{-1}) > Cyanobacteria (19%, 676 ind.ml^{-1}) > Euglenophyceae (17%, 618 ind.ml^{-1}) > Cryptophyceae (13%, 452 ind.ml^{-1}). Un escaso porcentaje (9%) estuvo integrado por Dinophyceae + Xanthophyceae + Bacillariophyceae (Fig. 5)

Las cianobacterias, no superaron el 20% de abundancia relativa en ninguna

de los muestreos realizados, si bien no fueron dominantes en el fitoplancton, existió presencia de *Microcystis* sp., *Aphanocapsa* sp. (Chroococcales), *Pseudanabaena* sp. (Oscillatoriales), *Aphanizomenon* sp. y *R. raciborskii* (Nostocales). El fitoplancton estuvo dominado en primavera, por Chlorophyceae, en verano por Euglenophyceae y en invierno por Dinophyceae.

La diversidad y la riqueza de especies fueron estables durante todo el período de estudio, siendo los valores de ambos índices menor a 1, mientras que el índice de dominancia alcanzó un valor de 0,6 (Fig. 6).

Laguna Lolo (3): El fitoplancton presentó una densidad promedio de 16008 ± 5043 ind. ml^{-1} , donde el 86 % correspondió a Cyanobacteria (13.834 ± 6334 ind. ml^{-1}), el 11% (1783 ± 2752 ind. ml^{-1}) a Chlorophyceae y el 3% restante a otros grupos taxonómicos (Cryptophyceae+Bacillariophyceae+Dinophyceae) (Fig.5). Entre Cyanobacteria que predominó con más del 60% todos los muestreos, el Orden Chroococcales estuvo representado por *Aphanocapsa* sp. + *M. aeruginosa* (404 ± 129 ind. ml^{-1}) + *M. wesenbergii* (459 ± 411 ind. ml^{-1}), con una alta densidad durante el muestreo estival. El orden Nostocales estuvo representada exclusivamente por *R. raciborskii*, especie presente sólo durante el muestreo de fines de invierno (1620 ind. ml^{-1}).

La diversidad (entre 1,2 y 1,7 bits ind. $^{-1}$) y la riqueza de especies (entre 0,9 y 2,2) presentaron valores mínimos en el muestreo de verano y máximos en el de invierno, con clara relación inversa con el índice dominancia, con valores de 0,41 y 0,23, respectivamente (Fig. 6).

Laguna 17 Chica (4): Las Cryptophyceae integraron el 60% del total del fitoplancton durante el invierno.

Siguieron en importancia de densidad Cyanobacteria (37%) con un valor promedio de 9210 ± 12832 ind. ml^{-1} . El 3% restante estuvo integrado por Chlorophyceae + Bacillariophyceae + Euglenophyceae. En el grupo Cyanobacteria, el Orden Nostocales fue dominante las estaciones de primavera y verano con *Aphanizomenon* sp. (1164 ± 1900 ind. ml^{-1}) y *R. raciborskii* (3005 ± 5070 ind. ml^{-1}), seguido por Oscillatoriales (4728 ± 8162 ind. ml^{-1}) tales como *Pseudanabaena* sp., *Planktolyngbya contorta* y *Lyngbya* sp. Las Chroococcales (311 ± 390 ind. ml^{-1})

tuvieron una mayor variedad de representantes: *M. aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Aphanocapsa sp.* y *Merismopedia tenuissima*.

Cuando la abundancia de Cyanobacteria fue elevada, el índice de dominancia osciló entre 1,3 y 1,6 y el de riqueza de especies entre 2,8 y 2,5, los índices de diversidad y riqueza de especies fueron bajos y, el índice de dominancia alcanzó su valor máximo (Fig.6).

Laguna 17 Grande (5): El fitoplancton presentó alta densidad (7488 ± 95962 ind.ml $^{-1}$) con dominancia casi absoluta de cianobacterias (98%) en las tres estaciones del año. El 2% restante correspondió a Chlorophyceae y Bacillariophyceae (Fig. 5). Las cianobacterias (73.676 ± 94.328 ind.ml $^{-1}$) estuvieron representadas por Chroococcales integradas principalmente por *Microcystis aeruginosa*, presente en todos los muestreos y el orden Nostocales solo tuvo un representante: *R. raciborskii* (72.000 ± 92.952 ind.ml $^{-1}$).

La diversidad (entre 0,05 y 0,2) y la riqueza de especies (entre 0,3 y 0,7) fueron bajas, manteniéndose elevado el índice de dominancia durante todo el período de estudio (Fig. 6).

Arroyo Portillo: el fitoplancton de este arroyo se caracterizó por el predominio de Bacillariophyceae en verano e invierno, con excepción del muestreo realizado en primavera (Fig.5) donde las cianobacterias fueron abundantes con un porcentaje cercano al 70% Cyanobacteria estuvo representado por dos órdenes: Chroococcales y Oscillatoriales. Dentro de Oscillatoriales durante el período estival se encontró gran diversidad de especies fitoplanctónicas pero con una leve dominancia de la Cyanobacteria *Planktothrix agardii*, sobre *R. raciborskii* y *M. aeruginosa*.

La riqueza de especies oscilo entre valores de 4 y 2 bits (Fig. 6).

Teniendo en cuenta la totalidad de los ambientes estudiados, la densidad del fitoplancton no presentó correlación estadísticamente significativa con las variables físicas y químicas analizadas. Solo las Euglenophyceae ($r_s = 0,79$ $p < 0,0187$) se correlacionaron con la conductividad del agua.

DISCUSIÓN

En este trabajo se representa la caracterización limnológicos y ficológica de seis humedales que se encuentran en el Parque Nacional Mburucuyá (PNM), Corrientes, Argentina.

Desde el punto de vista limnológico los humedales (lagunas y arroyos) que se encuentran en el PNM son poco profundo, generalmente con forma redondeada, con vegetación acuática sumergida, en casos puntuales con floraciones de cianobacterias, semejantes en morfología siendo la mayoría redonda y con escasa profundidad y biota a los humedales que fueron estudiados dentro de los Esteros del Iberá (Neiff, 1999; Poi *et al.*, 2017), como también aquellos que se encuentran dentro de las lomadas arenosas, más cercanas al cauce del río Paraná (Forastier *et al.*, 2013) y las señaladas dentro de la cuenca del Riachuelo, Corrientes (Asselborn *et al.*, 1998a; Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998b; Contreras y Contreras, 2017).

Las características limnológicas son similares a las registradas en humedales de la provincia de Corrientes, la concentración de nutrientes en general fue escasa, similar a lo señalado anteriormente para las lagunas de lomadas arenosas (Asselborn *et al.*, 1998a; Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998b, Forastier y Zalocar, 2014), lo que probablemente se deba a una rápida asimilación por parte de las microalgas (y macrófitos sumergidos), lo que sumado a las altas temperaturas, acelerarían el proceso de mineralización, característico en cuerpos de agua de zonas tropicales y subtropicales (Estéves, 2011). Sin embargo, los valores de amonio fueron superiores a los encontrados en el Macrosistema Iberá y lagunas de la región (Forastier y Zalocar, 2014; Poi *et al.*, 2017; Zalocar *et al.*, 2011), debido tal vez a la acción antrópica ganadera ya que históricamente el destino de las tierras fue básicamente para la cría de ganado vacuno, y agricultura (cultivo de arroz; olivo desarrollaba en dicho lugar antes de la creación del PNM (ANP 2019).

El fitoplancton nos da indicios que, en la mayoría de las lagunas, los efectos de la actividad ganadera agrícola por la que pasaron estos humedales, aún están

presentes por este motivo las características físico químicas y fitoplanctónica son similares a las observadas por varios autores que estudiaron el fitoplancton de humedales con acción antrópica (Asselborn y Zalocar de Domitrovic, 2000; Asselborn *et al.*, 1998a, Forastier, 2012). Donde la mayor contribución a la abundancia del fitoplancton en ambiente lenticos está dada por el taxa cianobacterias donde se registran floraciones algales de la especie *R. raciborskii*; resultados similares fueron observados en el litoral fluvial argentino como también en humedales cercanos como ser en los Esteros del Iberá (Zalocar de Domitrovic y Forastier, 2005; Forastier 2012; Forastier y Zalocar 2015) en la laguna Iberá exclusivamente y lagunas con fines recreativos (Forastier, 2012). La dominancia y floraciones del grupo Cyanobacteria es indicio de un estado posible de eutrofización de las lagunas que se encontraban en las zonas con mayor actividad ganadera o agrícola. El fitoplancton de los ambientes lóticos como el arroyo Portillo fue similar a lo observados en estudios de aguas corrientes de la región (Forastier, 2012).

Las floraciones de *R. raciborskii* y *Microcystis spp.*, en diferentes lagunas y durante la mayor parte del año indica un desequilibrio en la comunidad acuática afectando principalmente a la cadena trófica y a los organismos que utilizan esas aguas como fuente de agua de consumo o contacto, las floraciones en estas lagunas, están siendo indicadas por los altos valores de dominancia registradas; no hay que dejar de destacar que las especies antes mencionadas son potenciales formadoras de floraciones algales y productoras de cianotoxinas (Chorus, 2021); poniendo en riesgo la salud humana (Giannuzzi *et al.*, 2011; Vidal *et al.*, 2017) y silvestre (Krienitz, *et al.*, 2005), la presencia de cianotoxinas en la región ya ha sido reportada en lagunas y ríos de la región y en el país (Forastier *et al.*, 2013; Forastier *et al.*, 2015; O'Farrell *et al.*, 2019; Otaño y Bogarín, 2014). Sin embargo, existen humedales donde la cianobacterias se encuentran ausentes existiendo una alta riqueza de especies y diversidad dentro del fitoplancton, probablemente debido a la presencia de vegetación sumergida (Kruk *et al.*, 2009). La ocurrencia y extensión de cianobacterias en ambientes acuáticos va en aumento (He *et al.*, 2016) por este motivo es de importancia

el monitoreo de los ambientes acuáticos donde existen floraciones de cianobacterias potencialmente productoras de cianotoxinas puedan ser utilizados por animales silvestres y afectar su salud.

Es importante realizar monitoreos sobre la presencia de cianobacterias estudiar su abundancia y diversidad ya que varias especies encontradas en el PNM son según la bibliografía como potencialmente productoras de cianotóxinas (Chorus, 2021) y pueden afectar a la biota que tenga contacto con estas aguas.

CONCLUSIONES

El presente trabajo contribuye a la primera caracterización limnológica y diversidad del fitoplancton en los humedales protegidos del Parque Nacional Mburucuyá. Las características químicas y físicas del agua de los humedales perteneciente al Parque Nacional Mburucuyá son similares a lo observado en otros ambientes acuáticos de la región. Sin embargo, en algunos de los humedales se registran características que indican los efectos de la acción antrópica sobre la biota acuática, esto es indicado por las floraciones de cianobacterias que predominan.

La composición y abundancia del fitoplancton es similar a observado los ambientes acuáticos con acción antrópica, como también la presencia de especies de cianobacterias potencialmente productoras de cianotoxinas.

Es recomendable hacer hincapié en el estudio toxicológicos ya que existen cianobacterias potencialmente tóxicas en humedales del PNM, con el fin de realizar en ellas un plan de manejo y monitoreo en los ambientes acuáticos utilizados por los animales silvestres.

AGRADECIMIENTO

Agradecemos al Dr. Félix Contreras por la edición del mapa, a la Dra. Celeste Franceschini por la revisión del manuscrito y a la Dra. Yolanda Zalocar por revisión taxonómica del material (CECOAL-CONICET-UNNE). A la Delegación Técnica de la Administración de Parques Nacionales, por conceder los permisos

de investigación en el Parque Nacional Mburucuyá. Se agradece a la Guardaparque Lic. Lorena Pazkco por su predisposición y acompañamiento en los muestreos, y al Técnico Pedro Cuaranta por la edición de las Imágenes.

Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET: PIP KA11220200102296CO). Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación (PICT 2020 SERIE A-035-65).

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener conflicto de intereses.

BILIOGRAFÍA

Administración de Parques Nacionales. (2002). *Plan de Manejo del Parque Nacional Mburucuyá*. Puerto Iguazú: APN.

Administración de Parques Nacionales. (2019). *Plan de Manejo del Parque Nacional Mburucuyá. 2019-2029*. Puerto Iguazú: APN.

Álvarez, B. B., Céspedes, J.A., Aguirre, R. H. & Schaeffer, E. F. (2000). Inventario de anfibios y reptiles del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. Facena 16: 127-135. <https://doi.org/10.30972/fac.1617769>

American Public Health Association. (1990). *Standard methods of the examination of water and wastewater*. APHA, ANWA y WPCF, Washington, 874 p.

American Public Health Association. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water

Eni, A. & Pieszko, G. (2002). *Las plantas hidrófilas*. En: Arbo M. M. & Tressens, S.G.(eds.), Flora del Iberá EUDENE, 9-110.

Asselborn, V. M., Zalocar de Domitrovic, Y. & Casco, S. L. (1998a). Estructura y variaciones del fitoplancton de la laguna Soto (Corrientes, Argentina). *Bol. Soc. Arg. Bot.* 33(3-4), 17-27.

Asselborn, V. & Zalocar de Domitrovic. Y. (2000). *Aplicación de bioensayos uniespecíficos para evaluar los efectos de un efluente textil y la calidad del agua de una laguna receptora.* Pp. 353-363. En: Espindola et al. (Eds.): Ecotoxicología: perspectivas para o século XXI. RIMA, San Carlos, Brasil.

Bourrelly, P. (1970). *Les algues d' eau douce. III: Les algues bleues et rouges.* Boubeé, París.

Burkart, R.; N. Bárbaro, B., Sánchez, R. & Gómez, D. (1999). *Eco-regiones de la Argentina.* Buenos Aires: Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable y Administración de Parques Nacionales.

Cabrera, A. L. (1976). *Territorios fitogeográficos de la República Argentina.* En L.R. Parodi (ed.), Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, ed. 2: 2-85. Acme S.A.C.I., Buenos Aires

Chatellenaz, M. L., Cano, P. D., Saibene, C. & Ball. H. A. (2010). *Inventario de las aves del Parque Nacional Mburucuyá (Provincia de Corrientes, Argentina).* Acta zoológica lilloana. 139-160.

Environment: Concepts, Controversies, Challenges. Water. 13. 2463. <https://doi.org/10.3390/w13182463>

Contreras, F. I. & Contreras, S. A. (2017). La Incidencia de la Pendiente en la Distribución de las Morfologías de las Lagunas sobre Lomadas Arenosas (Corrientes, Argentina). *Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ.* 40 (1), 15-25. http://dx.doi.org/10.11137/2017_1_15_25

Contreras, F. I., Ojeda, E. A., Ojeda, D. F.; Meza, J. C. (2018); *Loreto, tierra de esteros y lagunas;* Instituto de Investigaciones Geohistóricas; 1; 177-191

Cózar, A., García, C. M. & Gálvez, J. A. (2003). Analysis of plankton size spectra irregularities in two subtropical shallow lakes (Esteros del Iberá, Argentina). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* 60(4): 411-420.

Di Rienzo, J.A. Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M. R. C. W., & Robledo, C. W. (2020). *InfoStat versión Centro de Transferencia InfoStat,* FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Estévez, F.A. (2011). *Fundamentos de limnología*. Interciênciam/FINEP, Río de Janeiro, 790.

Fernandez Cirelli, A. & Volpedo, A. (2020). *Indicadores físico-químicos: ¿qué, cómo y cuánto reflejan la calidad del agua?*; Eudeba; 10-21

Forastier, M. E. (2012). *Diversidad y toxicidad de Cyanophyta (Cyanobacteria) del Nordeste argentino*. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes-Argentina. Tesis inédita de doctorado. 218 p.

Forastier, M. E., Zalocar, Y., Sedan, S. & Andrinolo, D. (2013). *Cyanobacteria y cianotoxinas en una laguna somera del Nordeste de Argentina*. FACENA. 29: 65-77. <https://doi.org/10.30972/fac.290878>

Forastier, M. E. & Zalocar de Domitrovic, Y. (2014). *Phytoplankton of the Iberá system. In Freshwater Phytoplankton of Argentina*. Advanc. Limnol. 65: 99-111.

Forastier, M. E., Zalocar, Y., Andrinolo, D. & Domitrovic, A. (2015). Occurrence and toxicity of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in the Paraná River, downstream of the Yacyretá dam (Argentina). *Revista de Biología Tropical*, 64: 203-211. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i1.8993>.

Geitler L. (1932). *Cyanophyceae*. En: Rabenhorst (ed.), Kryptogamen-Flora, Leipzig 14: 1-1196.

Giannuzzi, L., Sedan, D., Echenique, R., & Andrinolo, D. (2011). An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. *Marine Drugs*, 9(11), 2164-2175.

Guiry, M. D. & Guiry, G. M. (2021). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org>

He, X., Liu, Y. L., Conklin, A., Westrick, J., Weavers, L. K., Dionysiou, D. D., ... & Walker, H. W. (2016). *Toxic cyanobacteria and drinking water: Impacts, detection, and treatment*. Harmful Algae, 54: 174-193. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.001>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006). *World map of the Köppen-Geiger climate classification updated*.

- Krebs, C. J. (1972). *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.*
- Krienitz, L., Ballot, A., Casper, P., Codd, G. A., Kotut, K., Metcalf, J. S., ... & Wiegand, C. (2005). Contribution of toxic cyanobacteria to massive deaths of Lesser Flamingos at saline-alkaline lakes of Kenya. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: *Verhandlungen*, 29(2), 783-786.
- Kruk, C., Rodríguez-Gallego, L., Meerhoff, M., Quintans, F., Lacerot, G., Mazzeo, N., ... & Marten, S. (2009). Determinants of biodiversity in subtropical shallow lakes (Atlantic coast, Uruguay). *Freshwater Biology*, 54(12), 2628-2641.
- López Portillo, J. A., Vásquez Reyes, V. M., Gómez Aguilar, L., & Priego Santander, A. G. (2010). *Humedales.*
- López-Ruf, M. L., Mazzucconi, S. A. & Bachmann, A. O. (2003). Heteroptera acuáticos y semiacuáticos del Parque Nacional Mburucuyá (provincia de Corrientes, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 62(1-2): 65-71.
- Lund, J. W. G., Kipling, C. & Le Cren, E. D . (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and statiscal basis of estimating by counting. *Hydrobiología*, 11, 143-170.
- MacLuf, C., Meza-Torres, E. I. & Solis, S. M. (2010). Isoetes pedersenii, a new species from Southern South America. *Anais Acad. Brasil. Ci.* 82 (2): 353-359.
- Margalef, R. (1958). Information Theory in ecology. General Systematics. 3: 36-71.
- Meza Torres, E. L., De La Sota, E. R. & Ferrucci, M., S. (2013). Sinopsis de los helechos y licofitos del Parque Nacional Mburucuyá (Corrientes, Argentina): claves de especies. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48(1): 121-136.
- Michling, A. & Ferraro, L. (2012). Diversidad de macrolíquenes del Parque Nacional Mburucuyá (Corrientes, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47(3-4): 287-302.
- Neiff, J. J. (1999). *El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 229, 99-103.

O'Farrell, I., Motta, C., Forastier, M., Polla, W., Otaño, S., Meichtry, N., ... & Lombardo, R. (2019). Ecological meta-analysis of bloom-forming planktonic Cyanobacteria in Argentina. *Harmful algae*, 83: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.01.004>

Otaño, S., & Bogarín, C. (2014). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria, Nostocales) productora de microcistinas en Corrientes, Argentina. *Acta Toxicologica Argentina*. 22. 3: 145-148.

Poi, A. S. G., Neiff, J. J., Casco, S. L., Sánchez, Ú & Cozar Cabañas, A. (2017). *El agua de los esteros, arroyos lagunas y Ríos*. En: Biodiversidad en las aguas del Iberá. Compilado: A. S. G. Poi. (ed). Corrientes EUDENE, 132.

Rojas-Luna, R. A. & Pardo-Castañeda, D. (2024). Diversidad del fitoplancton en la cuenca baja del río Magdalena con relación a su régimen hidrológico. *Caldasia*, 46(1), 113. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n1.100385>

Rubio, G. D., Corronc, J. A. & Damborsky, M. P. (2008). Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the Humid Chaco ecoregion, Northeast Argentina. *Environment Entomology*, 37 (2): 419-430. <https://doi.org/10.1093/ee/37.2.419>

Sabater, L. M., Franceschini, M. C., Gallardo, L., Coronel, J. & Perez, A. (2022). Disentangling vegetation structure effect on invertebrate communities in contrasting growth periods in subtropical protected wetlands of Argentina. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 94. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202220210965>

Saibene, C. S., & Montanelli, S. B. (1997). Mapeo de las comunidades vegetales leñosas del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *Facena* (13), 49-57.

Shannon, C. E. & Weaver, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Illinois

University Press, Urbana, 177p.

Smichowski, H., & F. I. Contreras, F. I. (2023). Análisis morfométrico de la cuenca río Santa Lucía (Corrientes, Argentina). *Revista Geográfica de América Central*, 70: 297-320. <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.70-1.11>

Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte *Limnologie* 9: 1-38.

Vidal, F., Sedan, D'Agostino, D., Cavalieri, D., Mullen, M. L., Parot Varela, E., ... & Andrinolo, D. (2017). Recreational exposure during algal bloom in Carrasco Beach, Uruguay: A liver failure case report. *Toxins*, 9(9), 267. <https://doi.org/10.3390/toxins9090267>

Zalocar de Domitrovic, Y., S. L. Casco. y V. M. Asselborn. (1998b). *Estudio de la biomasa y diversidad del fitoplancton de la laguna Paiva, Corrientes (Argentina)*. Physis (Bs. As.) Sec. B, 55(128-129): 1-13.

Zalocar de Domitrovic, Y., & Forastier, M. E. (2005). Biodiversidad de Cyanophyceae (Cyanobacteria) y especies toxigénicas del litoral fluvial argentino. Insugeo. *Miscelánea*, 14, 214.