



FITOPLANCTON EN EL SITIO RAMSAR “ESTEROS DEL IBERÁ” (ARGENTINA): UNA COMPARACIÓN ENTRE AÑOS DE SEQUÍA E INUNDACIÓN

Phytoplankton in the RAMSAR site “Esteros del Iberá” (Argentina): A comparison between drought and flood years

Marina E. Forastier^{1,2}, Felix I. Contreras^{1,2} & María C. Franceschini¹

Resumen: En este estudio se analiza la abundancia, diversidad, riqueza de especies y equitatividad del fitoplancton en los Esteros del Iberá (Argentina), en dos condiciones climáticas contrastantes, tanto para ambientes leníticos y lóticos. Los análisis mostraron que la abundancia del fitoplancton en la mayoría de los ambientes del sistema Iberá no es afectada por la variabilidad climática; sin embargo, si se ve modificada la diversidad, riqueza de especies y equitatividad del fitoplancton. En las grandes lagunas predominan las cianobacterias como componentes del fitoplancton, con los valores más altos de densidad en la laguna Iberá durante el período seco. Dos de las especies encontradas de cianobacterias (*Raphidiopsis raciborskii* y *Microcystis aeruginosa*) son formadoras de floraciones y potenciales productoras de cianotoxinas, por lo que se recomienda acciones de monitoreo de vigilancia para estas especies y manejo sustentable para las actividades turísticas y de conservación.

Palabras clave: Cyanobacteria, diversidad, floraciones algales, invasoras.

Summary: This study analyzes the abundance, diversity, species richness, and evenness of phytoplankton in the Esteros del Iberá (Argentina) under two contrasting climatic conditions, encompassing both lentic and lotic environments. Analyses revealed that phytoplankton abundance in most of the Iberá system environments is unaffected by climatic variability; however, diversity, species richness, and evenness of phytoplankton were modified. In the large shallow lakes, Cyanobacteria predominated as components of the phytoplankton, with the highest density values in lagoon Iberá during the dry period. Two of the cyanobacteria species identified (*Raphidiopsis raciborskii* y *Microcystis aeruginosa*) are bloom-forming and potential producers of cyanotoxins, thus early detection of harmful species and sustainable management actions are recommended for tourist and conservation activities.

Key words: Algal blooms, Cyanobacteria, diversity, invasive.

Introducción

El fitoplancton es un conjunto de microorganismos fotosintéticos adaptados a vivir parcial o continuamente en aguas abiertas (Reynolds, 2006; Canziani *et al.*, 2006). Esta comunidad está constituida por diversos grupos de microalgas y cianobacterias con

características morfológicas y fisiológicas propias (Lee, 2008). El fitoplancton de agua dulce, junto con el fitobentos, es de suma relevancia para los ambientes acuáticos debido a que, por ser productores primarios, son la base de la cadena trófica (Graham & Wilcox, 2000), así como también son indicadores de la calidad de agua por responder rápidamente a

¹ Centro de Ecología Aplicada del Litoral – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Ruta 5, Km 2,5 (3400) Corrientes, Argentina. E-mail: marinaforastier@gmail.com

² Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura. Universidad Nacional del Nordeste. Av. Libertad 5460, (3400)-Corrientes, Argentina.

los cambios naturales y antrópicos que ocurren en estos ambientes (Salmaso *et al.*, 2021)

La creciente acumulación de nutrientes en los ambientes acuáticos producto de la actividad antrópica ha acelerado los procesos de eutrofización, generando un aumento desmedido de la densidad o floración (“Harmful Algal Bloom”) del fitoplancton (Sellner *et al.*, 2003; Watson *et al.*, 2015). Las floraciones del fitoplancton alteran el equilibrio del ecosistema acuático, desmejoran la calidad y coloración de sus aguas, son potenciales productores de metabolitos que generan olor desagradable y producen efectos negativos sobre otras células u organismos (Rojas *et al.*, 2021). Si bien son varios los grupos del fitoplancton que poseen especies productoras de toxinas (Bacillariophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae), las cianobacterias son las que contienen el mayor número de especies toxígenas. Se estima que más del 50% de los “blooms” de cianobacterias son tóxicos (Costa *et al.*, 1994; Codd *et al.*, 1999; Roset *et al.*, 2001; Poot-Delgado & Pérez-Morales, 2023). Es por eso, que es de suma importancia encarar estudios que analicen la abundancia, composición y diversidad del fitoplancton, a fin de conocer cuáles son los grupos que predominan en los distintos sistemas acuáticos y así poder generar sistemas de vigilancia y alertas temprano.

En los humedales tropicales y subtropicales el fitoplancton es diverso en gran medida debido a la variedad de hábitats y condiciones que se generan en los ríos, lagunas, esteros y bañados, y fundamentalmente porque esta comunidad tiene la capacidad de responder rápidamente a cambios en la calidad del agua y el clima (Dalu *et al.*, 2022), especialmente si se trata de humedales someros (Asselborn *et al.*, 1998; Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998a; Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998b; Poi de Neiff *et al.*, 1999; Zalocar de Domitrovic & Forastier, 2008; Smichowski *et al.*, 2022; Contreras *et al.*, 2023).

El macrosistema Iberá, ubicado en el nordeste de Argentina es uno de los humedales subtropicales más importantes de Sudamérica por su extensión y complejidad de ambientes (Poi *et al.*, 2017). Este gran humedal se encuentra protegido como Reserva Natural

desde 1983 y desde 2002 ha sido protegido internacionalmente como sitio Ramsar Esteros del Iberá (Sabater *et al.*, 2022). Las grandes lagunas de este macrosistema se encuentran rodeadas por extensos esteros por donde circulan varios arroyos, y en su conjunto dan origen al río Corriente, que desemboca en el río Paraná (Neiff, 1977; Poi *et al.*, 2017). Este gran humedal no tiene conexión con el río Paraná y está alimentado exclusivamente por lluvias locales de diferentes intensidades que generan una alternancia de años de sequías e inundación (Neiff, 2004; Poi *et al.*, 2017). Estas diferencias entre períodos secos y lluviosos son el principal vector de los cambios biológicos en el Iberá, que se traducen a variaciones en la composición, abundancia, riqueza y diversidad de las comunidades del zooplancton (Frutos, 2017), macroinvertebrados (Poi *et al.*, 2017) y vegetación (Neiff & Casco, 2017). Sin embargo, la respuesta del fitoplancton a estos cambios pluviométricos es aún desconocida.

Existen escasos estudios que analicen la abundancia, riqueza y diversidad del fitoplancton del Iberá (Zalocar de Domitrovic, 2003; Forastier, 2012; Forastier & Zalocar de Domitrovic, 2014). Estos trabajos evidencian que el sistema Iberá es uno de los principales sitios en donde el fitoplancton predomina en densidad y diversidad, y es altamente probable que existan especies de microalgas y cianobacterias desconocidas para la ciencia (Zalocar de Domitrovic, 2003). Sin embargo, todavía se desconoce cómo varía la abundancia, riqueza y diversidad de esta comunidad durante períodos contrastantes de sequía e inundación. En este contexto, los ecosistemas acuáticos prístinos como el Iberá, representan un escenario ideal para llevar a cabo estudios que comparen la comunidad del fitoplancton en períodos contrastantes de sequía e inundación debido a que el efecto antrópico es escaso, el sistema es altamente dinámico, presenta una alta heterogeneidad de hábitats y se encuentra aislado de la influencia de grandes ríos como el Paraná y Uruguay.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue analizar abundancia, riqueza y diversidad de cianobacterias y microalgas del fitoplancton en condiciones climáticas contrastantes de inundación y sequía.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El macrosistema Iberá está situado en el centro de la provincia de Corrientes y ocupa un área próxima a los 45.000 km² (Neiff & Neiff, 2013) (Fig. 1). La gran área que ocupa este humedal y su difícil acceso han contribuido a su conservación, por este motivo es uno de los lugares del mundo donde es posible encontrar paisajes inalterados (Neiff, 2004; Poi *et al.*, 2017). 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, con precipitaciones abundantes. La

temperatura promedio puede variar entre 14-15 °C en invierno, con valores absolutos de -2 °C y heladas poco frecuentes; en verano la temperatura media es de 20-22 °C, con absolutas máximas de hasta 44 °C (Poi *et al.*, 2017). Las medias pluviométricas rondan en valores de 1200 a 1800 mm/año, con mayor frecuencia y concentración en verano y otoño (Neiff, 2004). Para este estudio se seleccionaron ambientes leníticos y lóticos. Los leníticos incluyeron: Laguna Galarza (28°03'S, 56°42'W), laguna Luna (28°05'S, 56°46'W) y laguna Iberá (28°32'S, 57°11'W), las cuales se caracterizan por ser ambientes con una profundidad que en general no excede los 3 m, y superficies que rondan

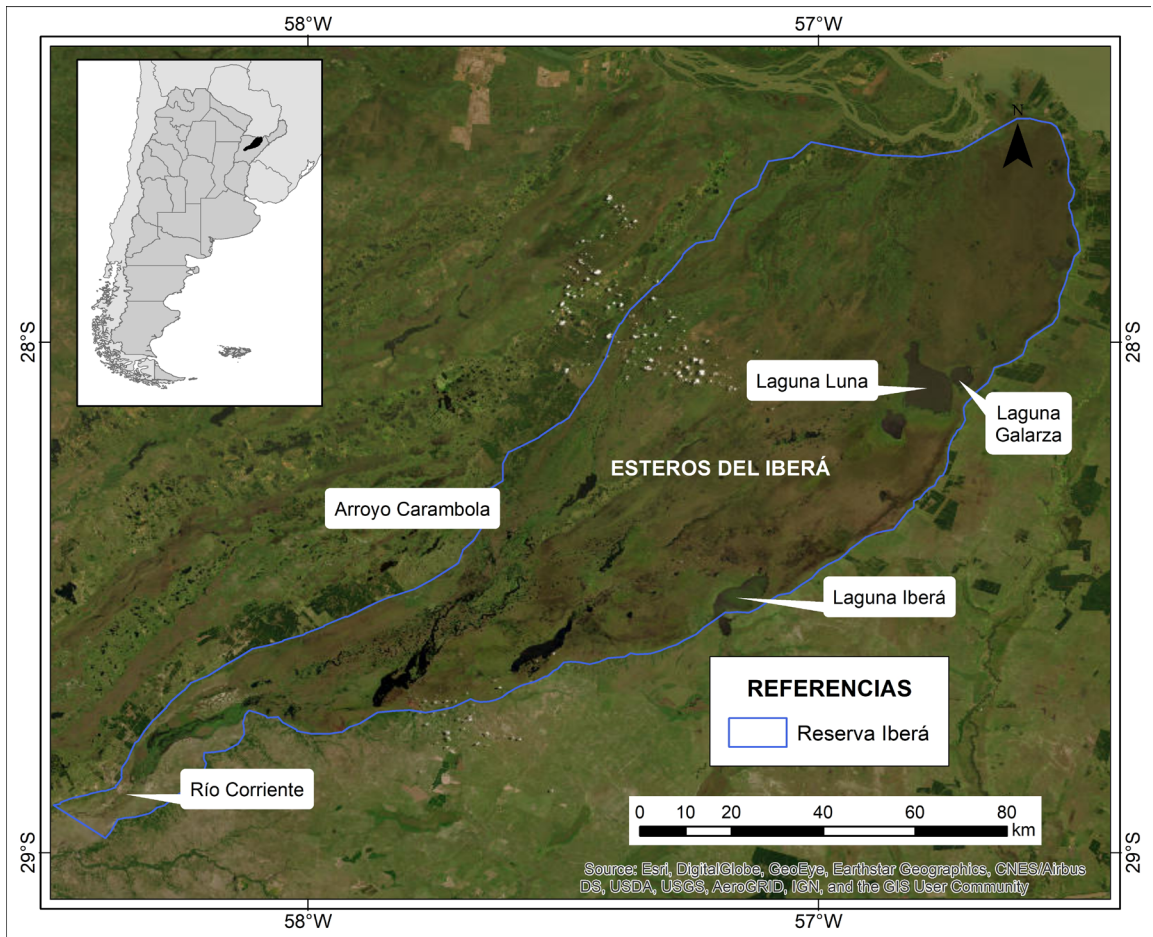


Fig. 1. Área de estudio en los Esteros del Iberá, en el noreste de Argentina, mostrando los sitios de muestreo. Laguna Galarza (28°03'S, 56°42'W), laguna Luna (28°05'S, 56°46'W), laguna Iberá (28°32'S, 57°11'W), arroyo Carambola (28°34'S, 57°45'W) y río Corriente (28°42'S, 58°07'W).

entre 14,6 y 79,4 km². Los ambientes lóticos seleccionados para este estudio fueron el arroyo Carambola (28°34' S, 57°45'W), y el río Corriente (28°42' S, 58°07'W). El cauce del río Corriente tiene un ancho variable entre 20 y 50 m, entallado en algunos sitios, con una profundidad de 1 a 5 m según la sección que se considere (Neiff & Neiff, 2013).

Las aguas son moderadamente ácidas a neutras, con ausencia de carbonatos y predominio de bicarbonatos, poseen valores de conductividad inferior a 49 μS. cm⁻¹, siendo los más bajos registrados a nivel mundial para aguas epicontinentales (Lancelle, 2003; Poi, 2017). El agua tiene una elevada transparencia, con carga de nutrientes en general baja (Poi, 2017). El fondo tiene un predominio de detritos y una gran cantidad de materia orgánica en agua.

Para los muestreos en el área de estudio se eligieron dos períodos comprendidos entre los años 1977-1980 y 2007-2008, el primero corresponde a un período de lluvias frecuentes (inundación) y el segundo a un período más seco (sequía).

Análisis de la variabilidad climática

Para determinar la severidad de los eventos climáticos en los dos períodos elegidos, se utilizó el Índice de Evapotranspiración y Precipitación Estandarizada (SPEI: Standardized Precipitation and Evapotranspiration Index) (Vicente-Serrano *et al.*, 2010). Este índice tiene en cuenta en su formulación tanto las precipitaciones como la evapotranspiración potencial para expresar las relaciones de oferta y demanda de agua, a fin de comprender las influencias del cambio climático (Martínez *et al.*, 2021). Los datos utilizados de SPEI corresponden a datos mensuales entre los años 1976 y 2008, los cuales permiten conocer a severidad y duración de los eventos extremos durante cada año (Fig. 2). El conjunto de datos tiene una resolución espacial de 0,5° × 0,5° y se extrajeron para el punto de cuadrícula en lat. -28,75 y long: -56,75. La clasificación del evento climático según su severidad fue realizada teniendo en cuenta los rangos trabajados por Martínez *et al.* (2021) y Contreras *et al.* (2023). Los valores de

referencia del SPEI son: Inundación extrema (SPEI > 2,0), inundación severa (1,99 >SPEI > 1,5), inundación moderada (1,49 >SPEI > 1), valores normales (1,0 >SPEI <-1,0), sequía moderada (-1,0 <SPEI <-1,49), sequía severa (-1,5 <SPEI <-1,99) y sequía extrema (SE) (SPEI > - 2,0).

Diseño de muestreo y análisis del fitoplancton

Para la toma de muestras del fitoplancton en las grandes lagunas se utilizó una embarcación a motor provista por la Administración del Parque Provincial Iberá, en sitios donde la vegetación sumergida era abundante, se utilizó una embarcación sin motor a remo. Las muestras fueron tomadas desde la embarcación eligiendo un área limnética libre de vegetación. Se tomaron muestras cuantitativas y cualitativas del fitoplancton en todos los sitios y períodos. Las primeras se obtuvieron colectando el agua superficialmente en botellas de plástico (500 ml) y se fijaron *in situ* con lugol acético. Para obtención de las muestras cualitativas se utilizó una red de plancton de 25 μm de abertura de poro, la cual fue arrastrada a baja velocidad por la superficie del agua, concentrando el fitoplancton en un vaso colector. Una parte del concentrado fue fijado con formaldehído al 4% y la otra parte se mantuvo sin fijar y refrigerada hasta el laboratorio, para la determinación de taxones.

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 cm³ de acuerdo con la concentración del 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.

Para el análisis taxonómico se consultaron publicaciones especializadas en cianobacterias y microalgas, así como

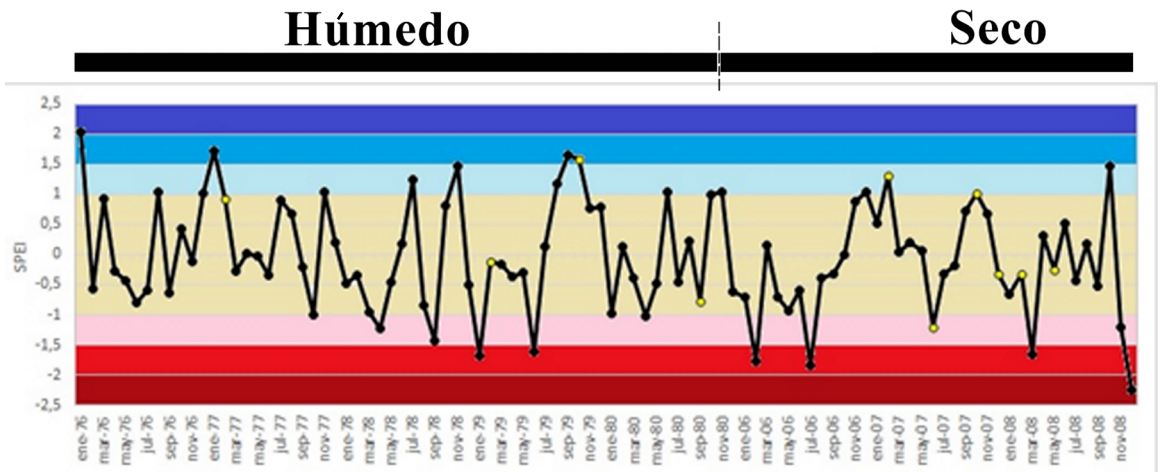


Fig. 2. Valores del índice estandarizado de precipitaciones y evapotranspiración (SPEI) en los Esteros del Iberá, en el nordeste de Argentina, en el período húmedo (1976-1980) y seco (2006-2008). Los valores de referencia del SPEI son: Inundación extrema ($SPEI > 2,0$), inundación severa ($1,99 > SPEI > 1,5$), inundación moderada ($1,49 > SPEI > 1$), valores normales ($1,0 > SPEI < -1,0$), sequía moderada ($-1,0 < SPEI < -1,49$), sequía extrema (SE) ($SPEI < -2,0$) y sequía severa ($-1,5 < SPEI < -1,99$).

también la clasificación propuesta por *algabase.org* (Guiry & Guiry, 2021). La diversidad específica (H') fue estimada por el índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1963), a partir de los datos de densidad (ind.ml^{-1}) y expresada en bits ind.^{-1} según la expresión: $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$; donde H' = índice de diversidad, $P_i = N_i / N$, N_i = número total de individuos de cada especie en la muestra, N = número total de individuos en la muestra.

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 (1965). 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). Las diferencias en diversidad, riqueza de especies y equitatividad entre períodos húmedo y seco se realizó mediante ANOVA, utilizando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020). Las diferencias fueron consideradas como significativas con un $p < 0,05$ y como marginalmente significativas con un valor p entre 0,06-0,07.

Resultados

Análisis de la variabilidad climática: sequía e inundación en los Esteros del Iberá

Los datos obtenidos del SPEI para los Esteros del Iberá en los períodos estudiados (1977-1980 y 2007-2008), presentan importantes contrastes en cuanto a la severidad de eventos extremos, tanto de inundación como sequía (Fig. 2). Para el primer período, se observó un escenario de lluvias e inundación extrema, cuatro severas y siete moderadas, es decir que respondieron a un período muy húmedo con precipitaciones superiores a las normales. Dentro de este período húmedo es de destacar el año 1979, en donde se evidenciaron puntualmente dos meses en los que hubo sequía severa. En este año fue cuando se registraron los mayores momentos de precipitaciones anuales, las cuales disminuyeron notablemente, hasta incluso ser nulas en el mes de octubre.

Para el período seco, es importante remarcar que, si bien el primer muestreo correspondiente al mes de febrero de 2007 se realizó en un contexto de lluvias moderadas, el año 2006, año previo, se caracterizó por el predominio de sequías severas casi extremas durante el momento de mayores precipitaciones. En Contreras *et al.*, (2021) se destaca la

importancia de los momentos de ocurrencia de los eventos extremos, principalmente en contextos de sequía, ya que su impacto en la calidad de sus aguas, y en consecuencia en la ecología acuática del ambiente, será mayor si la misma ocurre durante el período de lluvias.

Análisis del fitoplancton durante inundación y sequía en el sitio Ramsar Esteros del Iberá

En la comunidad del fitoplancton se observaron tendencias bien marcadas en cuanto a la densidad, diversidad, riqueza de especies y equitatividad que se repitieron en la mayoría de los ambientes leníticos y lóticos muestreados.

En los ambientes leníticos, la densidad total del fitoplancton para el período húmedo varió entre 14101 ($\pm 4740,76$) ind.ml⁻¹ a 2633 ($\pm 857,16$) ind.ml⁻¹ en las lagunas Iberá y Galarza, respectivamente (Tabla 1). Para el período seco, los valores variaron entre 42181 ($\pm 10300,57$) ind.ml⁻¹ y 1533 ($\pm 751,94$) ind.ml⁻¹ en las lagunas Iberá y Galarza, respectivamente. Cuando los valores de densidad total del fitoplancton se compararon entre ambos periodos, se observó en la laguna Galarza y laguna Luna una tendencia de mayor densidad de individuos en el período húmedo (Fig. 3A-C), sin embargo, no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre períodos en estos sitios (laguna Galarza: ANOVA, $p=0,4681$; laguna Luna: ANOVA, $p=0,5950$).

En la laguna Iberá, si se observó una tendencia a la mayor densidad del fitoplancton en el período seco, el cual fue corroborado estadísticamente (ANOVA, $p=0,0108$).

Para el caso de los ambientes lóticos estudiados, la densidad total del fitoplancton en el período húmedo varió entre 614 ($\pm 90,28$) ind.ml⁻¹ y 294 (± 173) ind.ml⁻¹ en el río Corriente y arroyo Carambola, respectivamente. En el período seco los valores oscilaron entre 315 (± 25) y 135 ($\pm 4,49$) ind.ml⁻¹ para el arroyo Carambola y río Corriente, respectivamente (Fig. 3D-E). Cuando los valores de densidad de fitoplancton de ambientes lóticos se compararon estadísticamente, se obtuvieron diferencias significativas entre período húmedo y seco para el río Corriente (ANOVA, $p=0,0013$), mientras que las diferencias no fueron significativas para el arroyo Carambola (ANOVA, $p=0,7226$). En todos los casos, los valores de densidad

total del fitoplancton fueron notablemente más altos en los ambientes leníticos que en los lóticos (Tabla 1). A su vez, en la laguna Iberá se registraron los valores máximos de densidad fitoplanctónica de todo el sistema Iberá.

Cuando la abundancia de cada taxón se analizó por ambiente dentro de cada período, se observó, en general, que cada grupo taxonómico contribuyó de manera diferente a la abundancia del fitoplancton total (Fig. 4). En la laguna Galarza, se registró para el período húmedo una abundancia significativamente mayor de Cyanobacteria, Bacillariophyceae y Chlorophyceae respecto a los demás taxones (ANOVA, $p=0,002$ con Post test DGC), mientras que, para el período seco, solo Cyanobacteria fue significativamente más abundante respecto al resto de los taxones (ANOVA, $p=0,0081$ con Post test DGC) (Fig. 4A). Cuando se comparó la abundancia de Cyanobacteria entre ambos períodos de estudio, se observó que la abundancia no presentó diferencias significativas (ANOVA $p=0,3499$ con Post test DGC).

En la laguna Luna (Fig. 4B), para el período húmedo las Chlorophyceae, Bacillariophyceae y Cyanobacteria tuvieron una abundancia significativamente mayor que Euglenophyceae, Cryptophyceae y otros grupos minoritarios como Chrysophyceae, Xanthophyceae, Dinophyceae (ANOVA $p=0,0158$, con Post test DGC). Para el período seco la mayor contribución estuvo dada por Cyanobacteria, seguidas por los taxones Chlorophyceae, Bacillariophyceae y Cryptophyceae, y en menor proporción por Euglenophyceae y otros grupos minoritarios como Chrysophyceae, Xanthophyceae, Dinophyceae, con diferencias significativas de abundancia entre taxones (ANOVA $p=0,0001$ con Post test DGC). En cuanto a las Cyanobacteria, la abundancia fue similar entre ambos períodos (ANOVA $p=0,2249$, con Post test DGC). En esta laguna, al igual que en la laguna Galarza, las cianobacterias que predominaron fueron las formas filamentosas del orden Oscillatoriales (61-82%), con representantes de las especies *Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg y *P. contorta* (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek. En bajos porcentajes se observaron

Tabla 1. Valores promedio y error estándar, comparativos de la densidad, diversidad, riqueza específica, equitatividad y grupos o especies dominantes del fitoplancton en los períodos húmedo (1978-80) y seco (2007-08).

Ambientes	Período	Densidad Ind.ml ⁻¹	P	Diversidad bits.ind ⁻¹	P	Riqueza de especies		Equitatividad		P	Grupos taxonómicos dominantes
						N° de taxones	P	N° de taxones	P		
Laguna Galarza	Húmedo	2633 (±857,16)	0,468	3 (±0,48)	0,512	32 (±7,98)	0,129	0,65 (±0,11)	0,793	Cyanobacteria: <i>Planctolyngbya subtilis</i> , <i>P. contorta</i>	
	Seco	1533 (±751,94)		2,7 (±0,42)		21 (±2,39)		0,61 (0,11)			
Laguna Luna	Húmedo	6354 (±3344,16)	0,595	3,6 (±0,31)	0,013	36 (±10,90)	0,345	0,75 (±0,04)	0,002	Cyanobacteria: <i>Planctolyngbya subtilis</i> , <i>P. contorta</i>	
	Seco	4991 (±537,25)		2,3 (±0,23)		21 (±3,22)		0,51 (±0,03)			
Laguna Iberá	Húmedo	14101 (±4740,76)	0,011	3,6 (±0,28)	0,000	42 (±5,42)	0,000	0,7 (±0,04)	0,000	Cyanobacteria: <i>R. raciborskii</i>	
	Seco	42181 (±11300)		1 (±0,17)		13 (±1,35)		0,26 (0,04)			
Río Corriente	Húmedo	614 (±90,28)	0,001	4,6 (±0,17)	0,178	42 (±5,42)	0,044	0,87 (±0,03)	0,265	Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Chlorophyceae	
	Seco	135 (±4,49)		2,8 (±0,58)		21 (±4,49)		0,63 (±0,17)			
Arroyo Carambola	Húmedo	294 (±173)	0,723	4 (±0,50)	0,495	33 (±18,50)	0,798	0,86 (±0,06)	0,454	Chlorophyceae, Cryptophyceae, Bacillariophyceae	
	Seco	315 (±25)		2,9 (±1,45)		24 (±7)		0,61 (±0,26)			

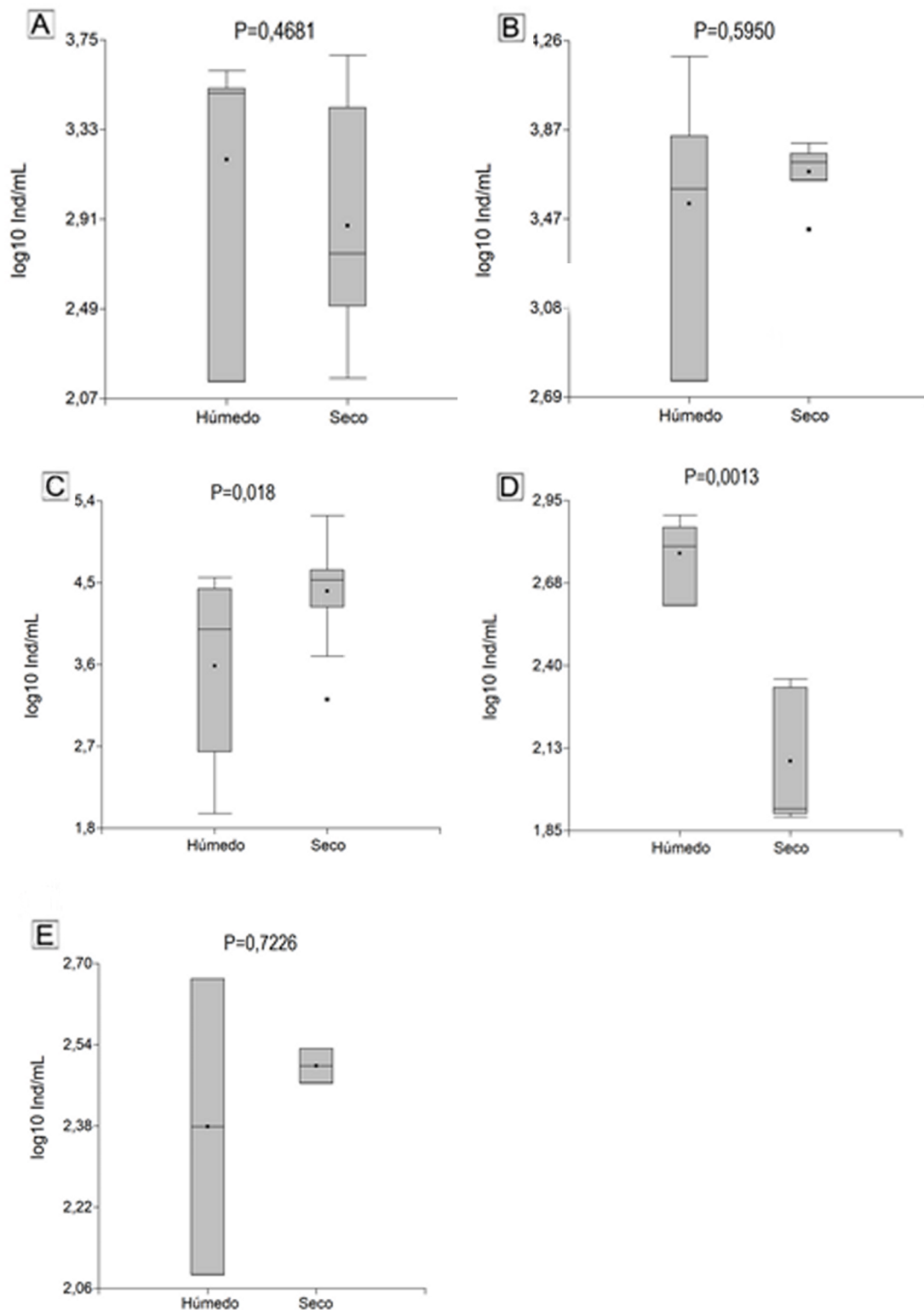


Fig. 3. Abundancia del fitoplancton (log₁₀ Ind/mL) en período húmedo y seco en el sitio Ramsar: Esteros del Iberá. A: Laguna Galarza. B: Laguna Luna. C: Laguna Iberá. D: Río Corriente. E: Arroyo Carambola.

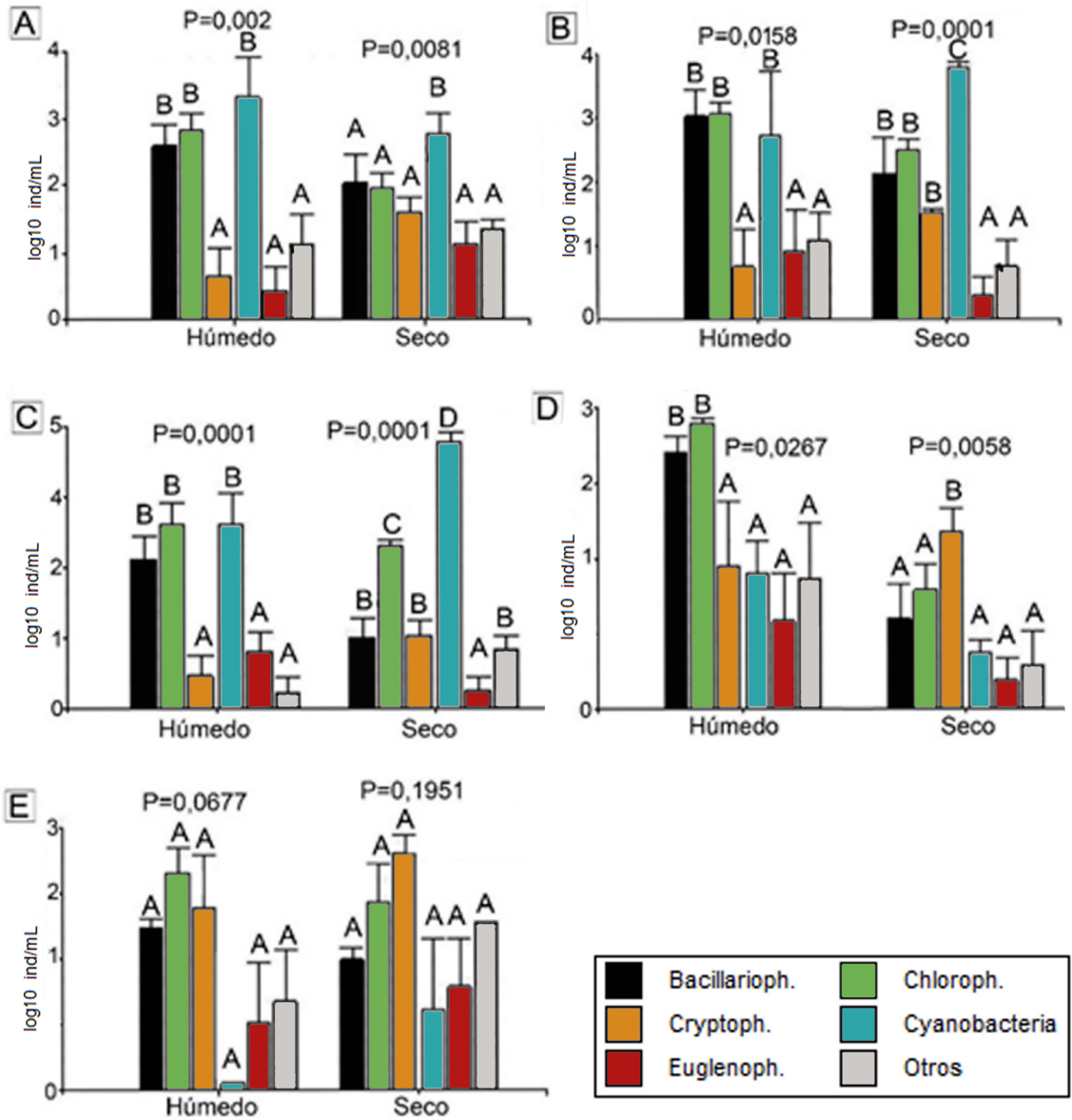


Fig. 4. Abundancia de los taxos que componen el fitoplancton total (log₁₀ Ind/mL) en período húmedo y seco en el sitio Ramsar: Esteros del Iberá. A: Laguna Galarza. B: Laguna Luna. C: Laguna Iberá. D: Río Corriente. E: Arroyo Carambola. Bacillarioph. = Bacillariophyceae. Chloroph. = Chlorophyceae. Cryptoph. = Cryptophyceae. Euglenoph. = Euglenophyceae. Otros = Chrysophyceae + Dinophyceae + Xanthophyceae.

también otras formas filamentosas tales como *Raphidiopsis raciborskii* (W.) Aguilera & al. y *R. curvata* F. E. Fritsch & M. F. Rich y registros esporádicos de colonias de *Aphanocapsa elachista* West & G. S. West y *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing.

En la laguna Iberá (Fig. 4C), en el período húmedo las Cyanobacteria, Chlorophyceae y

Bacillariophyceae fueron significativamente las más abundantes (ANOVA $p=0,0001$, con Post test DGC), con valores similares en cuanto al número de individuos; mientras que en el período de sequía, las cianobacterias fueron significativamente las más abundantes, seguidas por Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae y otros grupos minoritarios

como Chrysophyceae, Xanthophyceae, Dinophyceae, con Euglenophyceae teniendo una menor abundancia (ANOVA $p=0,0001$, con Post test DGC). Cuando se comparó la abundancia de las Cyanobacteria entre ambos períodos de estudio, la abundancia presentó diferencias significativas (ANOVA $p=0,0034$).

Entre las cianobacterias se encontraron mayor abundancia de *R. raciborskii* (Nostocales) (Fig. 5), que coexistió con un bajo porcentaje de *P. limnetica* y *P. contorta* (Oscillatoriales). Otras especies registradas en baja densidad fueron formas coloniales mucilaginosas (Chroococcales), representados por *Aphanocapsa elachista*, *Snowella lacustris* (Chodat)

Komárek & Hindák, *Merismopedia tenuissima* Lemmermann y *M. aeruginosa*. Es de destacar la notable diferencia de las especies dominantes entre ambas situaciones climáticas. Es así que *P. limnetica* y *P. contorta*, junto a *R. raciborskii*, fueron dominantes en el período de inundación, mientras que, en el período seco, se observó una marcada dominancia de *R. raciborskii*.

En el río Corriente, al analizarse la contribución de los distintos grupos taxonómicos que componen el fitoplancton para inundación y sequía, se evidenciaron notables diferencias. En el período húmedo los taxones Chlorophyceae y Bacillariophyceae fueron las más abundantes del fitoplancton, seguidas por

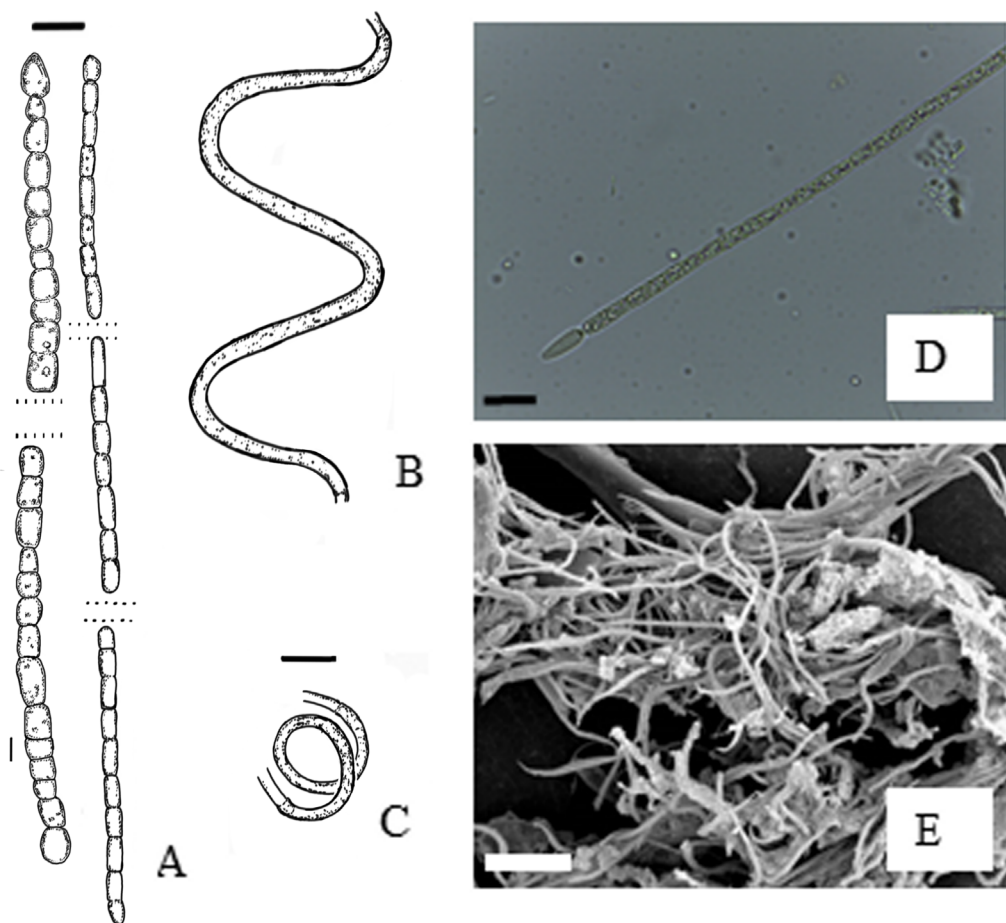


Fig. 5. Dibujos y microfotografías de especies representativas del sitio RAMSAR Esteros del Iberá. A y D: *Raphidiopsis raciborskii*. B y C: *Planktolylnbya contorta*. E: Microfotografía en Microscopio Electrónico de Barrido *R. raciborskii*. Escalas A, B, C, D: 5µm; E: 10 µm.

el resto de los grupos taxonómicos (ANOVA $p=0,0267$, con Post test DGC), mientras que, en el período de sequía, las Cryptophyceae fueron las más abundante (ANOVA $p= 0,0058$, con Post test DGC), seguidas por el resto de los grupos (Fig. 4D). Dentro de las Cryptophyceae, especialmente el género *Cryptomonas* spp. constituyó la fracción más importante de la comunidad en el período seco.

En el arroyo Carambola al analizarse la contribución de los distintos grupos taxonómicos que componen el fitoplancton en cada uno de los períodos, para el período húmedo hubo diferencias marginalmente significativas entre taxones (ANOVA $p=0,0677$, con Post test DGC); mientras que para el período de sequía las diferencias no fueron significativas (ANOVA $p=0,1951$, con Post test DGC). La composición de la comunidad, estuvo caracterizada por Cryptophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria, Bacillariophyceae, Euglenophyceae y otros grupos minoritarios como Chrysophyceae, Xanthophyceae, Dinophyceae (Fig. 4E). No hubo diferencias significativas en este sitio en la abundancia de Cyanobacteria entre períodos (ANOVA $p=0,4225$).

Cuando se analizó la abundancia del fitoplancton promedio para todo el sistema Iberá en su conjunto, para el período de inundación registró una media de 7213 ($\pm 2242,75$) ind.ml⁻¹, mientras que en el período seco hubo 21043 ($\pm 5865,96$) ind.ml⁻¹. Si bien la abundancia tendió a ser mayor en sequía que en inundación, las diferencias no fueron estadísticamente significativas entre períodos (ANOVA $p=0,1809$). Cuando la abundancia se analizó considerando los distintos grupos taxonómicos que componen el fitoplancton se evidenciaron notables diferencias entre los períodos de inundación y sequía. En el período húmedo, Cyanobacteria, Chlorophyceae y Bacillariophyceae fueron las que más contribuyeron a la abundancia del fitoplancton en el sistema, con valores similares en cuanto al número de individuos (ANOVA $p=0,0001$, con Post test DGC); en el período de sequía las cianobacterias fue el taxón más abundante, seguidas por Chlorophyceae.

Cuando se analizó la riqueza y diversidad de especies (Tabla 1), en general se observaron

tendencias de mayores valores de riqueza en el período húmedo respecto al seco, aunque las diferencias fueron estadísticamente significativas sólo en la laguna Iberá (ANOVA $p= 0,0001$) y marginalmente significativas en río Corriente (ANOVA $p= 0,0442$). En el período húmedo los valores oscilaron entre 32 y 42 especies, con la laguna Iberá y el río Corriente exhibiendo la mayor cantidad de especies de todo el sistema, mientras que en el periodo seco los valores de riqueza variaron entre 13 a 24 especies.

En cuanto a la diversidad de especies para el período húmedo los valores oscilaron entre 3 y 4,6 bits ind.⁻¹ y en el período seco entre 1 y 2,3 bits ind.⁻¹, y sólo se obtuvieron diferencias significativas entre períodos en la laguna Luna (ANOVA $p= 0,0132$) y laguna Iberá (ANOVA $p= 0,0001$).

Con respecto a la equitatividad, los valores fueron altos en el período húmedo (0,65 y 0,87), y mientras que para el período seco los valores fueron bajos y oscilaron entre 0,26 y 0,63. Cuando se analizaron estadísticamente las diferencias de la equitatividad entre períodos, se obtuvieron diferencias significativas en la laguna Luna (ANOVA $p= 0,0015$) y laguna Iberá (ANOVA $p= 0,0001$).

Discusión

En este trabajo se analizaron por primera vez la abundancia, riqueza y diversidad de especies del fitoplancton en ambientes leníticos y lóticos del sitio Ramsar Esteros del Iberá, comparando dos condiciones climáticas contrastantes en cuanto a las precipitaciones. Los trabajos previos que se realizaron en el área de estudio, abarcaron variaciones espaciales de la composición, abundancia, diversidad y grupos funcionales del fitoplancton en diferentes ambientes leníticos y lóticos del sistema Iberá (Zalocar de Domitrovic, 2003, Forastier & Zalocar de Domitrovic, 2014) y de otros sistemas del nordeste de Argentina (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998a; Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998b; Zalocar de Domitrovic, 1999), con resultados que están en concordancia con los presentados en este estudio. Sin embargo, la comparación de la

comunidad fitoplanctónica entre períodos climáticos contrastantes, no había sido abordada previamente, lo que muestra la importancia del presente estudio.

Los estudios limnológicos del macrosistema Iberá son en general escasos y esporádicos debido a que es un área poco accesible (Poi de Neiff, 2003; Cózar *et al.*, 2003; Neiff, 2004; Poi *et al.*, 2017). La relevancia del estudio realizado también se evidencia en el hecho de que el sistema Iberá se encuentra protegido como Parque Provincial, Parque Nacional, sitio Ramsar, y que además es considerado como uno de los reservorios de biodiversidad más importantes de América del Sur; por lo tanto, esta área constituye, sin lugar a dudas, un ambiente propicio para estudiar el fitoplancton y como esta comunidad varía en escenarios climáticos contrastantes (Poi de Neiff, 2003; Neiff & Casco, 2017; Zalocar de Domitrovic, 2003). Si además se tiene en cuenta que los Esteros del Iberá tienen baja influencia antrópica, nuestros resultados de abundancia, riqueza y diversidad del fitoplancton, considerando períodos húmedo y seco, constituirían valores de referencia para futuras comparaciones y estudios de línea de base ambiental con sitios de mayor impacto.

Desde el punto de vista climático, cabe destacar que la década del 70 se caracteriza por un cambio climático a gran escala, el cual afectó a la región del macrosistema Iberá, incrementando notablemente los valores pluviométricos (Contreras *et al.*, 2020). Por el contrario, entre el 2000 y 2008 se evidencia aumento de los eventos de sequía, siendo el año 2008 donde se registran valores de sequías extremas, que solo fueron superados por las sequías e incendios durante los años 2020 y 2022 (Contreras *et al.*, 2022). Estas marcadas diferencias climáticas, sumados a los valores encontrados en el SPEI del área de estudio respaldan las tendencias encontradas en el fitoplancton para los dos períodos analizados en este trabajo.

Nuestros resultados muestran que en la mayoría de los sitios estudiados (con excepción de la laguna Iberá) los efectos de las situaciones climáticas contrastantes se manifiestan a nivel de la diversidad, riqueza de especies y equitatividad, pero no a nivel de

los valores de abundancia total. Este mismo patrón fue registrado para otras comunidades acuáticas incluyendo ostrácodos y vegetación (Neiff & Casco, 2017; Sabater *et al.*, 2022). Mayor abundancia durante el período de sequía y similares valores de riqueza de especies comparando período húmedo y seco, fue mencionado para la comunidad del zooplancton del macrosistema Iberá (Frutos, 2017).

La dominancia registrada de Cyanobacteria, Chlorophyceae y Bacillariophyceae en ambientes leníticos el sistema Iberá coincide con los resultados hallados en otras lagunas someras subtropicales del NEA (Asselborn *et al.*, 1998; Zalocar de Domitrovic, 1998b; Forastier, 2012).

Los resultados de abundancia, riqueza y diversidad en ambientes lóticos están en concordancia con los encontrados en la planicie de inundación del río Paraná (Zalocar de Domitrovic, 1999; Zalocar de Domitrovic, 2003). La baja abundancia del fitoplancton en el río Corriente y arroyo Carambola estaría en relación con el desarrollo de la abundante vegetación sumergida que, debido a la alta densidad de hojas, interfiere el ingreso de la luz solar y desplaza competitivamente al fitoplancton, tal como menciona Neiff (2003).

La laguna Iberá en nuestro estudio registra la mayor abundancia del fitoplancton con predominio de cianobacterias del sistema Iberá, y esto estaría en relación con la eutrofia que exhibe debido a que tiene cierto efecto antrópico, comparado con el resto de las lagunas del sistema (Cózar *et al.*, 2005). En este sitio la abundancia de cianobacterias fue mayor en el período seco, lo que estaría en relación con lo que señalan varios autores respecto a que este grupo responde rápidamente a los cambios climáticos ambientales y al grado de trofismo (Zalocar de Domitrovic *et al.*, 1998b; Vidal & Kruk, 2008). Por lo tanto, nuestros resultados confirman que las cianobacterias constituyen un excelente bioindicador para diagnosticar cualquier disminución en la calidad de agua del sistema Iberá, tal como señalan otros autores (Ubeda *et al.*, 2013).

La presencia de las especies *Raphidiopsis raciborskii* y *Microcystis aeruginosa* es relevante porque estas especies tienen

la capacidad de ser invasoras y de formar floraciones que disminuyen la calidad del agua (Chorus & Bartram, 1999; Forastier *et al.*, 2016; Zalocar de Domitrovic, 2003; Chorus *et al.*, 2021). Dada la estrecha relación que tiene la laguna Iberá con la localidad de Colonia Carlos Pellegrini, como principal centro de ecoturismo y actividades recreativas, se recomienda realizar monitoreo de fitoplancton para el seguimiento y alerta tempranas de estas floraciones. Cabe destacar que la presencia de *R. raciborskii* en la laguna Iberá viene siendo mencionada desde la década del 70 (Zalocar de Domitrovic, 2003), con notables aumentos de la abundancia favorecidos por las altas temperaturas de los meses de verano, ocasión en que la producción de toxinas podría comprometer la calidad del agua para consumo humano y afectar la salud de la vida silvestre. En este sentido Úbeda *et al.* (2013) da indicios de la posible muerte de ciervos de los pantanos (*Blastocerus dichotomus* Illinger), a causa de cianotoxinas producidas por *R. raciborskii*.

Finalmente, los resultados muestran que los eventos climáticos ambientales contrastantes impactan en la diversidad, riqueza y equitatividad del fitoplancton y que las cianobacterias constituyen un grupo predominante en esta comunidad, con especies que desarrollan floraciones algares y producciones de cianotoxinas, por tal motivo es importante desarrollar estrategias de monitoreo y manejo de estos ecosistemas del Iberá desde los organismos gubernamentales. Futuros estudios deben ir orientados a la presencia, determinación y cuantificación de cianotoxinas, en agua para consumo humano y de animales.

Conclusión

El fitoplancton de los Esteros del Iberá con excepción de la laguna Iberá, presenta similar abundancia y diferencias en la riqueza, diversidad y equitatividad de especies en periodos climáticos contrastantes.

Las Cyanobacteria constituyen uno de los grupos más relevantes del fitoplancton en el sistema Iberá, con presencia de *R. raciborskii* y *M. aeruginosa*, las cuales poseen características

invasoras y son potenciales productoras de cianotoxinas.

De todo el sistema, la laguna Iberá muestra ser la más vulnerable a los eventos climáticos extremos, por lo que se recomiendan acciones de monitoreos de vigilancia y manejo sustentable para las actividades turísticas.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) PIP KA11220200102296CO, la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, PICT 2020 SERIE A-035-65. Los autores declaran no tener conflictos de intereses en este trabajo. Se agradece al Técnico Pedro Quaranta, por la edición de las láminas y a la Dra. Yolanda Zalocar por revisión taxonómica del material (CECOAL-CONICET-UNNE).

Bibliografía

- AGUILERA, A., GÓMEZ, E. B., KAŠTOVSKÝ, J., ECHENIQUE, R. O. & SALERNO, G. L. (2018). The polyphasic analysis of two native *Raphidiopsis* isolates supports the unification of the genera *Raphidiopsis* and *Cylindrospermopsis* (Nostocales, Cyanobacteria). *Phycologia* 57: 130-146. <https://doi.org/10.2216/17-2.1>
- ASSELBORN, V. M., ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. & CASCO, S. L. (1998). Estructura y variaciones del fitoplancton de la laguna Soto (Corrientes, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 33: 17–27.
- CANZIANI, G. A., FERRRATI, R. S., ROSSI, C. & RUIZ-MORENO, D. (2006). The influence of climate and dam construction on the Iberá wetland, Argentina. *Regional Environmental Change* 6: 181-191.
- CHORUS, I. & BARTRAM, J. (1999). Toxic Cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. Who, E & FN Spon, London.
- CHORUS, I., FASTNER, J. & WELKER, M. (2021). Cyanobacteria and cyanotoxins in a changing environment: concepts, controversies, challenges. *Water* 13: 2463. <https://doi.org/10.3390/w13182463>.

- CODD, G. A., BELL, S. G., KAYA, K., WARD, C. J., BEATTIE, K. A. & METCALF, J. S. (1999). Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. *European Journal of Phycology* 34: 405-415. <https://doi.org/10.1080/09670269910001736462>
- CONTRERAS, F. I., FERRELLI, F. & PICCOLO, M. C. (2020). Impactos de eventos secos y lluviosos sobre cuerpos de agua periurbanos subtropicales: Aporte al ordenamiento del espacio urbano de Corrientes (Argentina). *Finisterra* 55: 3-22. <https://doi.org/10.18055/Finis19436>
- CONTRERAS, F. I., BÁEZ, C. T., FORASTIER, M., BARUZZO, M. N., MARTÍNEZ, S. E. & FERNÁNDEZ, M. V. (2023). La calidad del agua del balneario de la laguna El Rincón, Caá Catí (General Paz, Corrientes). *Período 2017-2023. Contribuciones Científicas GÆA* 35: 7-16.
- CONTRERAS, F., MAVO MANSTRETTA, G., PICCOLO, M. & PERILLO, G. (2021). Spatio-temporal variability monitoring of the floods in the center-west of the Buenos Aires Province (Argentina) using remote sensing techniques. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 47: 337-354. <https://doi.org/10.18172/cig.4477>
- CONTRERAS, F. I., ZURITA, C., SMICHOWSKI, H., DIAZ, A. A., PETKIEBICH, S. A., KALAFATTICH, S. & GÓMEZ, C. (2022). Comparación de la recurrencia y severidad de la variabilidad climática en los extremos oriental y occidental de la provincia de Formosa (Rep. Argentina). *Revista Senderos* 3: 28-41.
- COSTA, S. M. & AZEVEDO, S. M. F. O. (1994). Implantação de um Banco de Culturas de Cianófitas Tóxicas. *Iheringia - Série Botânica* 45: 69-74.
- 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: 411-420. <https://doi.org/10.1139/f03-037>
- CÓZAR, A., GÁLVEZ, J. A., HULL, V., GARCÍA, C. M., & LOISELLE, S. A. (2005). Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Ibera (Argentina): a model based on turbidimetry. *Ecological Modelling* 186: 63-76. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.020>
- DALU, T., MWEDZI, T. & WASSERMAN, R. J. (2022). Phytoplankton dynamics. En DALU, T., & R. J. WASSERMAN (eds.), *Fundamentals of Tropical Freshwater Wetlands*, pp. 189-219. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822362-8.00005-0>
- DI RIENZO J. A., CASANOVES F., BALZARINI M. G., GONZALEZ L., TABLADA M. & ROBLEDO C. W. InfoStat version (2020). Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>
- FORASTIER, M. E. (2012). Diversidad y toxicidad de Cyanophyta (Cyanobacteria) del nordeste argentino. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Nordeste, Argentina. 219 pp.
- FORASTIER, M. E. & ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. (2014). Phytoplankton of the Iberá system. *Advances in Limnology* 65: 99-111. <http://dx.doi.org/10.1127/1612-166X/2014/0065-0036>
- Forastier, M. E., Zalocar Y., Andrinolo D. & Domitrovic H. A. (2016). Occurrence and toxicity of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) in the Paraná River, downstream of the Yacyretá dam (Argentina). *Revista de Biología Tropical* 64: 203-211. <https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v64n1/0034-7744-rbt-64-01-00203.pdf>
- FRUTOS, S. M. (2017). La vida suspendida en el agua: La diversidad del zooplancton en el Iberá. En POI, A. S. G. (ed.), *Biodiversidad en las aguas del Iberá*, pp. 82-98. EUDENE, Corrientes.
- GRAHAM, L. E. & WILCOX, L. W. (2000). *Algae*. Upper Saddle River, Prentice-Hall.
- GUIRY, M. D. & GUIRY, G. M. (2021). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway, <https://www.algaebase.org> (Consulta 25-07-2024).
- KOTTEK, M., GRIESER, J., BECK, C., RUDOLF, B. & RUBEL, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15: 259-263. <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/present.htm>
- LANCELLE, H. G. (2003). Características físicas y químicas de las aguas del Iberá. pp. 71-84. En POI DE NEIFF, A. S. G. (ed.), *Limnología del Iberá*, pp. 71-84. EUDENE, Corrientes.
- LEE, R. E. (2008). *Phycology*. Four edition. Cambridge University Press. Cambridge.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- MARTÍNEZ, S. E., BARUZZO, M. N., SMICHOWSKI, H., FORASTIER, M. E. & CONTRERAS, F. I. (2021). El efecto de las precipitaciones en las características limnológicas en lagunas periurbanas. *Revista Senderos* 2: 122-135.
- NEIFF, J. J. (1977). Investigaciones ecológicas en el complejo de la laguna Iberá en relación a diversas

- formas de aprovechamiento hídrico. Actas del Seminario sobre medio ambiente y represas. OEA. Universidad de la República 1: 70-87.
- NEIFF, J. J. (2003). Distribución de la vegetación acuática y palustre del Iberá. En POI DE NEIFF, A. S. G. (ed.), *Limnología del Iberá: Características físicas, químicas y biológicas de las aguas*, pp. 17-70. EUDENE, Corrientes.
- NEIFF, J. J. (2004). *El Iberá ¿En peligro? – Fundación Vida Silvestre Argentina*, Buenos Aires.
- NEIFF, J. J. & CASCO, S. L. (2017). Lluvias y sequías: los cambios históricos de la vegetación. En POI, A. S. G. (ed.), *Biodiversidad en las aguas del Iberá*, pp. 41-72. EUDENE, Corrientes.
- NEIFF, J. J. & NEIFF, M. (2013). Evaluación de los impactos del cambio climático sobre el ecosistema natural y la biodiversidad. *Medio Ambiente y Desarrollo* 152: 1-58.
- POI, A. S. G., NEIFF, J. J., CASCO, L. S., ÚBEDA SÁNCHEZ, B. & COZAR CABAÑAS, A. (2017). El agua de los esteros, arroyos lagunas y ríos. En POI A. S. G. (ed.), *Biodiversidad en las aguas del Iberá*, pp. 21-38. EUDENE, Corrientes.
- POI DE NEIFF, A. S. G., NEIFF, J. J., PATIÑO, C. A., RAMOS, A. O., CACERES, J. R., FRUTOS, S. M., & VERÓN, M. B. (1999). Estado trófico de dos lagunas en planicies anegables con áreas urbanas de la provincia de Corrientes. *FACENA* 15: 93-109.
- POI DE NEIFF, A. S. G. (2003). *Limnología del Iberá: Características físicas, químicas y biológicas de las aguas*. EUDENE, Corrientes, Argentina.
- POOT-DELGADO, C. A. & PÉREZ-MORALES, A. (2023). Spatiotemporal variation of harmful phytoplankton in recreational beaches in Campeche, southeastern Gulf of Mexico *Ciencias Marinas* 49. <https://doi.org/10.7773/cm.y2023.3389>
- REYNOLDS, C. S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.
- ROJAS, B. M., TROCCOLI, L. & DÍAZ-RAMOS, J. R. (2021). Bloom algal y abundancia de copépodos en el golfo de Cariaco, Venezuela (Caribe Suroriental). *Intropica* 16: 133-152. <https://doi.org/10.21676/23897864.4010>
- ROSET, J., AGUAYO, S. & MUÑOZ, M. J. (2001). Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología* 18: 65-71.
- SABATER, L., FANCESCHINI, 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. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210965>.
- SALMASO, N. & TOLOTTI, M. (2021). Phytoplankton and anthropogenic changes in pelagic environments. *Hydrobiologia* 848: 251-284. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04323-w>
- SELLNER, K. G., DOUCETTE, G. J. & KIRKPATRICK, G. J. (2003). Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 30: 383-406. <https://doi.org/10.1007/s10295-003-0074-9>
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Illinois. University Press, Urbana.
- SHAPIRO, S. S. & WILK, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika* 52: 591-611. doi:10.1093/biomet/52.3-4.591.JSTOR 2333709 MR 205384.
- SMICHOWSKI, H., CONTRERAS, F. I. & GIESE, A. C. (2022). Seguimiento de la extensión areal de los humedales subtropicales del noreste de Argentina mediante la aplicación de Google Earth Engine. *Investigaciones Geográficas* 78: 131-152. <https://doi.org/10.14198/INGEO.21343>
- Úbeda, B., Di Giacomo, A. S., NEIFF, J. J., LOISELLE, S. A., POI, A. S. G., GALVEZ, J. A. & CÓZAR, A. (2013). Potential effects of climate change on the water level, flora and macro-fauna of a large neotropical wetland. *PloS one* 8: e67787. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067787>
- UTERMÖHL, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- VICENTE-SERRANO, S. M., BEGUERÍA, S. & LÓPEZ-MORENO, J. I. (2010). A multiscale drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23: 1696-1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- VIDAL, L. & KRUK, C. (2008). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34 53°S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2: 142-151.
- WATSON, S. B., WHITTON, B. A., HIGGINS, S. N., PAERL, H. W., BROOKS, B. W., & WEHR, J. D. (2015). Harmful algal blooms. En WEHR, J. D., SHEATH, R. G. & J. P. KOCIOLEK (eds.), *Freshwater Algae of North America*, pp. 873-920. Academic Press. San Diego. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00020-7>.

- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y., ASSELBORN, V. M. & CASCO, S. L. (1998a). Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina. *Revista Brasileira de Biologia* 58: 359-382.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y., CASCO, S. L. & ASSELBORN, V. M. (1998b). Estudio de la biomasa y diversidad del fitoplancton de la laguna Paiva, Corrientes (Argentina). *Physis* 55:1-13.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. & FORASTIER, M. E. (2008). Las cianobacterias del nordeste argentino: caracteres generales e importancia ecológica. En CASCO, S., BASTERRA, I. & J. J. NEIFF (eds.), Manual de biodiversidad de Chaco, Corrientes y Formosa, pp. 57-77. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. (1999). Estructura y dinámica del fitoplancton en la cuenca del eje potámico Paraguay-Paraná (Argentina). Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. 375 pp.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. (2003). Fitoplancton de lagunas y cursos de agua del sistema Iberá. En POI DE NEIFF, A. S. G. (ed.), *Limnología del Iberá: Características físicas, químicas y biológicas de las aguas*, pp. 85-142. EUDENE, Corrientes.