



# Calidad de agua y dinámica fitoplanctónica en una laguna insular del estuario Lago de Maracaibo, Venezuela

## Water quality and phytoplankton dynamic in an island lagoon of the Lake Maracaibo estuary, Venezuela

**Gonzales, Alejandra**<sup>1</sup>

**Marín, Julio**<sup>2</sup>

**Mora, Roberta**<sup>3</sup>

**Morales, Ever**<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Humanidades y Educación, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela

<sup>2</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela

<sup>3</sup>Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia, Maracaibo, Venezuela

<sup>4</sup>Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí (ESPAM MFL), Calceta, Ecuador

**Recibido:** 19 Sep. 2023 | **Aceptado:** 18 Dic. 2023 | **Publicado:** 10 Jul. 2024

**Autor de correspondencia\*:** [edmorales@espam.edu.ec](mailto:edmorales@espam.edu.ec)

**Como citar este artículo:** Gonzales, A., Marín, J., Mora, R., & Morales E. (2024). Calidad de agua y dinámica fitoplanctónica en una laguna insular del estuario Lago de Maracaibo, Venezuela. *Revista Amazónica de Ciencias Ambientales y Ecológicas*, 3(2), e699. <https://doi.org/10.51252/reacae.v3i2.e699>

### RESUMEN

La laguna Las Tabletas situada en la isla de Toas del sistema estuarino Lago de Maracaibo, Venezuela, es un ambiente de refugio para una gran diversidad de biota que ha sido sometido a la influencia antropogénica, afectando las características fisicoquímicas y biológicas de sus aguas. En el presente trabajo se describe la variabilidad espaciotemporal de la calidad de agua y la dinámica fitoplanctónica, como factores clave para comprender su dinámica ecosistémica. Para ello, se recolectaron y analizaron muestras en seis estaciones de muestreo (E-1 a E-6) durante seis meses. Los resultados indican que la diversidad fitoplanctónica (0,92–3,59 bits/ind) estuvo influenciada por las variaciones de profundidad, transparencia, oxígeno disuelto, nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y fósforo total (P-total) desde el punto de vista espacial (con mayores valores en E-5), mientras que la transparencia, temperatura, pH, conductividad eléctrica, salinidad, materia orgánica y NTK determinaron la dinámica temporal de la biomasa (1,5–7,3 mg/m<sup>3</sup>) y abundancia (0,20x10<sup>4</sup>–3,72x10<sup>4</sup> cel/mL) con niveles mayores en diciembre y abril, respectivamente. Se observó una baja abundancia en las divisiones identificadas: Bacillariophyta >> Cyanophyta > Chlorophyta. La laguna presenta una condición trófica de mesotrófica a eutrófica, de acuerdo con los niveles de P-total, clorofila a y abundancia fitoplanctónica.

**Palabras clave:** biomasa; composición; índice de diversidad; nutrientes; variación espaciotemporal

### ABSTRACT

The Las Tabletas lagoon located on the island of Toas in the estuarine system of Lake Maracaibo, Venezuela is a refuge environment for a great diversity of biota that has been subjected to anthropogenic influence, affecting the physicochemical and biological characteristics of its waters. In this work, the spatiotemporal variability of water quality and phytoplankton dynamic are described as key factors to understand the ecological dynamics of this significant body of water. To this end, water samples were collected and analyzed at six sampling stations (E-1 to E-6) for six months. The results indicate that the diversity of phytoplankton community (0.92–3.59 bits/ind) was influenced by variations in depth, transparency, dissolved oxygen, total Kjeldahl nitrogen (TKN) and total phosphorus (P-total) from the spatial perspective (with higher values in E-5), while transparency, temperature, pH, electrical conductivity, salinity, organic matter and TKN determined the temporal dynamics of the biomass (1.5–7.3 mg/m<sup>3</sup>) and abundance (0.20x10<sup>4</sup>–3.72x10<sup>4</sup> cells/mL) (with higher levels in December and April, respectively). A low abundance was observed with the following order in the identified divisions: Bacillariophyta >> Cyanophyta > Chlorophyta. The lagoon presents a trophic condition from mesotrophic to eutrophic, according to the levels of P-total, chlorophyll a and phytoplankton abundance.

**Keywords:** biomass; composition; diversity index; nutrients; spatiotemporal variation



## 1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son depresiones en la línea de costa, someras (<10 m), con su eje principal paralelo a la misma, conectadas al mar temporal o permanentemente por uno o más canales y separadas de él por una barrera física. Están dominadas por la marea y representan ambientes complejos y dinámicos cuyas propiedades físicas, químicas y biológicas muestran gradientes de distribución con variabilidades que van desde períodos cortos hasta estacionales, afectando el destino y transporte de nutrientes, biomasa y producción fitoplanctónica (González et al., 2012; Cony et al., 2014; Rosa et al., 2022).

La complejidad ecológica de estos hábitats se debe a que reúnen varios ambientes interrelacionados estrechamente: manglares, aguas dulces, salobres y saladas, fondos duros y blandos, con comunidades diferenciadas. Las lagunas reciben y acumulan materia orgánica y nutrientes en abundancia, convirtiéndose en ecosistemas muy fértiles y productivos (Kennish & Paerl, 2010; Espinal et al., 2013; Soria et al., 2020). Adicionalmente, la acumulación activa de sedimentos ocasionada por las corrientes de marea, produce el desplazamiento de masas de agua entrante y saliente al sistema; lo cual acarrea el movimiento de grandes cantidades de materia orgánica (Kennish & Paerl, 2010; Ouaisa et al., 2023), contribuyendo con la transferencia de organismos planctónicos entre los distintos ambientes (Suka, 2023).

Estos cuerpos de agua son sistemas sensibles que responden rápidamente a cambios ambientales asociados a la densidad de las poblaciones humanas y a las variaciones climáticas, que pueden incidir sobre los servicios proporcionados por estos ecosistemas. De ahí que sean extremadamente vulnerables a la eutrofización, desoxigenación, acidificación, entre otros problemas (Erostate et al., 2022; Rosa et al., 2022). De esta manera, las variaciones espaciales y temporales de la productividad y composición de las comunidades fitoplanctónicas son dependientes de factores físicos (disponibilidad de luz y temperatura), químicos (pH, salinidad, oxígeno disuelto, tipo y cantidad de nutrientes, entre otros) y biológicos (biomasa fitoplanctónica, composición de especies, estructura de tallas y pastoreo del zooplancton) (Briceño et al., 2009; Cony et al., 2014; Almanza et al., 2016; Ligorini et al., 2022; Domingues et al., 2023). Estos atributos, les confieren a diversas lagunas su desempeño como centinelas del cambio climático en todo el mundo (Zunino, 2018). Por lo tanto, la celeridad con la que responden a los eventos atmosféricos convierte a estos ambientes en ideales para estudiar los efectos de la variabilidad climática de una región.

En las zonas tropicales donde hay suficiente luz y agua cálida durante todo el año, el crecimiento del fitoplancton depende principalmente de la disponibilidad de nutrientes, pudiéndose observar grandes contrastes en los niveles de productividad primaria asociadas con las épocas de lluvia y de sequía, oscilaciones de las mareas, intercambios con las masas de agua circundantes y acciones locales del viento (Tarafdar et al., 2021; Zhan et al., 2021; Zhan et al., 2022). También las interacciones bióticas como el mutualismo, alelopatía y simbiosis tienen efectos considerables en la estructura de las comunidades fitoplanctónicas (Vincent & Bowler, 2020). En este sentido, se ha establecido una codependencia entre la riqueza y abundancia de especies con respecto a la proporción y disponibilidad de recursos en estos ambientes (Cardinale et al., 2009).

En Venezuela, el estudio de la dinámica ecosistémica en las lagunas costeras ha sido poco desarrollado, existiendo un vacío de información sobre el efecto de la contaminación ambiental sobre la evolución de las propiedades fisicoquímicas y procesos biológicos en estos ambientes, toda vez que se observa un aumento de las actividades antropogénicas en estas regiones, particularmente en la cuenca del estuario Lago de Maracaibo (Medina & Barboza, 2006; González et al., 2012; Suárez, 2016; Marin et al., 2023). En este sistema, las lagunas costeras reciben el aporte de aguas ricas en nutrientes por efecto de la surgencia costera; ya que actúan como áreas de recepción natural del drenaje de lluvias y asimismo, por aportes minerales de origen terrígeno y derivados del detritus vegetal. Esto provoca la generación continua y masiva de biomasa, principalmente fitoplanctónica, como los afloramientos de *Microcystis* sp. durante el

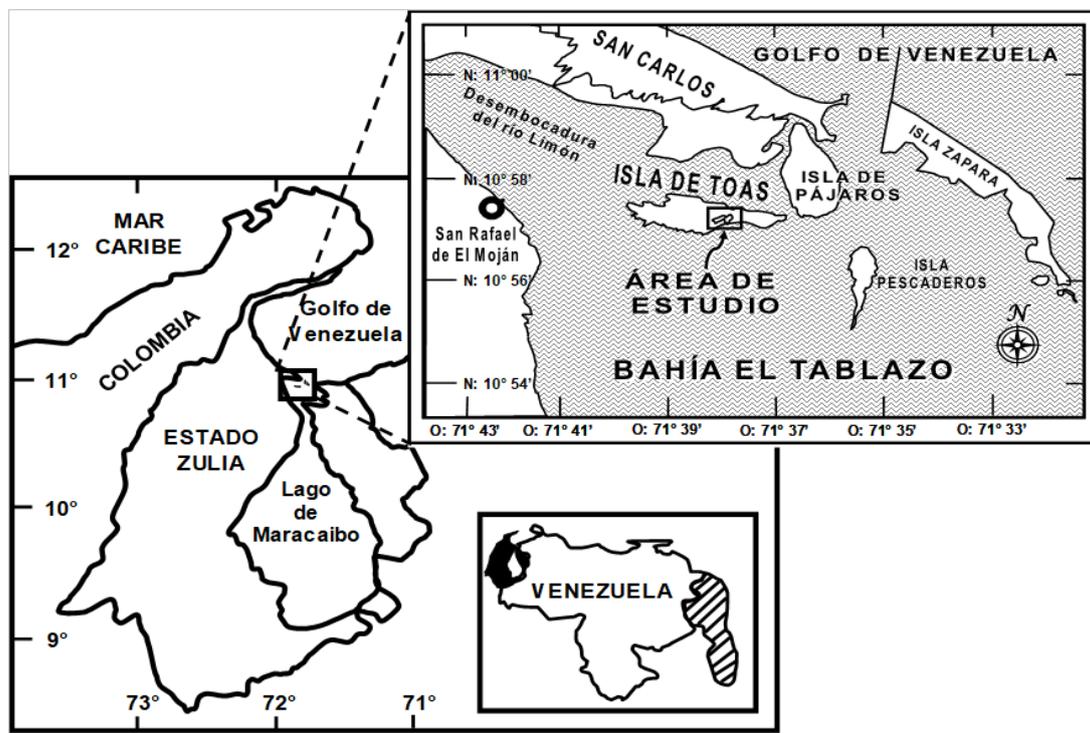
2023, característico de sistemas altamente eutróficos (González et al., 2012; Marín et al., 2023; Esconusted, 2023).

En el caso de la laguna Las Tabletas en la Isla de Toas, no se tienen registros limnológicos que aporten información acerca de la calidad del agua, ni de la composición y abundancia de las poblaciones fitoplanctónicas; lo que impulsa la necesidad de realizar estudios encaminados a comprender la dinámica espaciotemporal de las diferentes variables ecosistémicas y respaldar eficazmente la gestión ambiental a corto y largo plazo de estos importantes ambientes costeros. Es por ello que el presente trabajo tuvo como objetivo describir la variabilidad espaciotemporal de la calidad de agua (profundidad, transparencia, temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, salinidad, demanda química de oxígeno, nitrógeno total Kjeldahl y P-total) y la dinámica fitoplanctónica (composición, abundancia, biomasa y diversidad) en la laguna tropical insular Las Tabletas (Isla de Toas, Lago de Maracaibo, estado Zulia, Venezuela).

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

La laguna tropical Las Tabletas se encuentran ubicada entre los caseríos El Hato, El Toro, Cerro Pelao y El Potrero, hacia la zona sureste de Isla de Toas, en el municipio insular Almirante Padilla del estado Zulia (Venezuela), dentro de la bahía El Tablazo del estuario Lago de Maracaibo (Figura 1). Abarca un área total de aproximadamente 105,54 ha, bordeada por un área de manglar de cerca de 87,46 ha; mientras que su espejo de agua es de 18,1 ha. La profundidad media de sus aguas varía entre 30 y 100 cm.



**Figura 1.** Ubicación geográfica de la laguna tropical Las Tabletas en la isla de Toas, bahía El Tablazo del estuario Lago de Maracaibo (Venezuela)

Esta laguna se caracteriza por presentar una forma irregular y se comunica con el estuario Lago de Maracaibo a través de ciertos canales. En el sistema de la laguna se tienen dos sectores (este y oeste), separados por una carretera. La comunicación entre ambos sectores se da a través de caños naturales y un

canal artificial ubicado por debajo de la carretera. La acción de las mareas altas en el estuario Lago de Maracaibo produce un intercambio con las aguas de la laguna, lo que permite una renovación total y periódica de sus aguas. Los ciclos de caudal entrante (marea alta) tienen una duración de casi 5 h; mientras que los ciclos de caudal saliente (marea baja) varían normalmente entre 6 y 8 h (Fernández et al., 2017). Además, existe una gran diversidad biológica, representada por aves acuáticas, crustáceos, moluscos, artrópodos y ciertas especies de peces.

## 2.2. Estaciones y estrategia de muestreo

Las estaciones de muestreo en el espejo de agua de la laguna fueron seleccionadas considerando el flujo natural del agua y algunas características particulares de las diferentes zonas (acceso, profundidad, descargas de aguas residuales, entre otras). De esta manera, se establecieron seis estaciones de muestreo (Figura 2), las cuales se ubicaron geográficamente utilizando un localizador GPS, con las siguientes características: E-1: Tabletas-El Pozón, a  $10^{\circ} 57' 13,4''$  N y  $71^{\circ} 38' 46,2''$  O, zona ubicada al sur de la laguna, lugar de entrada de las aguas del estuario Lago de Maracaibo; E-2: Tabletas-Cerro Pelao, a  $10^{\circ} 57' 18,0''$  N y  $71^{\circ} 38' 56,5''$  O, punto ubicado en el sector noroeste de la laguna, zona de poca profundidad y con descarga de aguas residuales no tratadas, zona terminal influenciada por el flujo de la marea; E-3: Tabletas-centro, a  $10^{\circ} 57' 19,9''$  N y  $71^{\circ} 58' 53,3''$  O, punto ubicado en el sector noroeste de la laguna entre E-2 y E-4, sitio de mayor profundidad de ese sector de la laguna, rodeado por manglar, con influencia directa del flujo de agua procedente del estuario.

En cuanto a la estación E-4: Tabletas-Toro, estuvo situada a  $10^{\circ} 57' 22,6''$  N y  $71^{\circ} 38' 50,3''$  O, sitio ubicado en el lado noreste de la laguna, opuesta a E-2; E-5: Tabletas-Potrero, a  $10^{\circ} 57' 21,8''$  N y  $71^{\circ} 38' 44,7''$  O, ubicada en el sector sureste de la laguna, adyacente al caserío El Potrero; y E-6: Tabletas-Hato, a  $10^{\circ} 57' 17,5''$  N y  $71^{\circ} 38' 48,1''$  O, ubicada en sector suroeste de la laguna, por donde circula primeramente el agua que proviene del estuario.

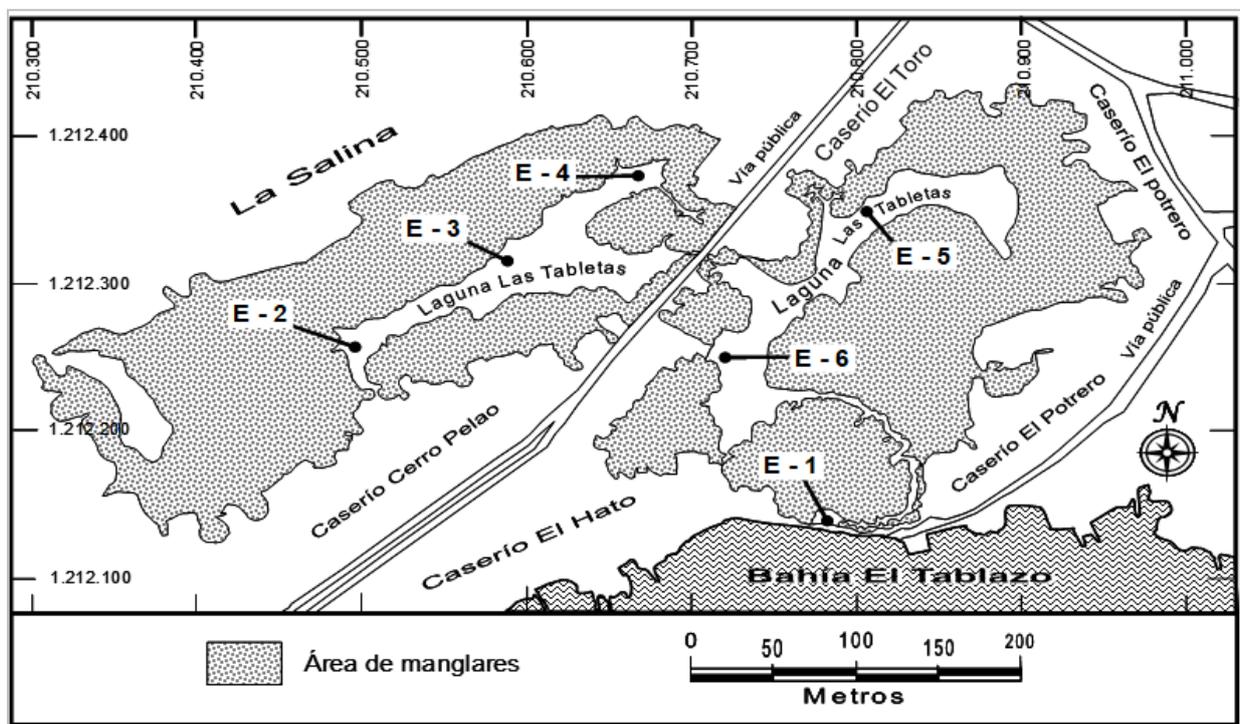


Figura 2. Ubicación de las seis estaciones de muestreo (E-1 hasta E-6) en la laguna Las Tabletas (Venezuela)

La recolección de muestras de agua superficial se realizó mensualmente, considerando las pocas variaciones que se observan en los ambientes tropicales (Vázquez-Botello et al., 2009), durante un periodo de seis meses: diciembre, enero y febrero (periodo principalmente seco); marzo, abril y mayo (periodo principalmente lluvioso), con la finalidad de observar las diferencias temporales en las variables de estudio. El recorrido en la laguna se realizó sobre un bote de fibra liviano con remo y el horario de muestreo estuvo comprendido entre las 7:00 y 10:00 a.m.

### 2.3. Parámetros fisicoquímicos en el agua superficial

Durante cada muestreo se midieron *in situ* los siguientes parámetros fisicoquímicos: temperatura, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE) y salinidad, empleando una sonda multiparamétrica portátil marca YSI, modelo 8510, previamente calibrada. El pH se determinó con un pHmetro de campo marca Hanna, modelo H198151. Para cuantificar la transparencia y profundidad del agua, se usaron: disco de Secchi de 23 cm de diámetro y vara de madera graduada (cm), respectivamente. Para los parámetros *ex situ* se colectaron muestras de agua superficial de 500 mL en recipientes plásticos, las cuales fueron conservadas en hielo para su traslado hasta el laboratorio.

Los parámetros determinados fueron: demanda química de oxígeno (DQO) (método colorimétrico estándar, previa digestión en reflujo cerrado), nitrógeno total Kjeldahl (NTK) (método volumétrico estándar) y P-total (método colorimétrico estándar del ácido vanado molibdo fosfórico, previa digestión ácida), de acuerdo con (Rice et al., 2017).

### 2.4. Variables biológicas del fitoplancton

En el fitoplancton se estimaron las siguientes variables: composición, abundancia, biomasa y diversidad, mediante: identificación taxonómica, recuento celular, determinación de clorofila *a* y aplicación del índice de Shannon-Wiener, respectivamente. Para la identificación taxonómica (composición) y abundancia de los microorganismos, se recolectaron muestras de 500 mL en botellas color ámbar, preservadas con lugol. La identificación se realizó hasta la categoría de género o especie, siguiendo los criterios de la literatura especializada, de acuerdo con Yacubson (1984), González de Infante (1988), Dillard (1999), Bérard-Therriault et al. (1999), Anagnostidis & Komarek (1990), Komárek & Anagnostidis (1999), Rodríguez (2008), Ramírez Restrepo (2000), Lobo et al. (2002) y Aboal et al. (2012).

El recuento celular se realizó en cámaras de sedimentación de 10 mL de capacidad de fondo móvil, con periodos de sedimentación de 24 o 48 h. Transcurrido ese tiempo se efectuó la identificación y el recuento celular en un microscopio óptico binocular marca Olympus, modelo CX21, con objetivos de 10, 40 y 100X. La abundancia relativa se determinó utilizando el enfoque de López (1985), que relaciona la abundancia relativa del género, el número total de géneros en la comunidad y el número de individuos del género correspondiente. El análisis de clorofila *a* se hizo sobre muestras recolectadas en recipientes plásticos de 500 mL, preservadas en frío y oscuridad, de acuerdo con el método de Nusche & Palme (1975) y reportados en mg/m<sup>3</sup> (Sosa-Avalos et al., 2013). Para el índice ecológico de diversidad específica H' de Shannon-Wiener, se aplicó la siguiente ecuación (Moreno, 2001):

$$H' = - \sum P_i * \ln P_i$$

Donde:

H' es el índice de Shannon-Wiener (bits/ind), P<sub>i</sub> la abundancia relativa y Ln el logaritmo natural.

## 2.5. Análisis estadístico de datos

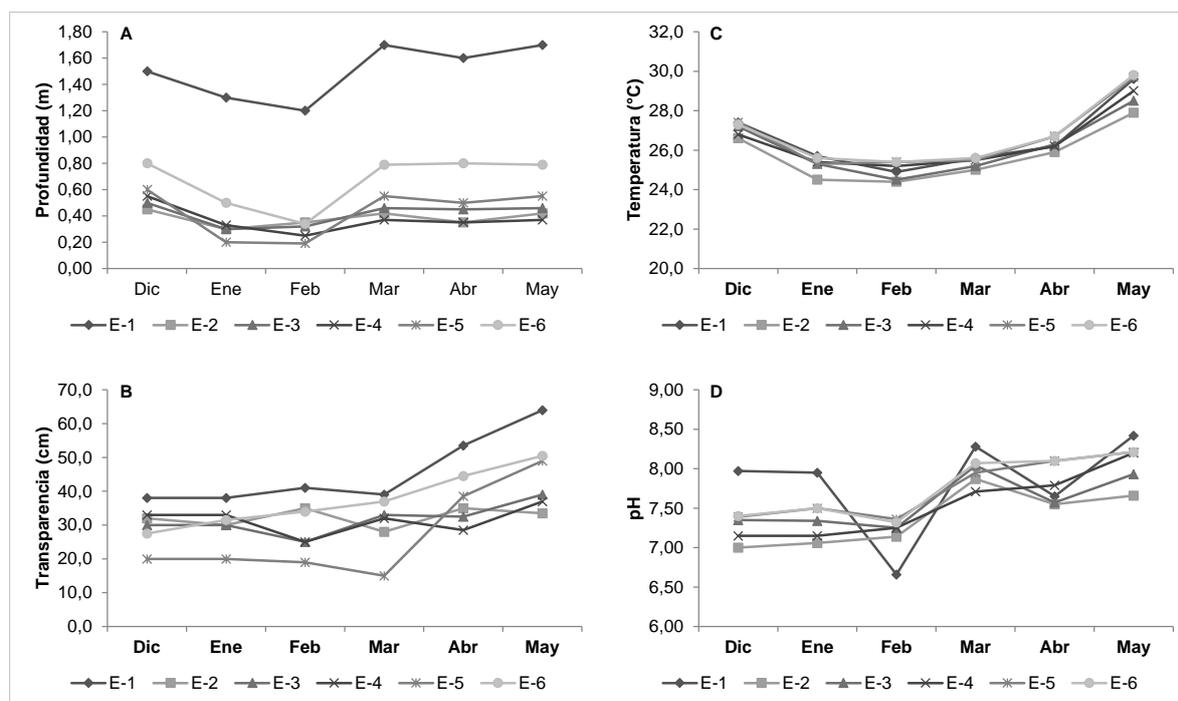
Se empleó el programa Microsoft Excel de Windows 7 para calcular la estadística descriptiva, así como para graficar las variaciones temporales de los parámetros fisicoquímicos y biológicos. Se realizaron dos análisis de varianza (ANOVA), considerando las estaciones de muestreo ( $n= 36$ ) y los muestreos ( $n= 36$ ); así como la prueba a posteriori de Tukey para conocer las diferencias espaciales y temporales significativas de las variables analizadas, respectivamente, usando el programa IBM SPSS Statistics ver. 20. Antes de realizar los ANOVA se comprobaron tanto la homogeneidad de las varianzas (test de Levene) como la distribución normal de los residuos (test de Kolmogorov-Smirnov). Adicionalmente, se implementaron análisis de correlación de Pearson entre las variables biológicas del fitoplancton (abundancia, biomasa y diversidad) y los parámetros fisicoquímicos, en función de las estaciones de muestreo o los muestreos (dependiendo del resultado del ANOVA).

## 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.1. Variabilidad de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial

La profundidad del agua estuvo comprendida entre 0,19 m (E-5, abril) y 1,70 m (E-1, marzo y mayo), con una media general de  $0,63\pm 0,43$  m (Figura 3A). E-1 fue característicamente la estación más profunda, mientras que E-4 fue la más somera, durante el periodo de estudio.

Como resultado de los ANOVA se observaron diferencias significativas ( $p<0,05$ ) de estos valores entre las estaciones de muestreo y la prueba de Tukey reflejó la conformación de tres grupos distintivos ( $p<0,05$ ): E-1; E-4, E-2, E-3, E-5; E-6; lo cual estaría vinculado con la morfología de la olla hidráulica de este cuerpo de agua (Fernández et al., 2017). En general, la laguna Las Tabletas resulta menos profunda que la laguna Las Peonías (estuario Lago de Maracaibo, Venezuela), cuya media es de  $0,91\pm 0,32$  m (Fernández et al., 2017); y que las lagunas costeras de la región de Yucatán (México), con profundidades entre 0,6 y 2,5 m (Herrera-Silveira, 2006), pudiendo ser catalogada como una laguna tropical somera, las cuales han sido identificadas como ecosistemas centinelas de la variabilidad climática global (Zunino, 2018).



**Figura 3.** Variabilidad de los valores medios de A) profundidad, B) transparencia, C) temperatura y D) pH del agua en la laguna Las Tabletas (Venezuela), durante el período de estudio. E-1–E-6: estaciones de muestreo

Los valores de transparencia del agua oscilaron entre 15,0 y 64,0 cm, con una media general de  $34,2 \pm 9,8$  cm; observándose en el mes de mayo el valor máximo (64,0 cm) en E-1, y en el mes de marzo el valor mínimo (15,0 cm) en E-5 (Figura 3B). Los datos muestran que, en el lapso de diciembre a marzo, la transparencia fue relativamente similar en todas las estaciones de muestreo, entre 15,0 y 40,0 cm; mientras que, para el periodo de abril a mayo (periodo principalmente lluvioso), se obtuvo un incremento en los mismos, siendo un factor favorable para el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica (Soria et al., 2020).

La transparencia varió significativamente ( $p < 0,05$ ) respecto a las estaciones y los muestreos, observándose tres grupos homogéneos de estaciones (prueba de Tukey;  $p < 0,05$ ), representados por: E-5; E-4, E-3, E-2, E-6; E-1; así como tres grupos considerando los muestreos: diciembre, enero, febrero, marzo; abril; y mayo, influenciados por el periodo estacional (sequía/lluvia) y la productividad biológica (Tarafdar et al., 2021). Al comparar los valores de transparencia de la laguna Las Tabletas con los reportados por Cony et al. (2014) para la laguna Sauce Grande (Argentina), resultan superiores; ya que estos últimos fueron  $< 10$  cm, con profundidades de 0,25 a 1 m, como resultado del avanzado grado de eutroficación de este cuerpo de agua.

En la Figura 3C se muestran las variaciones temporales de temperatura del agua en las diferentes localidades de la laguna Las Tabletas. Los valores estuvieron comprendidos entre 24,4 (E-2, marzo) y 29,8 °C (E-6, mayo); para una media de  $26,4 \pm 1,5$  °C. En general, la temperatura mostró un comportamiento similar durante el periodo de estudio, sin diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $p > 0,05$ ); no obstante, desde el punto de vista temporal, se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) dando como resultado la conformación de tres grupos contrastantes: enero, febrero, marzo; abril; mayo (Tarafdar et al., 2021).

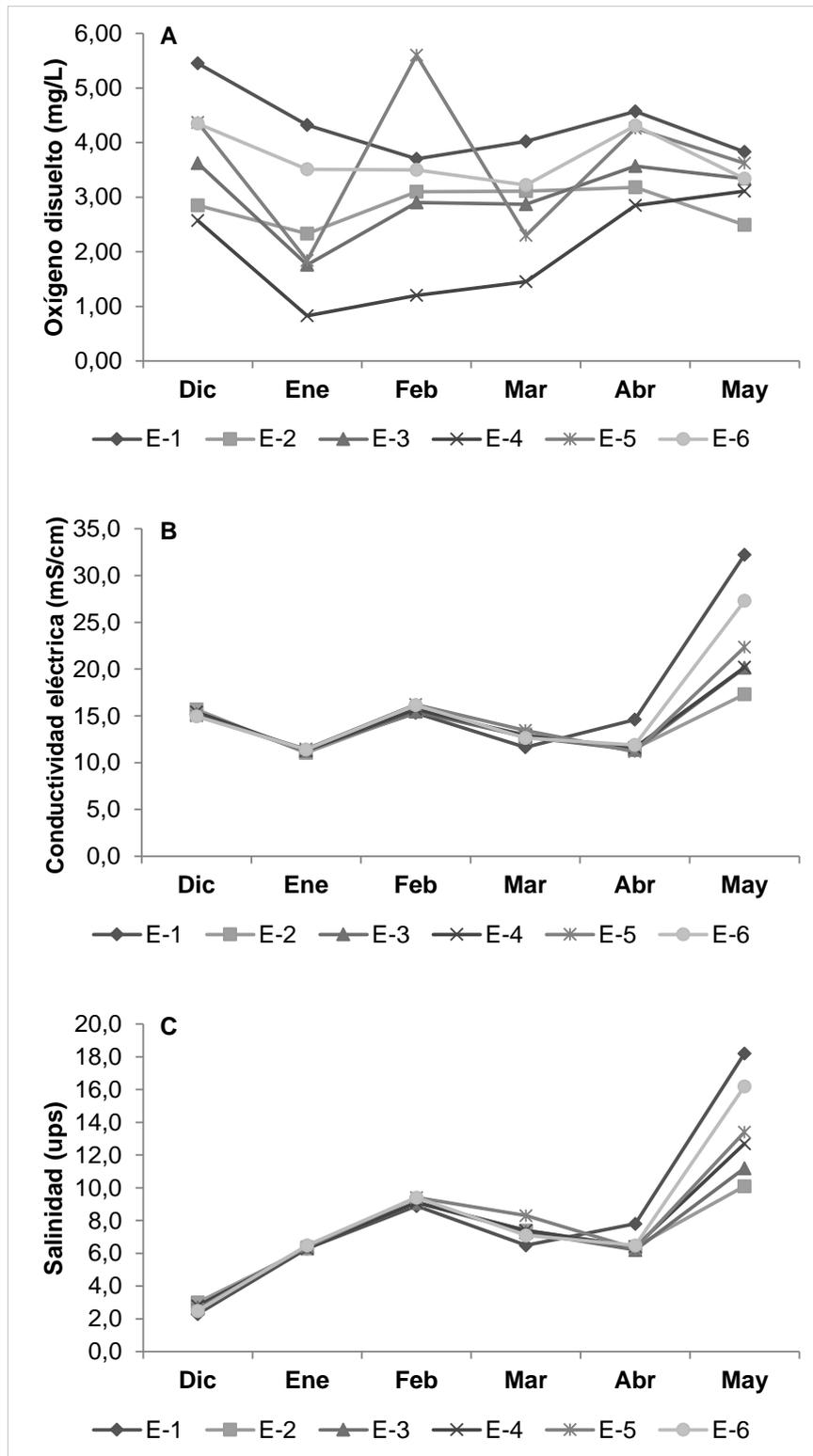
Los tenores de temperatura observados en la laguna Las Tabletas se corresponden con los de ecosistemas someros tropicales, como en el caso de la laguna Las Peonías (estuario Lago de Maracaibo, Venezuela), con valores entre 25,5 y 32,2 °C (González et al., 2012). Una característica de los cuerpos de agua someros es que la columna de agua se mezcla frecuentemente por la acción del viento, siendo catalogados típicamente como polimícticos; favoreciendo el crecimiento de microalgas con bajas tasas de sedimentación (Scheffer, 2004).

El comportamiento del pH fue bastante estable durante el lapso estudiado, con ligeras fluctuaciones en E-1 (Figura 3D), sin obtenerse diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ( $p > 0,05$ ) y con un valor medio de  $7,64 \pm 0,43$ . Los valores mínimo y máximo fueron en E-1 de 6,66 (febrero) y 8,42 (mayo), respectivamente. El pH de la laguna Las Tabletas es comparable con estudios realizados de fitoplancton realizados en la laguna de Yuriria (México), con valores de 6,8-9,0 (Espinal et al., 2013) y en la del Carpintero, Tampico, (México) con un pH medio anual de 8,6 (Crisóstomo-Vázquez et al., 2016), lo que garantiza la supervivencia de una amplia diversidad de organismos en el ecosistema (Sierra Ramírez, 2011).

La variabilidad espaciotemporal de las concentraciones de OD, por su parte, reflejó una tendencia relativamente similar en el ecosistema (Figura 4A), cuyo valor más elevado (5,60 mg/L) se observó durante abril en E-5; mientras que el más bajo (0,83 mg/L) se obtuvo para enero en E-4. La media aritmética de las concentraciones de OD fue de  $3,26 \pm 1,08$  mg/L. Los valores se diferenciaron significativamente desde el punto de vista espacial ( $p < 0,05$ ), pero no temporal ( $p > 0,05$ ). Así, la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ) mostró cinco grupos homogéneos de estaciones de muestreo: E-4; E-2; E-3; E-5, E-6; E-1. En el caso de la laguna Las Tabletas este intercambio se da en la zona adyacente a E-1 (Figura 2), donde se observaron los mayores tenores de OD ( $4,32 \pm 0,64$  mg/L; Figura 4A), como resultado de la interacción con aguas del estuario.

Los contenidos de OD de la laguna Las Tabletas fueron menores a los señalados por Pereira-Ibarra & López-Monroy (2021) para la laguna Punta de Piedras (isla de Margarita, Venezuela) de  $5,65 \pm 1,71$  mg/L,

que presenta una condición mesotrófica con buena circulación y bajo tiempo de residencia de sus aguas. En este sentido, es probable que ciertas condiciones propias de la laguna Las Tabletas, relacionadas con: productividad primaria, contenido de materia orgánica, características morfométricas; así como su conexión con el estuario Lago de Maracaibo, el cual se encuentra en un estado avanzado de eutroficación, determinen este bajo nivel de OD (Sierra Ramírez, 2011; Marín-Leal et al., 2017).



**Figura 4.** Variabilidad de los valores medios de A) oxígeno disuelto, B) conductividad eléctrica y C) salinidad del agua en la laguna Las Tabletas (Venezuela), durante el período de estudio. E-1–E-6: estaciones de muestreo

Las distribuciones de la CE y salinidad siguieron un patrón relativamente semejante, con los niveles más elevados y mayor diferenciación entre estaciones hacia el final del estudio (mayo, periodo de sequía) (Figuras 4B y 4C). Los valores de CE estuvieron entre 11,1 (E-2, enero) y 32,2 mS/cm (E-1, mayo) (media aritmética de  $15,0 \pm 4,6$  mS/cm), mientras que los de salinidad variaron desde 2,3 (E-1, diciembre) hasta 18,2 ups (E-1, mayo), con una media de  $7,6 \pm 3,6$  ups.

Se identificaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) para estos dos parámetros con relación a los muestreos, con cuatro grupos homogéneos de según la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ) para la CE (enero; diciembre, marzo, abril; febrero; mayo) y cinco para la salinidad (diciembre; enero, abril; marzo; febrero; y mayo).

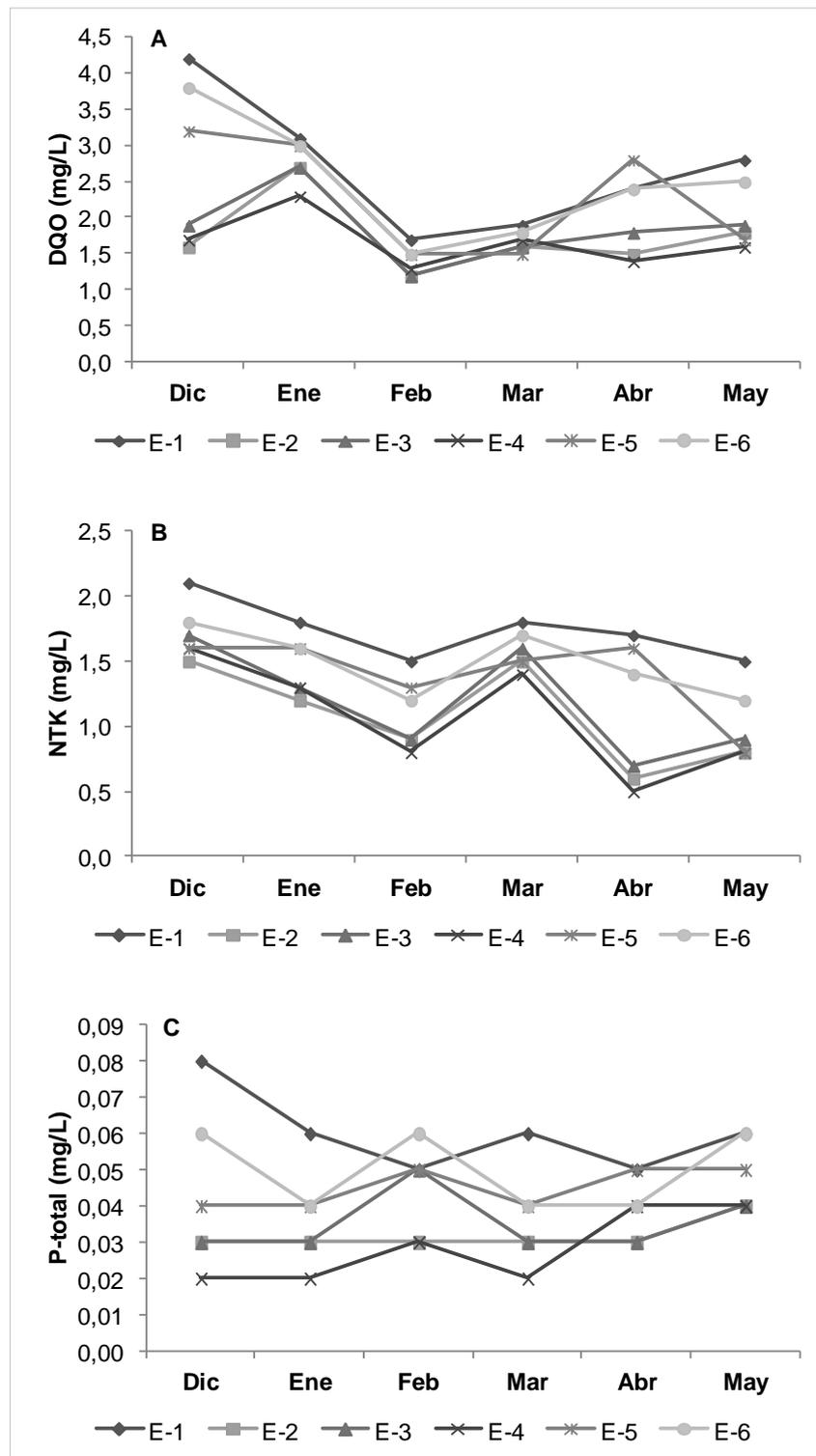
Estos resultados responden a la morfología de la laguna y los patrones de circulación de sus aguas respecto al área circundante y las variables temporales; ya que se encuentra conectada con el estuario Lago de Maracaibo a través del caño de marea El Pozón (adyacencias de E-1), en el área de la bahía El Tablazo (Figura 2), donde existe un flujo de agua salobre y eutrófica hacia la laguna, mediado por el régimen de mareas. Esta dinámica también fue observada en otros parámetros estudiados (OD, DBO y nutrientes).

Tales resultados coinciden con los reportados por Rodríguez (2008) para el estuario Lago de Maracaibo, quien indicó que la distribución de CE y salinidad depende del intercambio del agua dulce con el agua del mar y se relaciona en forma irregular, en períodos cortos de tiempo, con las oscilaciones de las mareas y en períodos largos, con fluctuaciones de las lluvias y el flujo de los ríos. Los cambios en las características químicas del agua en las lagunas costeras, donde la CE y salinidad juegan un papel preponderante, determinan la dinámica de las poblaciones biológicas, incluyendo las microalgas (Tarafdar et al., 2021).

Los niveles de materia orgánica (DBO) variaron entre 1,2 (E-2, E-3) y 4,2 mg/L (E-1), los cuales correspondieron a los meses de febrero y diciembre, respectivamente. En este sentido, las magnitudes generales más bajas se detectaron en febrero, mientras que las mayores se observaron en diciembre y enero (Figura 5A), lo que permitió denotar diferencias temporales significativas ( $p < 0,05$ ), mediante la identificación de tres grupos de datos (prueba de Tukey,  $p < 0,05$ ): febrero, marzo; abril, mayo; diciembre, enero.

La concentración media de DBO en la laguna fue de  $2,1 \pm 0,7$  mg/L. Este bajo contenido de materia orgánica del agua superficial podría develar información acerca de la dinámica metabólica del ecosistema, relacionado con un nivel escaso de los procesos de producción de material biológico; mostrando también el bajo influjo de materiales alóctonos, con relación al contenido global de materia orgánica (Bukaveckas, 2022).

Dicho escenario presupone que las bajas concentraciones de OD detectadas estarían más relacionadas con una baja producción biológica y pérdida de este por mecanismos diversos, que con su utilización durante la descomposición de materiales orgánicos. En tal sentido, dichas concentraciones son mucho menores a las señaladas por De la Lanza et al. (2008) para la Laguna de Tres Palos (México), con valores entre 96 y 476 mg/L, resultantes de fuentes locales de contaminación antropogénica.



**Figura 5.** Variabilidad de los valores medios de A) demanda química de oxígeno (DQO), B) nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y C) fósforo total (P-total) del agua en la laguna Las Tabletas (Venezuela), durante el período de estudio. E-1–E-6: estaciones de muestreo

Las concentraciones de NTK oscilaron entre 0,5 (E-4, abril) y 2,1 mg/L (E-1, diciembre), para una media aritmética de  $1,3 \pm 0,4$  mg/L. La evolución temporal mostró diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) con un menor contenido en abril, particularmente en E-2, E-3 y E-4, y otro mayor en diciembre, notablemente en E-1 y E-6 (Figura 5B). En cuanto a la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ), se conformaron tres grupos distintivos de

estaciones de muestreo, representados por: E-4, E-2; E-3, E-5, E-6; E-1, así como tres conjuntos respecto a los muestreos: febrero, marzo, abril, mayo; enero; diciembre.

La dinámica del N en las lagunas costeras es compleja; una fracción, derivada de los procesos de mineralización de la materia orgánica en la columna de agua y en los sedimentos, es exportada del sistema; mientras que internamente otra fracción sufre una serie de transformaciones biogeoquímicas debido a las interacciones con los productores primarios y los sedimentos (Olsen et al., 2015). Estos procesos determinan la disponibilidad de los nutrientes inorgánicos para la producción biológica, en función del elemento limitante, que en el caso del estuario Lago de Maracaibo los estudios han mostrado que es el N el que limita esta producción, debido principalmente a un exceso de P en el ecosistema (Marín-Leal et al., 2017).

Los valores de NTK observados en el presente trabajo son menores a los reportados por Maldonado Patiño (2018) para la laguna de San Miguel Almaya (México) de 3,17 a 10,95 mg/L, caracterizada por su condición de transición eutrófica-hipereutrófica, como resultado de una fuerte influencia antropogénica en este cuerpo de agua.

El P-total se presentó en concentraciones desde 0,02 (E-4, diciembre y enero) hasta 0,08 mg/L (E-1, diciembre) con una media de  $0,04 \pm 0,01$  mg/L. Fue notorio un comportamiento temporal relativamente estable en cada estación de muestreo, con ciertas variaciones en E-1 y E-6 (Figura 5C). La variabilidad espacial develó diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) distribuidas en seis grupos homogéneos de estaciones de muestreo, según la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ): E-4; E-2; E-3; E-5; E-6; E-1. De acuerdo con el contenido de P en la laguna Las Tabletas, su nivel trófico puede clasificarse como eutrófico (MELCCFP, 2024); para niveles de P desde 0,030 hasta 0,100 mg/L. No obstante, las concentraciones de P-total son mucho menores a las reportadas para otros sistemas costeros, como las indicadas por Marin et al. (2023) en la laguna Las Peonías (estuario Lago de Maracaibo, Venezuela), de 1,15 a 5,66 mg/L, que permiten caracterizarla como hipereutrófica con alta productividad primaria y déficit de OD, debido principalmente a la descarga de aguas residuales no tratadas.

### 3.2. Comportamiento de las variables biológicas del fitoplancton

#### Composición

De acuerdo con los resultados presentados en la Tabla 1, se identificaron 78 taxa, distribuidas en seis divisiones, de las cuales las diatomeas (Bacillariophyta) fueron las más diversas, con 31 especies, seguidas de Cyanophyta con 21 y de Chlorophyta con 21 especies. Los grupos taxonómicos menos diversos fueron: Euglenophyta (2 especies), Pyrrophyta (2 especies) y Orchophyta o Heterokontophyta (Orchophytas-Silicoflagellatae) con 1 especie. Esto denota la dominancia de los grupos Bacillariophyta, Cyanophyta y Chlorophyta sobre Pyrrophyta, Euglenophyta y Heterocontophyta, en todas las estaciones de muestreo. De los taxa observados, 24 resultaron ser abundantes, lo que sugiere que la comunidad fitoplanctónica de la laguna estuvo compuesta por un bajo número de especies abundantes (30,8 %) y un número alto de especies con poca población (69,2 %).

**Tabla 1.**

*Lista de especies del fitoplancton encontradas en la laguna Las Tabletas (Venezuela), durante el periodo de estudio*

Bacillariophyta	Cyanophyta	Chlorophyta
1. <i>Amphiprora</i> sp.	<i>Anabaena</i> sp.	53. <i>Closterium lunula</i>
2. <i>Amphora</i> sp.	33. <i>Anabaena spiroide</i>	54. <i>Closterium kützingii</i>
3. <i>Chaetoceros</i> sp.	34. <i>Anabaena torulosa</i>	55. <i>Closterium</i> sp.
4. <i>Coconeis</i> sp.	35. <i>Anabaenopsis</i> sp.	56. <i>Crucigenia</i> sp.

5. <i>Cocconeis Placetula</i>	36. <i>Arthrospira sp.</i>	57. <i>Kirchneriella sp.</i>
6. <i>Cosinodiscus sp.</i>	37. <i>Chroococciopsis sp.</i>	58. <i>Lagerheimia sp.</i>
7. <i>Cyclotella sp.</i>	38. <i>Chroococcus sp.</i>	59. <i>Monoraphidium sp.</i>
8. <i>Cymatopleura sp.</i>	39. <i>Chroococcus dispersus</i>	60. <i>Oocystis sp.</i>
9. <i>Diploneis sp.</i>	40. <i>Coelophaerium sp.</i>	61. <i>Oocystis borgei</i>
10. <i>Diploneis bombus</i>	41. <i>Gomphosphaeria sp.</i>	62. <i>Pediastrum tetra</i>
11. <i>Ditylum brightwellii</i>	42. <i>Gomphosphaeria aponina</i>	63. <i>Pterosperma polygonum</i>
12. <i>Entomoneis alata</i>	43. <i>Gomphosphaeria lacustri</i>	64. <i>Scenedesmus nanus</i>
13. <i>Fragillaria sp.</i>	44. <i>Merismopedia sp.</i>	65. <i>Scenedesmus quadricauda</i>
14. <i>Gyrosigma sp.</i>	45. <i>Merismopedia elegans</i>	66. <i>Scenedesmus sp.</i>
15. <i>Gyrosigma acuminatum</i>	46. <i>Merismopedia punctata</i>	67. <i>Scenedesmus spinosus</i>
16. <i>Gyrosigma fasciola</i>	47. <i>Microcystis sp.</i>	68. <i>Selenastrum sp.</i>
17. <i>Navicula sp1</i>	48. <i>Microcystis aeruginosa</i>	69. <i>Spirogyra sp.</i>
18. <i>Navicula sp2</i>	49. <i>Microcystis flos-aquae</i>	70. <i>Tetraedron regulare</i>
19. <i>Navicula sp3</i>	50. <i>Oscillatoria princens</i>	71. <i>Tetraedron sp.</i>
20. <i>Navicula sp4</i>	51. <i>Raphidiopsis</i>	72. <i>Treubaria setigera</i>
21. <i>Nitzschia acicularis</i>	52. <i>Spirulina major</i>	73. <i>Ulothrix sp.</i>
22. <i>Nitzschia closterium</i>		<b>Pyrrophyta</b>
23. <i>Pinnularia sp.</i>		74. <i>Protoperidinium pallidum</i>
24. <i>Placoneis sp.</i>		75. <i>Prorocentrum sp.</i>
25. <i>Pleurosigma sp.</i>		<b>Euglenophyta</b>
26. <i>Pseudonitzschia sp.</i>		76. <i>Euglena ehrenbergii</i>
27. <i>Skeletonema sp.</i>		77. <i>Trachelomonas sp.</i>
28. <i>Skeletonema cotstatum</i>		<b>Orchophyta</b>
29. <i>Stauroneis auceps</i>		78. <i>Dictyocha sp</i>
30. <i>Surirella sp.</i>		
31. <i>Synedra ulna</i>		

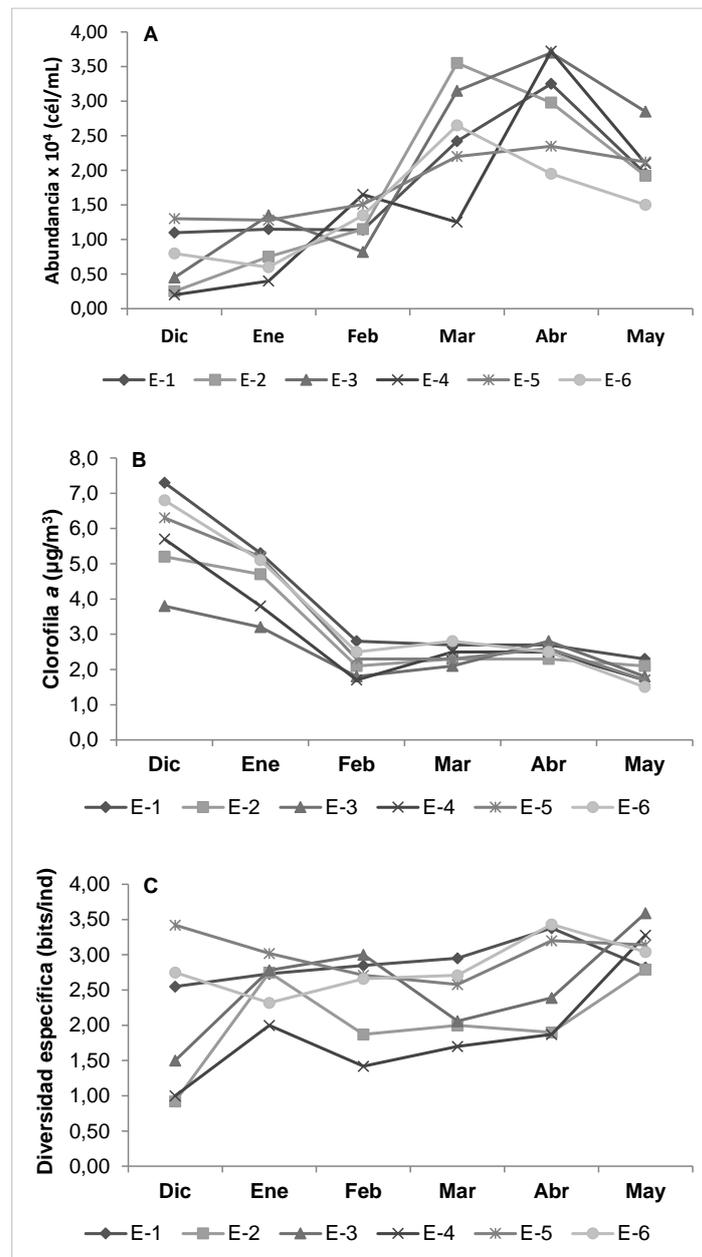
Las especies dominantes durante casi todo el periodo de estudio fueron las diatomeas: *Cyclotella sp.*, *Nitzschia closterium*, *Chaetoceros sp.*, *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula sp.* y *Synedra ulna*; seguidas de las cianofitas: *Merismopedia elegans*, *Merismopedia sp.*, *Merismopedia punctata*, *Anabaena torulosa*, *Anabaena sp.*, *Anabaena spiroide*, *Chroococcus sp.*, *Microcystis aeruginosa* y *Raphidiopsis sp.* También, *Protoperidinium pallidum* (Pirrophyta) y las clorofitas: *Oocystis sp.*, *Ulothrix sp.*, *Closterium sp.*, *Tetraedron sp.*, *Scenedemus quadricauda* y *Scenedesmus nanus*; además de: *Dictyocha sp.* (Orchophyta o Heterocontophyta) y *Euglena ehrenbergii* (Euglenophyta). Estos resultados son comparables a los reportados por Briceño et al. (2009) para la costa noreste de la bahía El Tablazo (estuario Lago de Maracaibo, Venezuela), con la siguiente distribución 58,2 % Bacillariophyta; 16,5 % Cyanophyta; 14,0 % Pyrrophyta y 11,3 % Chlorophyta.

Las diatomeas dominaron la comunidad fitoplanctónica de la laguna y son características de sistemas turbulentos y sometidos a constantes cambios en cuanto disponibilidad de nutrientes, calidad de luz, entre otros. Este grupo está definido como estrategas “r” y caracterizado por presentar una mayor habilidad para explorar escenarios de surgencia, incorporación de nutrientes y crecimiento; además, conservan su individualidad viéndose favorecidas por una mayor relación superficie/volumen (Santander et al., 2003).

La abundancia de diatomeas en la laguna Las Tabletas podría indicar que es un ambiente donde se dan procesos de mezcla continua (Viloria et al., 2021). Asimismo, en el caso de *Nitzschia closterium*, su abundancia en el plancton generalmente se relaciona con procesos de altas corrientes en la zona (Briceño et al., 2009). Por su parte, el género *Cyclotella* tiene la capacidad de mantener igual contenido de clorofila, tanto a altos como a bajos niveles de luz, por lo que se estima que es el causante de las altas concentraciones de clorofila a, registradas en estos cuerpos de agua (Cisternas et al., 2000).

## Abundancia

En la Figura 6A se muestra la variación espaciotemporal de la abundancia del fitoplancton en las estaciones de muestreo, con valores desde  $0,20 \times 10^4$  (E-4, diciembre) hasta  $3,72 \times 10^4$  cel/mL (E-4, abril) y una media de  $1,75 \times 10^4 \pm 1,00 \times 10^4$  cel/mL. Estos tenores fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) desde el punto de vista temporal y describieron la conformación de cuatro grupos homogéneos de datos respecto a los muestreos (prueba de Tukey,  $p < 0,05$ ): diciembre, enero; febrero; mayo; marzo, abril. De manera general, la mayor abundancia se observó durante marzo, abril y mayo (periodo principalmente lluvioso), con medias aritméticas de  $2,54 \times 10^4 \pm 0,80 \times 10^4$ ;  $2,99 \times 10^4 \pm 0,72 \times 10^4$  y  $2,07 \times 10^4 \pm 0,44 \times 10^4$  cel/mL, respectivamente. Si bien estos valores resultan relativamente bajos, son superiores a 1.000 ind/mL, lo que significa que el cuerpo de agua puede ser clasificado como un ambiente léntico (García de Emiliani & Anselmi de Manavella, 1989), con características de mesotrófico a eutrófico (Izaguirre & Vinocur, 1994).

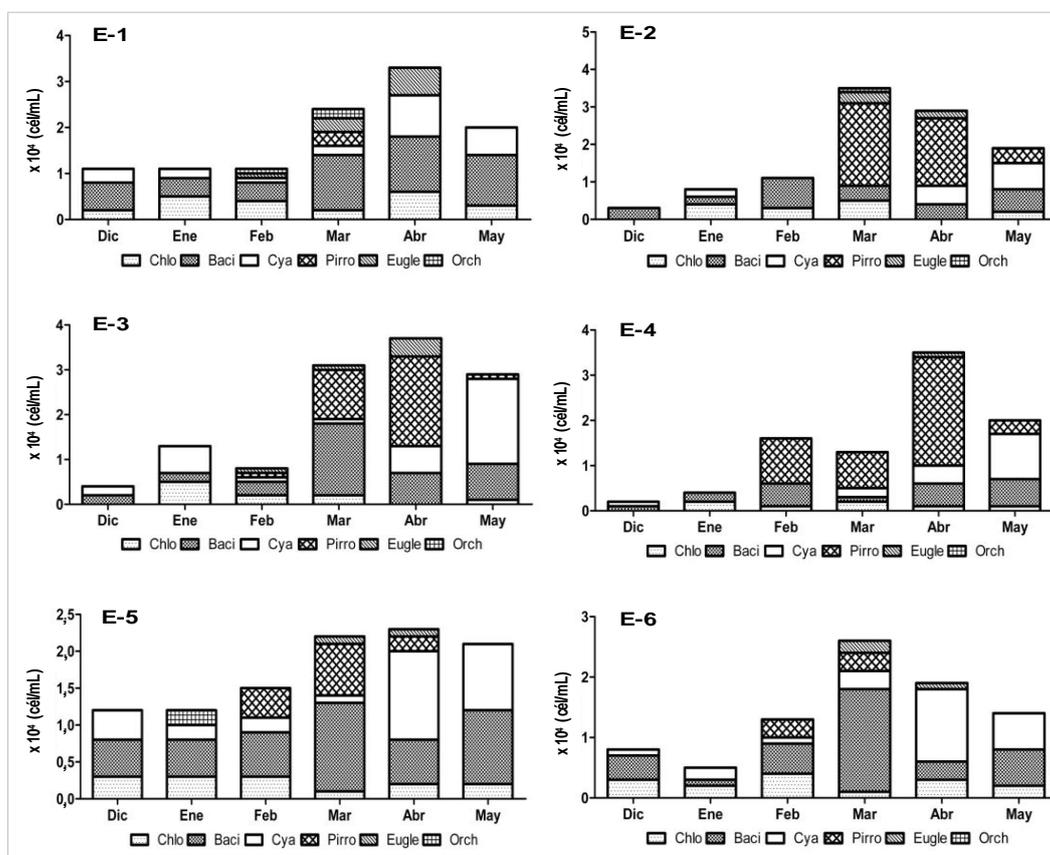


**Figura 6.** Variabilidad de los valores medios de A) abundancia, B) biomasa y C) índice de diversidad de Shannon-Wiener para el fitoplancton de la laguna Las Tabletas (Venezuela), durante el período de estudio. E-1–E-6: estaciones de muestreo

Los resultados son menores a los reportados por Briceño et al. (2009) para la costa noreste de la bahía El Tablazo (estuario Lago de Maracaibo, Venezuela), quienes señalaron un predominio de la división Bacillariophyta (58,2 %) con abundancias totales desde  $4 \times 10^4$  hasta  $55 \times 10^4$  cel/mL; así como a los indicados por De la Lanza et al. (2008) para la laguna de Tres Palos, México (abundancias totales  $>10 \times 10^4$  cel/mL), que está caracterizada por una fuerte influencia poblacional e industrial. Este contraste responde a las características propias de cada ecosistema, en función de los factores que determinan la proliferación y supervivencia de los microorganismos fotosintéticos en los cuerpos de agua (Ramírez, 2000; Sierra, 2011).

Los altos valores de abundancia observados en marzo, abril y mayo resultaron principalmente de las grandes densidades de organismos pertenecientes a las divisiones Bacillariophyta y Cyanophyta (Figura 7). En contraste, Chlorophyta, Pirrophyta y Euglenophyta se presentaron de diferente manera durante los meses de máxima abundancia. También se observó un afloramiento de *Chaetoceros* sp., *P. pallidum* y *N. closterium* en este periodo. Con relación a los meses donde se presentaron las menores proporciones fitoplanctónicas (diciembre y enero), la comunidad estuvo dominada por *Cyclotella* sp. y *P. pallidum*. Algunos de los organismos dominantes durante el lapso de estudio fueron: *Cyclotella* sp. (diciembre y enero), *P. pallidum* (febrero), *Chaetoceros* sp. (marzo), *M. elegans* (abril) y *N. closterium* (mayo).

La abundancia fitoplanctónica en la laguna Las Tabletas se correlacionó con la temperatura ( $r = 0,872$ ;  $p < 0,05$ ), OD ( $r = 0,877$ ;  $p < 0,05$ ), DQO ( $r = 0,845$ ;  $p < 0,05$ ) y diversidad ( $r = 0,962$ ;  $p < 0,01$ ) en diciembre y con la diversidad ( $r = 0,873$ ;  $p < 0,05$ ) en enero, actuando como factores determinantes en la dinámica poblacional temporal de este ecosistema.



**Figura 7.** Variabilidad de los valores medios de la abundancia de divisiones taxonómicas del fitoplancton en la laguna Las Tabletas (Venezuela), durante el período de estudio. E-1–E-6: estaciones de muestreo. Chlo: Chlorophyta, Baci: Bacillariophyta, Cya: Cyanophyta, Pirro: Pirrophyta, Eugle: Euglenophyta, Orch: Orchophyta (Heterokontophyta)

## Biomasa

La biomasa de la comunidad de fitoplancton de la laguna Las Tabletas, en términos de clorofila *a*, estuvo entre 1,5 (E-6, mayo) y 7,3 mg/m<sup>3</sup> (E-1, diciembre), para una media de 3,2±1,6 mg/m<sup>3</sup>. La variabilidad de la biomasa fue similar entre las estaciones, con valores ligeramente inferiores en E-3, particularmente para diciembre y enero. Estos valores fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) entre los muestreos y develaron la conformación de tres grupos homogéneos (prueba de Tukey,  $p < 0,05$ ): febrero, marzo, abril, mayo; enero; diciembre.

Los mayores niveles se observaron durante diciembre y enero (periodo principalmente seco), con un declive posterior desde febrero hasta mayo, en todas las estaciones (Figura 6B). Esta menor proporción en las concentraciones de clorofila *a*, durante el periodo de mayor abundancia fitoplanctónica (Figuras 6A y 6B), puede estar relacionado con la presencia de grupos taxonómicos particulares. Al respecto, Flander-Putrlle et al. (2021), para el caso de la comunidad fitoplanctónica costera del Mar Adriático, reportaron una disminución en los tenores de clorofila *a*, en el microplancton (diatomeas y dinoflagelados), debido principalmente a las diatomeas, mientras que la tendencia creciente de este pigmento estuvo relacionada con la abundancia de clorofitas y cianobacterias (picoplancton).

En la actualidad se recomienda el uso del biovolumen como indicador específico y cuasidirecto para estimar la biomasa del fitoplancton en ambientes acuáticos; no obstante, este método requiere de cálculos complejos, es costoso en tiempo y depende de la disponibilidad de microscopios con altos aumentos, reglillas calibradas y cámaras fotográficas con programas para el análisis de las imágenes (Bonilla & O'Farrell, 2023; Saccà, 2017).

Considerando los niveles de clorofila *a*, la laguna puede clasificarse como oligomesotrófica, de acuerdo con lo propuesto por el Gobierno de Quebec, Canadá, para un rango de 2,5–3,5 mg/m<sup>3</sup> (MELCCFP, 2024). Además, como factores determinantes sobre la variabilidad temporal de la biomasa fitoplanctónica de esta laguna, se identificó la DQO en diciembre ( $r = 0,829$ ;  $p < 0,05$ ), febrero ( $r = 0,882$ ;  $p < 0,05$ ) y marzo ( $r = 0,841$ ;  $p < 0,05$ ), así como el NTK ( $r = 0,934$ ;  $p < 0,05$ ) en febrero.

## Diversidad

En la Figura 6C de incluyen los resultados del índice de diversidad de Shannon-Wiener para la comunidad fitoplanctónica de la laguna, el cual varió entre 0,92 (E-2, diciembre) y 3,59 bits/ind (E-3, mayo), para una media de 2,53±0,68 bits/ind en el periodo de estudio. Estos valores fueron significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) y mostraron la conformación de tres grupos homogéneos respecto a las estaciones de muestreo (prueba de Tukey,  $p < 0,05$ ): E-4; E-2, E-3, E-6; E-1, E-5. De esta manera, el grado de diversidad para las distintas divisiones de microalgas en el fitoplancton, fue: Bacillariophyta (40 %) > Cyanophyta y Chlorophyta (27 %) > Pyrrophyta y Euglenophyta (3 %) > Heterocontophyta (1 %). En general, la diversidad fue baja en la laguna, debido posiblemente a la presencia de un gran número de especies poco frecuentes y una alta heterogeneidad del número de individuos en los grupos taxonómicos (Tabla 1), con el predominio de solo tres divisiones (Bacillariophyta, Cyanophyta y Chlorophyta) en un 94 %.

El nivel de diversidad obtenido en la laguna Las Tabletas es comparable al presentado por Briceño et al. (2009) para la costa noreste de la bahía El Tablazo (Lago de Maracaibo, Venezuela), con valores entre 2,63 y 3,60 bits/ind. Además, se obtuvieron correlaciones significativas de la diversidad fitoplanctónica con la abundancia de especies ( $r = 0,903$ ;  $p < 0,05$ ) en E-1 y con la salinidad en E-3 ( $r = 0,913$ ;  $p < 0,05$ ) y E-4 ( $r = 0,828$ ;  $p < 0,05$ ); de acuerdo con lo establecido anteriormente para los factores clave de la dinámica microalgal en esta laguna.

#### 4. CONCLUSIONES

El monitoreo de la calidad de agua y la dinámica fitoplanctónica en la laguna insular Las Tabletas, estuario Lago de Maracaibo (Venezuela), develó que la profundidad, transparencia, OD, NTK y P-total variaron espacialmente; al igual que la transparencia, temperatura, pH, CE, salinidad, DQO y NTK difirieron temporalmente, siendo los factores determinantes en las condiciones fisicoquímicas de sus aguas. Los niveles de P-total, clorofila a y abundancia del fitoplancton permiten clasificarla como un sistema mesotrófico-eutrófico impactado por actividades antropogénicas. La magnitud de los nutrientes inorgánicos en las estaciones fue E-1 > E-6 > E-5 > E-3 > E-2 = E4.

La diversidad de la comunidad fitoplanctónica estuvo influenciada por las variaciones de la profundidad, transparencia, OD, NTK y P-total desde el punto de vista espacial; mientras que la transparencia, temperatura, pH, CE, salinidad, DQO y NTK determinaron la dinámica temporal de la biomasa y abundancia. Los factores biológicos de la comunidad microalgal mostraron baja abundancia, biomasa y diversidad, con dominio de Bacillariophyta >> Cyanophyta > Chlorophyta.

Es de considerar que el estudio realizado contribuye por primera vez al conocimiento de la dinámica fitoplanctónica de la laguna Las Tabletas en la Isla de Toas, por no tenerse registros previos y además de comprender la dinámica espaciotemporal de las diferentes variables ecosistémicas, a fin de monitorear periódicamente todo lo relativo a la gestión ambiental a corto y largo plazo de estos importantes ambientes costeros.

Cabe destacar también, que al ser catalogado este reservorio como un sistema mesotrófico-eutrófico, se prescribe el cierre de los canales procedentes de las comunidades a fin de contribuir con la reducción de la eutrofización de esta laguna somera y a la vez lograr que los niveles de OD se mantengan en óptimas condiciones, dada la dinámica del cambio de mareas y conjuntamente con biomonitoreos periódicos del fitoplancton y de las variables fisicoquímica del agua del lago de Maracaibo circundantes a las islas del sector.

#### FINANCIAMIENTO

Los autores no recibieron patrocinio para llevar a cabo este estudio-artículo.

#### CONFLICTO DE INTERESES

El presente artículo no presenta conflicto de intereses.

#### CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Gonzales, A., Mora, R., Marín, J. y Morales E.: Conceptualización; Curación de datos; Análisis formal; Investigación; Metodología; Validación; Visualización; Redacción - borrador original; Redacción - revisión y edición.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aboal, M., Barcia, E. B., Infante, A. P., & Rodríguez, R. F. (2012). *Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de organismos fitoplanctónicos utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Almanza, V., Parra, O., De M. Bicudo, C. E., González, M. A., Lopez, M., & Urrutia, R. (2016). Floraciones de fitoplancton y variación de la estructura comunitaria fitoplanctónica en tres lagos someros eutróficos de Chile Central. *Gayana. Botánica*, 73(2), 191–205. <https://doi.org/10.4067/S0717->

66432016000200191

- Anagnostidis, K., & Komarek, J. (1990). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 5 - Stigonematales. *Archiv Für Hydrobiologie-Supplements*, 86(59).  
[https://www.schweizerbart.de/papers/algol\\_stud/detail/59/66327/](https://www.schweizerbart.de/papers/algol_stud/detail/59/66327/)
- Bérard-Therriault, L., Poulin, M., & Bossé, L. (1999). *Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent incluant également certains protozoaires*. Canadian Science Publishing.
- Bonilla, S., & O'Farrell, I. (2023). La importancia de usar el biovolumen en estudios de fitoplancton y monitoreo ambiental de cianobacterias. *Ecología Austral*, 33(2), 558–566.  
<https://doi.org/10.25260/EA.23.33.2.0.2148>
- Briceño, H., Buonocore, R., Sangronis, C., García-Pinto, L., Rojas, J., Chirinos, J., González, A., & López, C. (2009). Composición y abundancia del plancton de la Costa Noreste de la Bahía El Tablazo, Sistema de Maracaibo, Venezuela. *Boletín Del Centro de Investigaciones Biológicas*, 43(4), 463–485.  
<https://produccioncientificaluz.org/index.php/boletin/article/view/3984>
- Bukaveckas, P. A. (2022). Carbon dynamics at the river–estuarine transition: a comparison among tributaries of Chesapeake Bay. *Biogeosciences*, 19(17), 4209–4226. <https://doi.org/10.5194/bg-19-4209-2022>
- Cardinale, B. J., Hillebrand, H., Harpole, W. S., Gross, K., & Ptacnik, R. (2009). Separating the influence of resource ‘availability’ from resource ‘imbalance’ on productivity–diversity relationships. *Ecology Letters*, 12(6), 475–487. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01317.x>
- Cisternas, M., Torres, L., Urrutia, R., Araneda, A., & Parra, O. (2000). Comparación ambiental, mediante registros sedimentarios, entre las condiciones prehispánicas y actuales de un sistema lacustre. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73(1). <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2000000100014>
- Cony, N. L., Ferrer, N. C., & Cáceres, E. J. (2014). Evolución Del Estado Trófico Y Estructura Del Fitoplancton De Un Lago Somero De La Región Pampeana: Lagauna Sauce Grande (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática*, 30, 79–91. <https://digital.cic.gba.gov.ar/handle/11746/4168>
- Crisóstomo-Vázquez, L., Alcocer-Morales, C., Lozano-Ramírez, C., & Rodríguez- Palacios, M. C. (2016). Fitoplancton de la laguna del Carpintero, Tampico, Tamaulipas, México. *Interciencia*, 41(2), 103–109. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33944255005>
- De la Lanza, G., Alcocer, J., Moreno, J., & Hernández, S. (2008). Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la laguna de Tres Palos Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 18(1), 21–30. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-88972008000100003](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972008000100003)
- Dillard, G. E. (1999). *Common Freshwater Algae of the United States* (1st ed.). Science Publishers.
- Domingues, R. B., Nogueira, P., & Barbosa, A. B. (2023). Co-Limitation of Phytoplankton by N and P in a Shallow Coastal Lagoon (Ria Formosa): Implications for Eutrophication Evaluation. *Estuaries and Coasts*, 46(6), 1557–1572. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01230-w>
- Erostate, M., Ghiotti, S., Huneau, F., Jouffroy, D., Garel, E., Garrido, M., & Pasqualini, V. (2022). The challenge of assessing the proper functioning conditions of coastal lagoons to improve their future management. *Science of The Total Environment*, 803, 150052. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150052>
- Esconusted. (2023). *LUZ explica por qué se produjo la cianobacteria en el Lago de Maracaibo y alerta que causa enfermedades hepatotóxicas*. Gobernación Del Zulia. <https://esconusted.com/luz-explica-por-que-se-produjo-la-cianobacteria-en-el-lago-de-maracaibo-y-alerta-que-causa-enfermedades-hepatotoxicas/>
- Espinal, T., Sedeño, J., & López, E. (2013). Evaluación de la calidad del agua en la laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29(3), 147–163.

<https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/34103>

- Fernández, A., Marín, J. C., Corona, Á., Flores, J., González, I., & Perozo, R. (2017). Evolución en la morfología de la laguna Las Peonías: 1979–2016. *Revista de La Universidad Del Zulia*, 8(21), 41–59. <https://produccioncientificaluz.org/index.php/rluz/article/view/29891>
- Flander-Putrlle, V., Francé, J., & Mozetič, P. (2021). Phytoplankton Pigments Reveal Size Structure and Interannual Variability of the Coastal Phytoplankton Community (Adriatic Sea). *Water*, 14(1), 23. <https://doi.org/10.3390/w14010023>
- García de Emiliani, M. O., & Anselmi de Manavella, M. I. (1989). *Fitoplancton y variables ambientales en la cuenca del Río Saladillo (Santa Fe, Argentina)* (49; 4).
- González de Infante, A. (1988). *El plancton de las aguas continentales* (p. 130). Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. <http://sibucv.ucv.ve/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=207651>
- González, M., Aldana, G., & Saules, L. (2012). Ciclos de marea y condiciones climáticas sobre la variación del nitrógeno en la laguna Las Peonías. *Boletín Del Centro de Investigaciones Biológicas*, 46(2), 137–157. <https://produccioncientificaluz.org/index.php/boletin>
- Herrera-Silveira, J. a. (2006). Lagunas costeras de Yucatán ( SE, México ): investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotropicos*, 19(2), 94–108.
- Izaguirre, I., & Vinocur, A. (1994). Typology of shallow lakes of the Salado River basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, 277(1), 49–62. <https://doi.org/10.1007/BF00023985>
- Kennish, M. J., & Paerl, H. W. (2010). *Coastal Lagoons* (1st ed.). CRC Press.
- Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1999). *Cyanoprokaryota: 1. Teil Chroococcales* (pp. 1–548). Süßwasserflora von Mitteleuropa. [https://www.algaebase.org/search/bibliography/detail/?biblio\\_id=24346](https://www.algaebase.org/search/bibliography/detail/?biblio_id=24346)
- Ligorini, V., Malet, N., Garrido, M., Derolez, V., Amand, M., Bec, B., Cecchi, P., & Pasqualini, V. (2022). Phytoplankton dynamics and bloom events in oligotrophic Mediterranean lagoons: seasonal patterns but hazardous trends. *Hydrobiologia*, 849(10), 2353–2375. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04874-0>
- Lobo, E., Callegaro, V. L., & Bender, E. (2002). *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil* (1st ed.). EDUNISC.
- López, J. (1985). *Manual de ecología*. Editorial Trillas.
- Maldonado Patiño, D. K. (2018). *Determinación del estado trófico de la Laguna de San Miguel Almaya. Capulhuac, Estado de México* [Universidad Autónoma del Estado de México]. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/95338>
- Marín-Leal, J., Carrasquero-Ferrer, C., Pire-Sierra, M., & Behling de Calmón, E. (2017). *Ecotoxicology in Latin America* (C. Araújo & C. Shinn (eds.)). Ecotoxicology in Latin America.
- Marín, J., Méndez, M., Urdaneta, G., & Fernández, A. (2023). Trophic status and limiting nutrient of primary production in a tropical shallow lagoon. *Rev. Amaz. Cienc. Ambient. Ecol*, 2(2), 502. <https://doi.org/10.51252/reacae.v2i2.e502>
- Marin, J., Moreno, O., Bastidas, E., Corona, Á., & Fernández, A. (2023). Estimación de resiliencia ecológica en la laguna Las Peonías (Venezuela) mediante análisis integrado (GIS-LiDAR). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 52(2), 103–124. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2023.52.2.1213>
- Medina, E., & Barboza, F. (2006). Lagunas costeras del Lago de Maracaibo: distribución, estatus y perspectivas de conservación. *Ecotrópicos*, 19(2), 128–139.

<http://www.saber.ula.ve/bitstream/handle/123456789/25593/articulo5.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- MELCCFP. (2024). *Quebec Volunteer Lake-Monitoring Program*. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes-en.htm#haut>
- Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (1st ed.). Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED).
- Nusche, E. A., & Palme, G. (1975). *Biologische methoden fur der praxis der Gewässeruntersuchung, Bestimmung des chlorophyll – "a" und phaeopigment-gehaltes in oberflächenwässer* (Issue 116, pp. 562–565). GWF-Wässer/Abwässer. <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=PASCAL7637005496>
- Olsen, S., Jeppesen, E., Moss, B., Özkan, K., Beklioglu, M., Feuchtmayr, H., González Sagrario, M., Wei, L., Larsen, S., Lauridsen, T. S., & Søndergaard, M. (2015). Factors influencing nitrogen processing in lakes: an experimental approach. *Freshwater Biology*, 60(4), 646–662. <https://doi.org/10.1111/fwb.12511>
- Ouaissa, S., Gómez-Jakobsen, F., Yebra, L., Ferrera, I., Moreno-Ostos, E., Belando, M. D., Ruiz, J. M., & Mercado, J. M. (2023). Phytoplankton dynamics in the Mar Menor, a Mediterranean coastal lagoon strongly impacted by eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 192, 115074. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115074>
- Pereira-Ibarra, C. J., & López-Monroy, F. (2021). TROPHIC STATUS OF A TROPICAL COASTAL LAGOON IN MARGARITA ISLAND, VENEZUELA. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. <https://doi.org/10.20937/RICA.54083>
- Ramírez Restrepo, J. J. (2000). *Fitoplancton de Agua Dulce: Bases Ecológicas, Taxonómicas y Sanitarias*. Universidad de Antioquia. Colombia.
- Rice, E. W., Baird, R. B., & Eaton, A. D. (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. <https://yabesh.ir/wp-content/uploads/2018/02/Standard-Methods-23rd-Perv.pdf>
- Rodríguez, G. (2008). *El sistema de Maracaibo: biología y ambiente*. Universidad de Texas.
- Rosa, A., Cravo, A., Jacob, J., & Correia, C. (2022). Water quality of a southwest Iberian coastal lagoon: Spatial and temporal variability. *Continental Shelf Research*, 245, 104804. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2022.104804>
- Saccà, A. (2017). Methods for the estimation of the biovolume of microorganisms: A critical review. *Limnology and Oceanography: Methods*, 15(4), 337–348. <https://doi.org/10.1002/lom3.10162>
- Santander, E., Herrera, L., & Merino, C. (2003). Fluctuación diaria del fitoplancton en la capa superficial del océano durante la primavera de 1997 en el norte de Chile (20°18S): II. Composición específica y abundancia celular. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 38(1), 13–25. [https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-19572001000200003](https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-19572001000200003)
- Scheffer, M. (2004). *Ecology of Shallow Lakes*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3154-0>
- Sierra Ramírez, C. A. (2011). Calidad del agua. Evaluación y diagnóstico. *Universidad de Medellín Colombia*. <http://hdl.handle.net/11407/2568>
- Soria, J., Caniego, G., Hernández-Sáez, N., Dominguez-Gomez, J. A., & Erena, M. (2020). Phytoplankton Distribution in Mar Menor Coastal Lagoon (SE Spain) during 2017. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(8), 600. <https://doi.org/10.3390/jmse8080600>
- Sosa-Avalos, R., Gaxiola-Castro, G., Olivos-Ortiz, A., & Silva-Iñiguez, L. (2013). Nutrientes inorgánicos y

- producción del fitoplancton en una laguna costera subtropical de México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 48(1), 143–154. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47926382010>
- Suárez, C. (2016). Uso y abuso de las lagunas costeras venezolanas. *Revista de Investigación*, 40(87), 053–086. [https://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S1010-29142016000100005&script=sci\\_abstract](https://ve.scielo.org/scielo.php?pid=S1010-29142016000100005&script=sci_abstract)
- Suka, H. (2023). The Effects of Sea Level Rise and Sedimentation on Coastal Lagoon Formation and Dynamics. *Journal of Coastal Zone Management*, 26(2), 1000555. <https://doi.org/10.35248/2473-3350.23.26.555>
- Tarafdar, L., Kim, J. Y., Srichandan, S., Mohapatra, M., Muduli, P. R., Kumar, A., Mishra, D. R., & Rastogi, G. (2021). Responses of phytoplankton community structure and association to variability in environmental drivers in a tropical coastal lagoon. *Science of The Total Environment*, 783, 146873. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146873>
- Vázquez-Botello, A., Contreras-Espinosa, F., & De La Lanza-Espino, G. Villanueva, S. (2009). Primary production in coastal lagoons. *Encyclopedia of Life Support Systems*. <https://www.eolss.net/sample-chapters/C09/E2-06-03-03.pdf>
- Viloria, C., Polanco-Marín, D., Mora, R., & Reyes-Lujan, J. (2021). Fitoplancton asociado a un afloramiento de *Ruppia* marítima en el sistema del Lago de Maracaibo, Venezuela. *REDIELUZ*, 11(2), 114–121. <https://www.produccioncientificaluz.org/index.php/redieluz/article/view/37617>
- Vincent, F., & Bowler, C. (2020). Diatoms Are Selective Segregators in Global Ocean Planktonic Communities. *MSystems*, 5(1). <https://doi.org/10.1128/msystems.00444-19>
- Yacubson, S. (1984). ALGAS DEL RIO TUCUCO y AMBIENTES ACUATICOS DE SUS ALREDEDORES ( ESTADO ZULIA , VENEZUELA ). *Boletín Del Centro de Investigaciones Biológicas*, 16, 19–95. <https://produccioncientificaluz.org/index.php/boletin/article/view/4000/3999>
- Zhan, P., Krokos, G., Gittings, J. A., Raitsos, D. E., Guo, D., Papagiannopoulos, N., & Hoteit, I. (2022). Physical forcing of phytoplankton dynamics in the Al-Wajh lagoon (Red Sea). *Limnology and Oceanography Letters*, 7(5), 373–384. <https://doi.org/10.1002/lol2.10266>
- Zhan, P., Krokos, G., Langodan, S., Guo, D., Dasari, H., Papadopoulos, V. P., Lermusiaux, P. F. J., Knio, O. M., & Hoteit, I. (2021). Coastal circulation and water transport properties of the Red Sea Project lagoon. *Ocean Modelling*, 161, 101791. <https://doi.org/10.1016/j.ocemod.2021.101791>
- Zunino, J. (2018). *Lagunas someras como ecosistemas centinelas de la variabilidad climática : respuesta de las comunidades fitoplanctónicas* [Universidad Nacional del Sur]. <http://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/4391>