

Spatiotemporal variation of harmful phytoplankton in recreational beaches in Campeche, southeastern Gulf of Mexico

Variación espaciotemporal del fitoplancton nocivo en playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México

Carlos Antonio Poot-Delgado^{1*}, Alfredo Pérez-Morales²

¹ Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México, Universidad Autónoma de Campeche (EPOMEX-UAC) Campeche, Campeche, Apdo. Postal 520, Mexico.

² Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas, Universidad de Colima, 28860 Manzanillo, Colima, Mexico.

* Corresponding author. E-mail: cpoot35@gmail.com

ABSTRACT. The coastal waters of 6 recreational beaches on the coast of Campeche in the Gulf of Mexico were monitored from March to October 2019. Temperature, salinity, and pH ranges varied depending on the season and were likely influenced by the local hydrography and shallow depth of the study area. The harmful taxa identified in this study included 3 diatom, 5 dinoflagellate, and 2 cyanobacteria species, with abundances ranging from 10^2 to 10^5 cell·L⁻¹. Within the phytoplankton community, phytoflagellates (nanophytoplankton <20 μm) exhibited a peak abundance of 1.6×10^6 cell·L⁻¹ at Boca del Río in Champotón. Microphytoplankton (>20 μm), including diatoms, dinoflagellates, and cyanobacteria, were a secondary component with densities ranging from 10^3 to 10^6 cell·L⁻¹. The dinoflagellate *Pyrodinium bahamense*, identified as toxic to humans on the Campeche coast, showed a maximum abundance of 2.0×10^5 cell·L⁻¹ in May at Boca del Río. The toxic diatom *Pseudo-nitzschia* exhibited a peak abundance of 10^5 cell·L⁻¹ at Payucan in May. The cyanobacteria genera *Anabaena* and *Trichodesmium* exhibited abundances ranging from 10^2 to 10^4 cell·L⁻¹. Potentially harmful phytoplankton and cyanobacteria were present in all seasons and months, indicating that continual monitoring is needed to assess beach quality to ensure the safety of recreational beaches.

Key words: Cyanobacteria, dinoflagellates, Gulf of Mexico, HABs, phytoplankton.

RESUMEN. Se monitorearon las aguas costeras de 6 playas recreativas en la costa de Campeche en el golfo de México de marzo a octubre de 2019. Los rangos de temperatura, salinidad y pH variaron según la temporada y probablemente estuvieron influenciados por la hidrografía local y la poca profundidad del área de estudio. Los taxones nocivos identificados en este estudio incluyeron 3 especies de diatomeas, 5 dinoflagelados y 2 cianobacterias, con abundancias que oscilaron entre 10^2 y 10^5 cél·L⁻¹. Dentro de la comunidad de fitoplancton, los fitoflagelados (nanofitoplancton <20 μm) exhibieron una abundancia máxima de 1.6×10^6 cél·L⁻¹ en Boca del Río en Champotón. El microfitoplancton (>20 μm), incluidas diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias, fue un componente secundario con densidades que oscilaron entre 10^3 y 10^6 cél·L⁻¹. El dinoflagelado *Pyrodinium bahamense*, identificado como tóxico para los humanos en la costa de Campeche, mostró una abundancia máxima de 2.0×10^5 cél·L⁻¹ en mayo en Boca del Río. La diatomea tóxica *Pseudo-nitzschia* exhibió una abundancia máxima de 10^5 cél·L⁻¹ en Payucan en mayo. Los géneros de cianobacterias *Anabaena* y *Trichodesmium* exhibieron abundancias que oscilaron entre 10^2 y 10^4 cél·L⁻¹. En todas las estaciones y meses se presentaron fitoplancton y cianobacterias potencialmente dañinos, lo que indica que es necesario un monitoreo continuo para evaluar la calidad de las playas y garantizar la seguridad de las playas recreativas.

Palabras clave: cianobacterias, dinoflagelados, golfo de México, FAN, fitoplancton.



©Carlos Antonio Poot-Delgado, Alfredo Pérez-Morales.

This is an Open Access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution 4.0 International License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which allows you to share and adapt the work, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made. Figures, tables, and other elements in the article are included in the article's CC BY 4.0 license, unless otherwise indicated. You must seek permission from the copyright holder for use of material not covered by this license. The journal title is protected by copyrights owned by Universidad Autónoma de Baja California, and the journal title and logo are not subject to this license.

INTRODUCTION

Harmful algal blooms (HABs) are a leading environmental problem worldwide. Some of the microalgae responsible for HABs produce toxins that are bioaccumulated and biomagnified through marine food webs, which can result in severe poisoning and the deaths of humans, marine mammals, shorebirds, fish, crustaceans, and other organisms (Anderson 2009; Pérez-Morales et al. 2014, 2017; McPartlin et al. 2017). Global climate change and anthropogenic eutrophication processes have gradually affected marine ecosystems, favoring the expansion of HABs, increasing their frequency and duration, and causing HABs to occur in new locations. In addition, new phytoplankton species identified in HABs have created diverse impacts with a wide range of toxic consequences (Pérez-Morales et al. 2015, Glibert and Burkholder 2018, Glibert 2020).

Beaches the world over are in high demand for recreational purposes, which exposes people and animals to HABs and their toxins directly by contact, ingestion, or respiration or indirectly by consumption of contaminated foods (Pérez-Morales and Band-Schmidt 2011, Vidal et al. 2017). As such, the World Health Organization (WHO 2021) updated the Guidelines for Recreational Water Quality in the northern hemisphere in 2021, emphasizing the importance of monitoring HABs and cyanobacteria in particular. Therefore, continual monitoring of coastal waters is essential for understanding the composition and dynamics of phytoplankton populations and predicting the potential impacts of HABs (Hallegraeff 2010, Gowen et al. 2012).

In Mexico, NMX-AA-120-SCFI-2016 (DOF 2016), a national standard that establishes classification criteria for beach quality in the 17 coastal states of the country, is based on monitoring acute febrile gastrointestinal and respiratory diseases due to poor recreational water quality because of the potential consequences to human health (WHO 2003). This standard establishes a monitoring approach based on the presence of fecal *Streptococcus* or *Enterococcus* species (200 most probable number [MPN] per 100 mL), which are widely used indicators of seawater contamination and the associated health risks due to recreational use (DOF 2016). It should be noted that this standard does not consider continual HABs monitoring as a relevant source of information to characterize beach safety, even when potentially harmful phytoplankton pose a potential risk to human health.

In Mexico, the government authority responsible for recording HABs events and issuing health alerts is the Federal Commission for the Protection against Sanitary Risks (COFEPRIS, for its acronym in Spanish), which delegates the responsibility of establishing the sampling frequency to identify marine biotoxins and phytoplankton cells in natural marine and aquaculture zones to the state health authorities, without taking into account beaches for recreational use. In this sense, the Working Guidelines for Phytoplankton Sampling and Marine Biotoxin Detection is limited to a small

INTRODUCCIÓN

Los florecimientos de algas nocivas (FAN) son un problema ambiental importante en todo el mundo. Algunas de las microalgas responsables de las FAN producen toxinas que se bioacumulan y biomagnifican a través de las cadenas tróficas marinas, lo que puede provocar intoxicaciones graves y la muerte de seres humanos, mamíferos marinos, aves marinas, peces, crustáceos y otros organismos (Anderson 2009; Pérez-Morales et al. 2014, 2017; McPartlin et al. 2017). El cambio climático global y los procesos de eutrofización antropogénica han afectado gradualmente a los ecosistemas marinos, favoreciendo la expansión de las FAN; esto aumenta su frecuencia y duración provocando que las FAN se produzcan en nuevas ubicaciones. Además, las nuevas especies de fitoplancton identificadas en las FAN han creado diversos impactos con una amplia gama de consecuencias tóxicas (Pérez-Morales et al. 2015, Glibert y Burkholder 2018, Glibert 2020).

Las playas de todo el mundo tienen una gran demanda con fines recreativos, lo cual expone a las personas y a los animales a las FAN y a sus toxinas directamente por contacto, ingestión o respiración o indirectamente por el consumo de alimentos contaminados (Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011, Vidal et al. 2017). Como tal, la Organización Mundial de la Salud (OMS 2021) actualizó las Directrices para la Calidad del Agua Recreativa en el hemisferio norte en 2021, enfatizando la importancia de monitorear las FAN y las cianobacterias en particular. Por lo tanto, el monitoreo continuo de las aguas costeras es esencial para comprender la composición y la dinámica de las poblaciones de fitoplancton y predecir los impactos potenciales de las FAN (Hallegraeff 2010, Gowen et al. 2012).

En México, la NMX-AA-120-SCFI-2016 (DOF 2016), norma nacional que establece criterios de clasificación de la calidad de las playas en los 17 estados costeros del país, se basa en el monitoreo de enfermedades febriles agudas gastrointestinales y respiratorias causadas por mala calidad del agua recreativa debido a las posibles consecuencias para la salud humana (OMS 2003). Esta norma establece un enfoque de monitoreo basado en la presencia de las especies fecales *Streptococcus* o *Enterococcus* (200 como número más probable [NMP] por 100 mL), que son indicadores ampliamente utilizados de la contaminación del agua de mar y los riesgos a la salud asociados debido al uso recreativo (DOF 2016). Cabe señalar que esta norma no considera el monitoreo continuo de los FAN como una fuente de información relevante para caracterizar la seguridad de las playas, incluso cuando el fitoplancton potencialmente nocivo representa un riesgo potencial para la salud humana.

En México, la autoridad gubernamental encargada de registrar eventos de FAN y emitir alertas sanitarias es la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), quien delega a las autoridades sanitarias estatales la responsabilidad de establecer la frecuencia de

number of species, including 14 dinoflagellates and only one genus of diatoms, without considering the most useful physicochemical variables such as salinity and temperature. The latest revised version of this document was published in September 2016 and does not consider cyanobacteria (<https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/lineamientos-of-the-red-tide-project>).

In recent years, various HABs have been reported in coastal Mexican waters, particularly in the state of Campeche. From 2005 to 2021, a total of 45 HABs were recorded along the coast, with abundances ranging from 8.0×10^5 cell·L⁻¹ (Poot-Delgado 2016; Poot-Delgado et al. 2018, 2021a, b; Poot-Delgado and Okolodkov 2020). In the past decade, cyanobacteria of the genera *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, and *Trichodesmium* have been recorded along the Campeche coast, ranging from 10^4 to 10^6 cell·L⁻¹ (Poot-Delgado et al. 2018, 2021b). Various species of these genera are potentially harmful, highlighting the importance and urgency of paying particular attention to cyanobacteria and including them in marine water quality monitoring efforts.

Given the increase, distribution, and diversity of HABs-forming phytoplankton species along the Campeche coast and to follow-up with the Guidelines for Recreational Water Quality, this study reports the most recent changes in the composition and abundance of phytoplankton species, focusing on those that are harmful. In addition, the most useful physicochemical variables that likely influence the presence of these species were analyzed. This study offers a set of criteria to classify the environmental health of beaches and the seasons in which the risks to public health are low.

Materials and methods

From March to October 2019, monthly sampling was conducted at 6 recreational beaches on the Campeche coast: Punta Xen (19°10'51.48" N, 90°54'13.49" W), Villamar (19°17'41.44" N, 90°46'15.87" W), Boca del Río (19°21'42.02" N, 90°43'4.12" W), Payucan (19°39'36.60" N, 90°42'15.43" W), Sombrerón (19°42'15.93" N, 90°40'53.86" W), and Playa Bonita (19°47'40.21" N, 90°37'18.53" W; Fig. 1). At each site, water samples were collected in triplicate at approximately 1 m depth.

Surface seawater samples were collected in 1-L plastic bottles, from which a 100-mL aliquot was taken to determine phytoplankton abundance. Aliquot samples were fixed with a neutral Lugol solution and subsequently preserved by adding 37% neutralized formalin to a final concentration of 4% (Andersen and Throndsen 2004). Phytoplankton cells were counted after sedimentation in 10-mL cylinders following the methods of Reguera et al. (2016). In addition, horizontal trawls were conducted manually with a conical net (mesh size of 20 µm), with each tow lasting 5 min. The material collected for phytoplankton identification was placed in plastic bottles and fixed following the same procedure employed in the quantitative analysis. The phytoplankton in the net

muestreo para identificar biotoxinas marinas y células de fitoplancton en zonas marinas naturales y acuícolas, sin tomar en cuenta las playas para uso recreativo. En este sentido, las Directrices de Trabajo para el Muestreo de Fitoplancton y la Detección de Biotoxinas Marinas se limitan a un número reducido de especies, incluidos 14 dinoflagelados y un solo género de diatomeas, sin considerar las variables físico-químicas más útiles como la salinidad y la temperatura. La última versión revisada de este documento fue publicada en septiembre de 2016 y no toma en cuenta a las cianobacterias (<https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/lineamientos-of-the-red-tide-project>).

En los últimos años se han reportado diversas FAN en aguas costeras de México, particularmente en el estado de Campeche. De 2005 a 2021, se registraron un total de 45 eventos FAN a lo largo de la costa, con abundancias que oscilaron entre 8.0×10^5 cél·L⁻¹ (Poot-Delgado 2016; Poot-Delgado et al. 2018, 2021a, b; Poot-Delgado y Okolodkov 2020). En la última década, se han registrado cianobacterias de los géneros *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* y *Trichodesmium* a lo largo de la costa de Campeche, con abundancias de 10^4 a 10^6 cél·L⁻¹ (Poot-Delgado et al. 2018, 2021b). Varias especies de estos géneros son potencialmente nocivos, lo que resalta la importancia y urgencia de prestar especial atención a las cianobacterias e incluirlas en los esfuerzos de monitoreo de la calidad del agua marina.

Dado el incremento, distribución y diversidad de especies de fitoplancton formadoras de FAN a lo largo de la costa de Campeche y en seguimiento a los Lineamientos para la Calidad del Agua Recreacional, este estudio reporta los cambios más recientes en la composición y abundancia de especies de fitoplancton y se enfoca en aquellas que son nocivas. Además, se analizaron las variables físico-químicas más útiles que probablemente influyen en la presencia de estas especies. Este estudio ofrece un conjunto de criterios para clasificar la salud ambiental de las playas y las estaciones en las que los riesgos para la salud pública son bajos.

MATERIALES Y MÉTODOS

De marzo a octubre de 2019 se realizaron muestreos mensuales en 6 playas recreativas de la costa de Campeche: punta Xen (19°10'51.48" N, 90°54'13.49" W), Villamar (19°17'41.44" N, 90°46'15.87" W), Boca del Río (19°21'42.02" N, 90°43'4.12" W), Payucan (19°39'36.60" N, 90°42'15.43" W), Sombrerón (19°42'15.93" N, 90°40'53.86" W) y playa Bonita (19°47'40.21" N, 90°37'18.53" W; Fig. 1). En cada sitio, se recolectaron muestras de agua por triplicado a aproximadamente 1 m de profundidad.

Se recolectaron muestras de agua de mar superficial en botellas de plástico de 1 L, de las cuales se tomó una alícuota de 100 mL para determinar la abundancia de fitoplancton. Las alícuotas se fijaron con una solución neutra de Lugol y posteriormente se conservaron añadiendo formalina neutralizada al 37% hasta una concentración

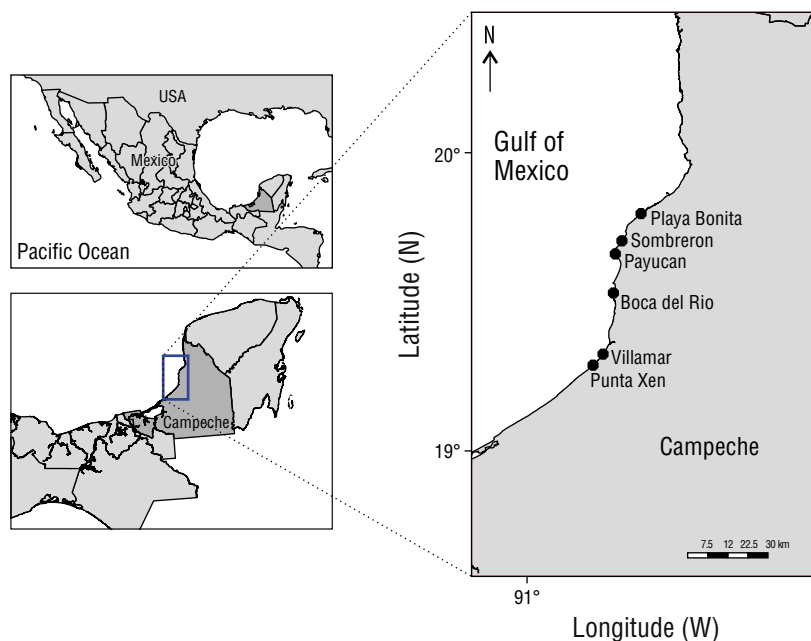


Figure 1. Locations of the recreational beaches on the coast of the state of Campeche.
Figura 1. Ubicación de las playas recreativas en la costa del estado de Campeche.

samples were identified under a light microscope to ensure accuracy. The physicochemical variables of water temperature, salinity, and pH were measured *in situ* using an HI9828 multiparameter probe and HI769828 sensor (Hanna Instruments, Woonsocket, RI, USA).

The Utermöhl technique (Utermöhl 1958) was used to quantify phytoplankton cells in 10 cm³ of sample using an inverted series 450 SI-PH microscope (IROSCOPE, Mexico City, Mexico) with incorporated phase-contrast objectives (10×/0.25 Ph1 ADL and LD 25×/0.30 Ph1). Due to their small size, nanoflagellates (<20 μm) were not identified down to the species level. Abundance values are expressed as cell·L⁻¹. Fixed phytoplankton samples were identified at the species level with a BA210 compound microscope (Motic, Xiamen, China) with incorporated planachromatic objectives (5×/0.10, 10×/0.25, 20×/0.40, 40×/0.65, and 100×/1.25). Potentially harmful phytoplankton species were identified based on specialized literature (Hallegraeff et al. 2004, Licea et al. 2004, Lundholm et al. 2009, UNESCO 2009, Lassus et al. 2016, Licea et al. 2016, Steidinger and Meave del Castillo 2018). In addition, stains and treatments were used to identify genera of diatoms (Parsons et al. 2012), dinoflagellates (Hermosilla 1973), and cyanobacteria (Kruk et al. 2009) by light microscopy.

Significant differences (95% confidence level) in physicochemical variables and phytoplankton abundance among sampling months and stations were evaluated by a Kruskal–Wallis test and box-and-whisker plots, with a non-parametric one-way analysis of variance (ANOVA; Daniel 1993, Boyer et al. 2000). The F-ratio (2 in this case) is the quotient between the between-group and within-group estimations.

final del 4% (Andersen y Thronsen 2004). Las células de fitoplancton se contaron después de la sedimentación en cilindros de 10 mL siguiendo los métodos de Reguera et al. (2016). Adicionalmente, se realizaron arrastres horizontales manualmente con una red cónica (luz de malla de 20 μm), cada arrastre duró 5 min. El material recolectado para la identificación del fitoplancton se colocó en botellas de plástico y se fijó siguiendo el mismo procedimiento empleado en el análisis cuantitativo. El fitoplancton en las muestras de la red se identificó bajo un microscopio óptico para garantizar la precisión. Las variables fisicoquímicas de temperatura, salinidad y pH del agua se midieron *in situ* utilizando una sonda multiparamétrica HI9828 y un sensor HI769828 (Hanna Instruments, Woonsocket, RI, EE. UU.).

Se utilizó la técnica de Utermöhl (Utermöhl 1958) para cuantificar células de fitoplancton en 10 cm³ de muestra con un microscopio invertido serie 450 SI-PH (IROSCOPE, Ciudad de México, México) con objetivos de contraste de fases incorporados (10×/0.25 Ph1 ADL y LD 25×/0.30 Ph1). Debido a su pequeño tamaño, los nanoflagelados (<20 μm) no fueron identificados hasta el nivel de especie. Los valores de abundancia se expresan como cél·L⁻¹. Las muestras fijadas de fitoplancton se identificaron a nivel de especie con un microscopio compuesto BA210 (Motic, Xiamen, China) con objetivos planocromáticos incorporados (5×/0.10, 10×/0.25, 20×/0.40, 40×/0.65 y 100×/1.25). Se identificaron especies de fitoplancton potencialmente nocivos con ayuda de la literatura especializada (Hallegraeff et al. 2004, Licea et al. 2004, Lundholm et al. 2009, UNESCO 2009, Lassus et al. 2016, Licea et al. 2016, Steidinger y Meave del Castillo 2018).

Statistical tests were performed in Statgraphics Centurion XV v. 18.2.06. The data were plotted in Statistica 7 and Excel 365.

The water temperature, salinity, and pH data were evaluated through a canonical correspondence analysis (CCA) using a matrix of environmental factors and species abundance (Ter Braak 1986) to assess the effects on potentially harmful and bloom-forming species. Data were transformed to $\text{Log}_{10}(\text{data} + 1)$ prior to the analysis because (1) the data were not normally distributed and (2) large differences in magnitude were present between the biological and physicochemical data. The significance of the axes of the CCA was tested using a Monte Carlo analysis with 499 permutations. The calculation routine was performed in CANOCO v. 4.5.

RESULTS

Physicochemical variables

The temperature at the Punta Xen station exhibited a minimum value of $24.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ and a maximum value of $34 \pm 2.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Table 1), thus showing seasonal variation. There were no significant differences in temperature among stations ($F = 0.23$, $P > 0.05$). Salinity showed a minimum value of 10.1 ± 6.3 at Boca del Río and a maximum of 38.0 ± 1.9 at Playa Bonita (Table 1). The difference in salinity between these stations was significant ($F = 35.94$, $P < 0.05$). The pH showed a maximum value of 9.2 ± 0.6 at Payucan and a minimum of 6.7 ± 0.4 at Boca del Río (Table 1). Significant differences in pH were identified among stations ($F = 4.11$, $P < 0.05$).

The physicochemical variables displayed temporal variations from March to October in the 6 stations of the central coast of Campeche. The minimum temperatures were recorded in March while the maximum temperatures were recorded in August (Fig. 2), with significant differences between these months ($F = 62.52$, $P < 0.05$). Salinity was constant throughout the study period and no significant differences were observed ($F = 0.41$, $P > 0.05$). For its part, pH showed wide variation, ranging from 7 to 9 in March. However, it remained almost constant during the remaining months (Fig. 2), with no significant differences ($F = 1.72$, $P > 0.05$).

Composition of the phytoplankton community

The variation in the abundance of the main phytoplankton groups for the sampling sites by season is shown in Table 2. Phytoflagellates (nanophytoplankton $< 20\text{ }\mu\text{m}$) exhibited a minimum abundance of $6.6 \times 10^3\text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ at Villamar and a maximum abundance of $1.6 \times 10^6\text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ at Boca del Río; no significant differences were observed among stations ($F = 0.89$, $P > 0.05$). As a secondary component, the main microphytoplankton groups observed were diatoms, dinoflagellates, and cyanobacteria, with abundance values ranging from 10^3 to $10^6\text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$. For diatoms, maximum values of $3.8 \times 10^6\text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ were recorded at Villamar and minimum values of up to $3.0 \times 10^3\text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ were observed at Sombrerón; no

Además, se utilizaron tinciones y tratamientos para identificar géneros de diatomeas (Parsons et al. 2012), dinoflagelados (Hermosilla 1973) y cianobacterias (Kruk et al. 2009) mediante microscopía óptica.

Las diferencias significativas (nivel de confianza del 95%) en variables fisicoquímicas y abundancia de fitoplancton entre los meses y estaciones de muestreo se evaluaron mediante una prueba de Kruskal-Wallis y diagramas de caja con bigotes, con un análisis de varianza no paramétrico unidireccional (ANDEVA; Daniel 1993, Boyer et al. 2000). El índice F (2 en este caso) es el cociente entre las estimaciones entre grupos y dentro del grupo. Las pruebas estadísticas se realizaron en Statgraphics Centurion XV v. 18.2.06. Los datos se trazaron en Statistica 7 y Excel 365.

Los datos de temperatura, salinidad y pH del agua se evaluaron mediante un análisis de correspondencia canónica (ACC) con una matriz de factores ambientales y abundancia de especies (Ter Braak 1986) para evaluar los efectos sobre especies potencialmente nocivos y formadoras de florecimientos. Los datos se transformaron a $\text{Log}_{10}(\text{datos} + 1)$ antes del análisis porque (1) los datos no se distribuyeron normalmente y (2) se presentaron grandes diferencias de magnitud entre los datos biológicos y fisicoquímicos. La importancia de los ejes del ACC se probó mediante un análisis de Monte Carlo con 499 permutaciones. La rutina de cálculo se realizó en CANOCO v. 4.5.

RESULTADOS

Variables fisicoquímicas

La temperatura en la estación de punta Xen presentó un valor mínimo de $24.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ y un valor máximo de $34 \pm 2.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tabla 1), mostrando así variación estacional. No hubo diferencias significativas en la temperatura entre las estaciones ($F = 0.23$, $P > 0.05$). La salinidad mostró un valor mínimo de 10.1 ± 6.3 en Boca del Río y un máximo de 38.0 ± 1.9 en playa Bonita (Tabla 1). La diferencia en salinidad entre estas estaciones fue significativa ($F = 35.94$, $P < 0.05$). El pH mostró un valor máximo de 9.2 ± 0.6 en Payucan y un mínimo de 6.7 ± 0.4 en Boca del Río (Tabla 1). Se identificaron diferencias significativas en el pH entre las estaciones ($F = 4.11$, $P < 0.05$).

Las variables fisicoquímicas presentaron variaciones temporales de marzo a octubre en las 6 estaciones de la costa central de Campeche. Las temperaturas mínimas se registraron en marzo mientras que las temperaturas máximas se registraron en agosto (Fig. 2), con diferencias significativas entre estos meses ($F = 62.52$, $P < 0.05$). La salinidad fue constante durante todo el periodo de estudio y no se observaron diferencias significativas ($F = 0.41$, $P > 0.05$). Por su parte, el pH mostró una amplia variación y osciló entre 7 y 9 en marzo. Sin embargo, se mantuvo relativamente constante durante los meses restantes (Fig. 2), sin diferencias significativas ($F = 1.72$, $P > 0.05$).

significant differences were observed among these stations ($F = 0.99, P > 0.05$).

The maximum dinoflagellate abundance of $1.0 \times 10^6 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ was recorded at Villamar while the minimum abundance of around $10^3 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ was recorded at Punta Xen. Although dinoflagellate abundance varied widely, no significant differences were observed among these stations ($F = 1.45, P > 0.05$). Cyanobacteria showed low abundance ranging from absence to $2.6 \times 10^5 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$, with no significant differences among stations ($F = 0.79, P > 0.05$).

The responses of the largest phytoplankton groups and physicochemical variables were mainly explained by the first 2 axes of the CCA (axis 1: 78.8%, axis 2: 21.2%, total 100%). The correlation among the main phytoplankton groups and physicochemical variables was low ($r \approx 0.5$), indicating that the relationship between the taxa and variables considered in the analysis was not significant, at least for the study period. No interactions among canonical axes were statistically significant ($P > 0.05$, Monte Carlo, Table 3).

The temporal variation in the abundance of the main phytoplankton groups recorded from March to October is shown in Figure 3. Phytoflagellates (nanophytoplankton

Composición de la comunidad de fitoplancton.

La variación en la abundancia de los principales grupos de fitoplancton para los sitios de muestreo por temporada se muestra en la Tabla 2. Los fitoflagelados (nanofitoplancton $<20 \mu\text{m}$) exhibieron una abundancia mínima de $6.6 \times 10^3 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en Villamar y una abundancia máxima de $1.6 \times 10^6 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en Boca del Río; no se observaron diferencias significativas entre las estaciones ($F = 0.89, P > 0.05$). Como componente secundario, los principales grupos de microfitoplancton observados fueron diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias, con valores de abundancia que oscilaron entre 10^3 y $10^6 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$. Para las diatomeas, se registraron valores máximos de $3.8 \times 10^6 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en Villamar y valores mínimos de hasta $3.0 \times 10^3 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en Sombrerón; no se observaron diferencias significativas entre estas estaciones ($F = 0.99, P > 0.05$).

La abundancia máxima de dinoflagelados de $1.0 \times 10^6 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ se registró en Villamar, mientras que la abundancia mínima de alrededor de $10^3 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ se registró en punta Xen. Aunque la abundancia de dinoflagelados varió ampliamente, no se observaron diferencias significativas entre estas

Table 1. Summary statistics (by sampling station) of the environmental variables from March to October 2019 in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico (range, mean, and standard deviation).

Tabla 1. Estadísticas resumidas (por estación de muestreo) de las variables ambientales de marzo a octubre de 2019 en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México (rango, media y desviación estándar).

Station	T (°C)	Salinity	pH
Playa Bonita	26.8 – 33.5	32.6 – 38.0	7.3 – 8.8
	30.0 ± 1.9	34.8 ± 1.9	7.7 ± 0.5
Sombrerón	26.5 – 33.1	33.6 – 37.5	7.6 – 9.0
	29.7 ± 1.9	35.4 ± 1.4	8.1 ± 0.4
Payucan	26.7 – 32.7	33.3 – 36.8	7.5 – 9.2
	29.7 ± 1.8	35.0 ± 1.1	8.1 ± 0.6
Boca del Río	26.4 – 33.2	10.1 – 28.7	6.7 – 7.8
	29.5 ± 1.9	19.3 ± 6.3	7.3 ± 0.4
Villamar	25.7 – 33.4	29.5 – 34.8	7.5 – 8.8
	30.5 ± 2.2	32.2 ± 1.8	8.1 ± 0.4
Punta Xen	24.6 – 34.0	31.8 – 36.3	6.9 – 8.2
	30.0 ± 2.7	33.9 ± 1.4	7.7 ± 0.4
Differences among station	$F = 0.23, P > 0.005$	$F = 35.94, P < 0.005$	$F = 4.11, P < 0.005$

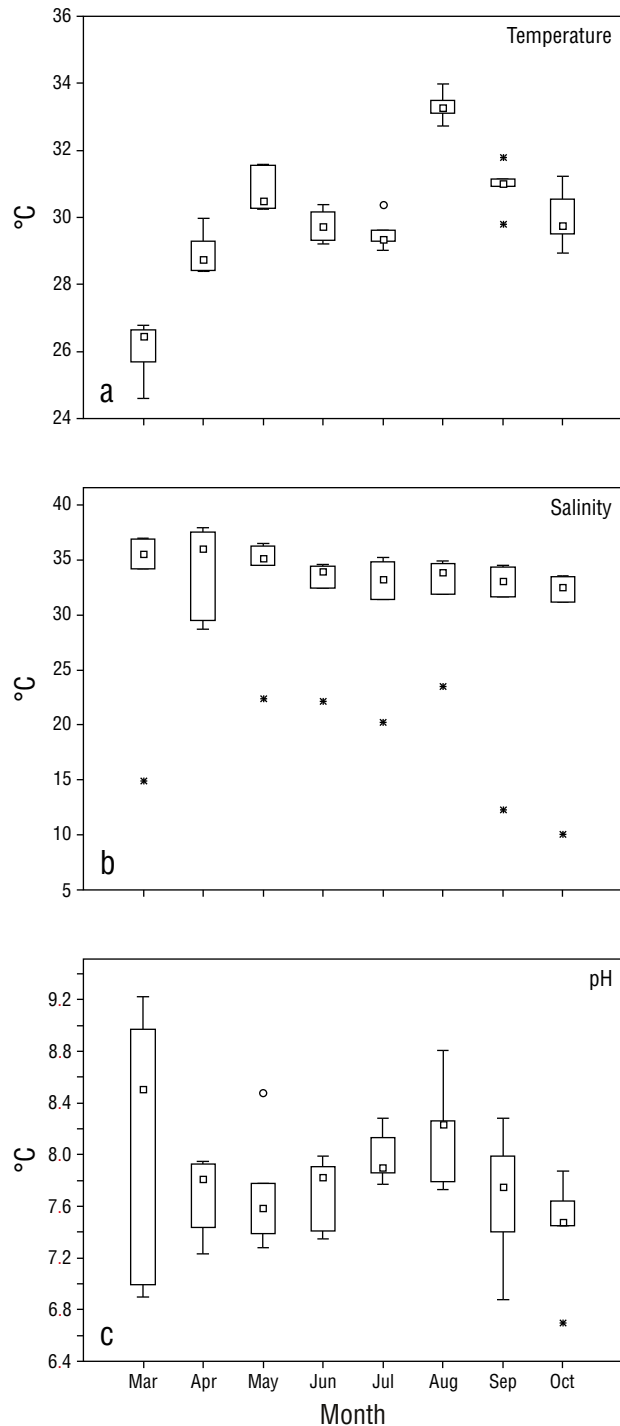


Figure 2. Temporal variation in temperature, salinity, and pH during from March to October 2019 in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico ($n = 6$ for each box plot). The outliers are indicated with a circle ($^{\circ}$), and the extreme value is indicated with an asterisk (*).

Figura 2. Variación temporal de temperatura, salinidad y pH de marzo a octubre de 2019 en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México ($n = 6$ para cada diagrama de caja). Los valores atípicos se indican con un círculo ($^{\circ}$) y el valor extremo se indica con un asterisco (*).

estaciones ($F = 1.45$, $P > 0.05$). Las cianobacterias mostraron una baja abundancia, desde ausencia hasta 2.6×10^5 cél·L $^{-1}$, sin diferencias significativas entre estaciones ($F = 0.79$, $P > 0.05$).

Las respuestas de los grupos mayores de fitoplancton y variables fisicoquímicas fueron explicadas principalmente por los 2 primeros ejes del ACC (eje 1: 78.8%, eje 2: 21.2%, total 100%). La correlación entre los principales grupos de fitoplancton y las variables fisicoquímicas fue baja ($r \approx 0.5$), lo que indica que la relación entre los taxones y las variables consideradas en el análisis no fue significativa, al menos para el periodo de estudio. Ninguna interacción entre los ejes canónicos fue significativa ($P > 0.05$, Monte Carlo, Tabla 3).

La variación temporal en la abundancia de los principales grupos de fitoplancton registrada de marzo a octubre de 2019 se muestra en la Figura 3. Los fitoflagelados (nanofitoplancton $< 20 \mu\text{m}$) mostraron una abundancia máxima de 10^6 cél·L $^{-1}$ en abril de 2019 en Boca del Río, aunque su abundancia fue muy variable a lo largo del periodo (Fig. 3a). Las diatomeas mostraron una abundancia máxima de alrededor de 10^6 cél·L $^{-1}$ en marzo de 2019 en playa Bonita, seguida de valores de abundancia de 10^5 cél·L $^{-1}$ en Boca del Río en abril, mayo y julio. En Punta Xen, se produjeron varios picos de abundancia de 10^5 cél·L $^{-1}$ en mayo y octubre de 2019 (Fig. 3b). No se observaron diferencias significativas entre meses ($F = 0.97$, $P > 0.05$).

En playa Bonita y Boca del Río, la abundancia máxima de dinoflagelados (10^6 cél·L $^{-1}$) se registró en agosto de 2019, aunque la abundancia de dinoflagelados fue inferior a 10^5 cél·L $^{-1}$ en marzo de 2019. Además, la abundancia de dinoflagelados en punta Xen fue 10^4 cél·L $^{-1}$ (Fig. 3c). No se observaron diferencias significativas entre meses ($F = 0.85$, $P > 0.05$). La abundancia de cianobacterias fue extraordinariamente alta en Sombrerón (10^5 cél·L $^{-1}$), mientras que permaneció baja en todas las demás estaciones, con valores de 10^3 a 10^4 cél·L $^{-1}$ durante todo el periodo de estudio (Fig. 3d). No se observaron diferencias significativas entre meses ($F = 0.90$, $P > 0.05$).

Fitoplancton y cianobacterias potencialmente dañinas

Cada mes se identificaron fitoplancton y cianobacterias potencialmente nocivos en las 6 estaciones de muestreo durante todo el periodo de estudio. Las diatomeas, particularmente *Pseudo-nitzschia*, incluyeron varias especies no identificadas y estuvieron presentes en casi todas las estaciones excepto punta Xen. La abundancia máxima de *Pseudo-nitzschia* (5.5×10^4 cél·L $^{-1}$) se registró en Payucan en mayo. En contraste, la abundancia de *Pseudo-nitzschia* fue de órdenes de magnitud menor en todas las demás estaciones de marzo a octubre, excepto en septiembre (Fig. 4).

Table 2. Abundance (cell·L⁻¹) by station of the main phytoplankton groups from March to October 2019 in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico (mean, range, and standard deviation).

Tabla 2. Abundancia (cél·L⁻¹) por estación de los principales grupos de fitoplancton de marzo a octubre de 2019 en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México (media, rango y desviación estándar).

Station	Nanoflagellates	Diatoms	Dinoflagellates	Cyanobacteria
Playa Bonita	$4.1 \times 10^4 \pm 1.9 \times 10^4$	$3.1 \times 10^4 \pm 4.8 \times 10^4$	$1.8 \times 10^4 \pm 3.0 \times 10^4$	$2.6 \times 10^3 \pm 5.3 \times 10^3$
	$9.6 \times 10^3 - 7.4 \times 10^4$	$4.3 \times 10^3 - 1.4 \times 10^5$	$1.0 \times 10^3 - 9.1 \times 10^4$	$692-1.5 \times 10^4$
Sombrerón	$4.0 \times 10^4 \pm 1.5 \times 10^4$	$4.0 \times 10^4 \pm 4.7 \times 10^4$	$3.7 \times 10^3 \pm 2.6 \times 10^3$	$3.4 \times 10^4 \pm 9.1 \times 10^4$
	$1.9 \times 10^4 - 6.0 \times 10^4$	$3.0 \times 10^3 - 1.2 \times 10^5$	$1.3 \times 10^3 - 9.4 \times 10^3$	$769-2.6 \times 10^5$
Payucan	$3.8 \times 10^4 \pm 1.9 \times 10^4$	$8.3 \times 10^4 \pm 8.1 \times 10^4$	$3.2 \times 10^3 \pm 2.6 \times 10^3$	$8.0 \times 10^3 \pm 1.2 \times 10^4$
	$6.8 \times 10^4 - 7.1 \times 10^4$	$4.6 \times 10^3 - 2.1 \times 10^5$	$4.6 \times 10^2 - 8.1 \times 10^3$	$769-3.5 \times 10^4$
Boca del Río	$2.3 \times 10^5 \pm 5.7 \times 10^5$	$1.1 \times 10^4 \pm 1.3 \times 10^5$	$2.9 \times 10^4 \pm 7.1 \times 10^4$	$3.2 \times 10^3 \pm 4.1 \times 10^3$
	$1.1 \times 10^4 - 1.6 \times 10^6$	$6.9 \times 10^3 - 3.1 \times 10^5$	$77-2.0 \times 10^5$	$769-1.2 \times 10^4$
Villamar	$5.0 \times 10^4 \pm 4.7 \times 10^4$	$5.4 \times 10^5 \pm 1.3 \times 10^6$	$4.8 \times 10^3 \pm 3.6 \times 10^5$	$8.4 \times 10^3 \pm 9.0 \times 10^3$
	$6.6 \times 10^3 - 1.5 \times 10^5$	$7.4 \times 10^3 - 3.8 \times 10^6$	$1.2 \times 10^3 - 1.0 \times 10^6$	$538-2.6 \times 10^4$
Punta Xen	$3.9 \times 10^4 \pm 3.4 \times 10^4$	$9.9 \times 10^4 \pm 1.0 \times 10^5$	$1.7 \times 10^5 \pm 3.6 \times 10^5$	$6.4 \times 10^3 \pm 6.1 \times 10^3$
	$7.5 \times 10^3 - 9.3 \times 10^4$	$1.2 \times 10^4 - 3.2 \times 10^5$	$1.1 \times 10^3 - 1.0 \times 10^6$	$692-1.6 \times 10^4$
Differences among station	$F = 0.89, P > 0.005$	$F = 0.99, P > 0.005$	$F = 1.45, P > 0.005$	$F = 0.79, P > 0.005$

Table 3. Eigenvalues and percentage of the total variance explained by the temporal canonical correspondence analysis (CCA) of the main phytoplankton groups from March to October 2019 in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico.

Tabla 3. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica (ACC) temporal de los principales grupos de fitoplancton de marzo a octubre de 2019 en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México.

Axes	Eigenvalues	Species-environmental correlations	Cumulative percentage variation
1	0.002	0.169	78.8
2	0.001	0.281	100.0
3	0.085	0.000	0.0
4	0.008	0.000	0.0
Test of significance of first canonical axis		$F = 1.173$	$P = 0.750$
Test of significance of all canonical axes		$F = 0.500$	$P = 0.704$

<20 μm) showed a peak abundance of $10^6 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ in April at Boca del Río, although their abundance was highly variable throughout the period (Fig. 3a). Diatoms showed a maximum abundance of around $10^6 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ in March at Playa Bonita, followed by abundance values of $10^5 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ at Boca del Río in April, May, and July. At Punta Xen, several abundance peaks of $10^5 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ occurred in May and October (Fig. 3b). No significant differences were observed among months ($F = 0.97, P > 0.05$).

At Playa Bonita and Boca del Río, maximum dinoflagellate abundance ($10^6 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$) was recorded in August, although dinoflagellate abundance was less than $10^5 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ in March. In addition, dinoflagellate abundance at Punta Xen was $10^4 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ (Fig. 3c). No significant differences were observed among months ($F = 0.85, P > 0.05$). Cyanobacteria abundance was extraordinarily high at Sombrerón ($10^5 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$) while remaining low at all other stations, with values of 10^3 to $10^4 \text{ cell}\cdot\text{L}^{-1}$ throughout the study period (Fig. 3d). No significant differences were observed among months ($F = 0.90, P > 0.05$).

Cylindrotheca closterium mostró abundancias de $1.0 \times 10^5 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en Boca del Río y Villamar en abril y octubre (Fig. 4). En contraste, la abundancia de *C. closterium* fue menor en las estaciones restantes en todos los meses (10^3 a $10^4 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$). Sin embargo, la abundancia máxima de *Chaetoceros* ($3.8 \times 10^6 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$) se registró en Villamar en marzo, seguida de valores de abundancia de $2.5 \times 10^5 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en mayo en Boca del Río y $3.1 \times 10^5 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$ en julio en Villamar (Fig. 4).

Con respecto a los dinoflagelados, *Blixaea quinquecornis* mostró una abundancia máxima en abril en punta Xen ($8.9 \times 10^4 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$) y posteriormente en agosto en playa Bonita ($8.9 \times 10^4 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$; Fig. 4). *Gymnodinium catenatum* y *Karenia brevis* fueron escasas, exhibiendo una abundancia máxima en marzo en playa Bonita (3.3×10^3 y $1.7 \times 10^3 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente) y una abundancia mínima en octubre en Payucan (6.1×10^2 y $5.3 \times 10^2 \text{ cél}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente) (Fig. 4). *Pyrodinium bahamense* mostró abundancia

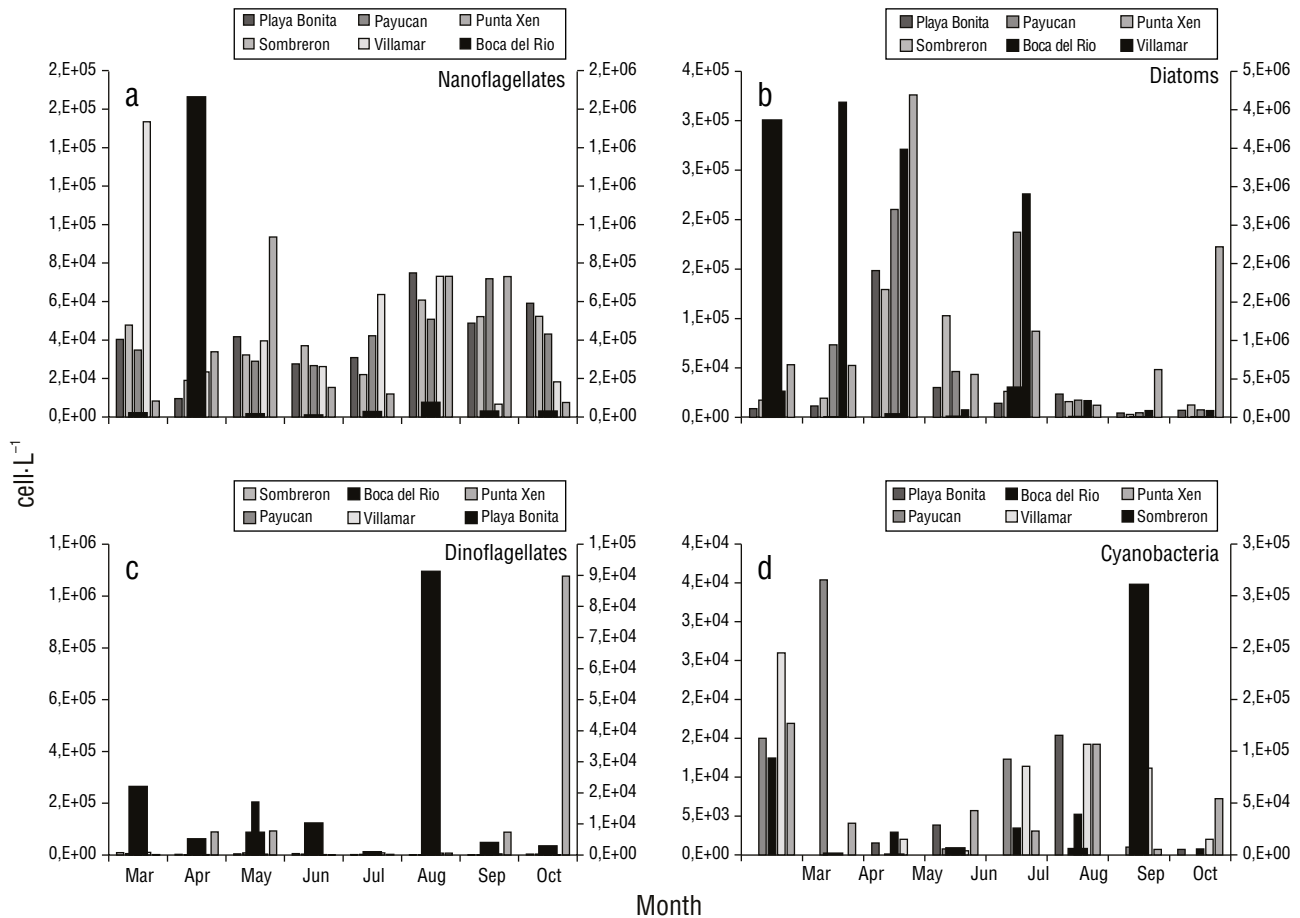


Figure 3. Temporal variation (2019) in abundances ($\text{cell}\cdot\text{L}^{-1}$) of the major phytoplankton groups in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. The second axis indicates the highest abundances.
Figura 3. Variación temporal (2019) en las abundancias ($\text{cél}\cdot\text{L}^{-1}$) de los principales grupos de fitoplancton en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México. El segundo eje indica las mayores abundancias.

Potentially harmful phytoplankton and cyanobacteria

Potentially harmful phytoplankton and cyanobacteria were identified each month at the 6 sampling stations throughout the study period. Diatoms, particularly *Pseudo-nitzschia*, included several unidentified species and were present in almost all stations except Punta Xen. The maximum abundance of *Pseudo-nitzschia* (5.5×10^4 cell·L⁻¹) was recorded in Payucan in May. In contrast, the abundance of *Pseudo-nitzschia* was orders of magnitude less at all other stations from March to October, except in September (Fig. 4).

Cylindrotheca closterium showed abundances of 1.0×10^5 cell·L⁻¹ in Boca del Río and Villamar in April and October (Fig. 4). In contrast, *C. closterium* abundance was lower in the remaining stations in all months (10^3 to 10^4 cell·L⁻¹). However, the maximum abundance of *Chaetoceros* (3.8×10^6 cell·L⁻¹) was recorded at Villamar in March, followed by abundance values of 2.5×10^5 cell·L⁻¹ in May at Boca del Río and 3.1×10^5 cell·L⁻¹ in July at Villamar (Fig. 4).

With respect to dinoflagellates, *Blixaea quinquecornis* showed peak abundance in April at Punta Xen (8.9×10^4 cell·L⁻¹) and later in August at Playa Bonita (8.9×10^4 cell·L⁻¹; Fig. 4). *Gymnodinium catenatum* and *Karenia brevis* were rare, exhibiting maximum abundance in March at Playa Bonita (3.3×10^3 and 1.7×10^3 cell·L⁻¹, respectively) and minimum abundance in October at Payucan (6.1×10^2 and 5.3×10^2 cell·L⁻¹, respectively; Fig. 4). *Pyrodinium bahamense* showed maximum abundance in May at Boca del Río (2.0×10^5 cell·L⁻¹) and was absent in Playa Bonita, Payucan, and Punta Xen.

Regarding cyanobacteria, *Anabaena* was observed in all stations with abundance values that ranged from 10^2 to 10^4 cell·L⁻¹ throughout the study period, although peak abundance (3.5×10^4 cell·L⁻¹) was recorded in April at Payucan. *Trichodesmium* showed a maximum abundance of 1.5×10^4 cell·L⁻¹ at Playa Bonita in August, although it was also observed in all sampling stations and months (Fig. 4).

The response of potentially harmful phytoplankton and cyanobacteria to physicochemical variables was mainly explained by the first 2 axes of the CCA (axis 1: 46.4%, axis 2: 40.5%, total 86.9%). The correlation between potentially harmful phytoplankton and physicochemical variables was high ($r \approx 0.7$), reflecting a significant relationship between the species and physicochemical variables included in the analysis. However, the canonical axes were not statistically significant ($P > 0.05$, Monte Carlo; Table 4).

DISCUSSION

The environmental conditions (temperature, salinity, and pH) of the recreational beaches in this study are favorable for the presence of potentially harmful species. This conclusion is supported by the high correlation ($r \approx 0.7$) of the CCA. Temperature, salinity, and pH varied seasonally and are likely

máxima en mayo en Boca del Río (2.0×10^5 cél·L⁻¹) y estuvo ausente en playa Bonita, Payucan y punta Xen.

Con respecto a las cianobacterias, *Anabaena* se observó en todas las estaciones con valores de abundancia que oscilaron entre 10^2 y 10^4 cél·L⁻¹ durante todo el periodo de estudio, aunque la abundancia máxima (3.5×10^4 cél·L⁻¹) se registró en abril en Payucan. *Trichodesmium* mostró una abundancia máxima de 1.5×10^4 cél·L⁻¹ en playa Bonita en agosto, aunque también se observó en todas las estaciones y meses de muestreo (Fig. 4).

La respuesta de fitoplancton y cianobacterias potencialmente dañinas a variables fisicoquímicas se explicó principalmente por los 2 primeros ejes del ACC (eje 1: 46.4%, eje 2: 40.5%, total 86.9%). La correlación entre el fitoplancton potencialmente dañino y las variables fisicoquímicas fue alta ($r \approx 0.7$), lo que refleja una relación significativa entre las especies y las variables fisicoquímicas incluidas en el análisis. Sin embargo, los ejes canónicos no fueron significativos ($P > 0.05$, Monte Carlo; Tabla 4).

DISCUSIÓN

Las condiciones ambientales (temperatura, salinidad y pH) de las playas recreativas de este estudio son favorables para la presencia de especies potencialmente nocivos. Esta conclusión está respaldada por la alta correlación ($r \approx 0.7$) del ACC. La temperatura, la salinidad y el pH variaron estacionalmente y probablemente estén influenciados por la hidrografía local y la poca profundidad del área de estudio (Poot-Delgado et al. 2014, 2021a, b). Según Vargo (2009), la temperatura y la salinidad pueden determinar la ocurrencia y distribución de las FAN y la presencia de nutrientes que regulan la tasa de crecimiento, la biomasa y la duración de los florecimientos. La zona costera central de Campeche recibe descargas de aguas residuales sin tratamiento de importantes ciudades de la región (Gracia et al. 2014), que incluyen la ciudad de Campeche, Seybaplaya y Champotón. El exceso de nutrientes sobrecarga los sistemas más allá de lo que pueden soportar y reciclar; esto genera una eutrofización constante debido a compuestos con altas concentraciones de nitrógeno, fósforo y sílice (Pérez-Morales et al. 2015).

En este estudio destaca la presencia de la diatomea pennada planctónico-bentónica *C. closterium*, por ser un indicador de eutrofización, lo que refuerza la hipótesis de la asociación entre aportes antropogénicos contaminantes y las FAN en la zona. Anteriormente se han reportado florecimientos de *C. closterium* en los mares de México, el Pacífico noroccidental, el sureste del golfo de México y las aguas costeras del norte de Yucatán (Poot-Delgado et al. 2016). En septiembre de 2016, se registró florecimiento de *C. closterium* (1.0×10^5 cél·L⁻¹) en una zona costera que recibe descargas de aguas residuales de una granja camaronera cerca de Sombrerón, Campeche (Poot-Delgado

influenced by the local hydrography and shallowness of the study area (Poot-Delgado et al. 2014, 2021a, b). According to Vargo (2009), temperature and salinity can determine the occurrence and distribution of HABs, as well as the presence of nutrients that regulate the growth rate, biomass, and duration of blooms. The central coastal area of Campeche receives untreated wastewater discharge from important cities in the region (Gracia et al. 2014), including Campeche City, Seybaplaya, and Champotón. Excessive nutrients overload systems beyond what they can support and recycle, generating constant eutrophication due to compounds with high nitrogen, phosphorus, and silica loads (Pérez-Morales et al. 2015).

y Okoldkov 2020). Cabe señalar que *C. closterium* está presente en grandes abundancias durante todo el año, aunque principalmente desde mediados de mayo hasta mediados de octubre en las aguas costeras del norte de Yucatán; por lo tanto, su estacionalidad permanece indefinida (Merino-Virgilio et al. 2019), lo que es consistente con nuestras observaciones en el presente estudio.

El género *Pseudo-nitzschia* incluye varias especies que producen una neurotoxina llamada ácido domoico, que provoca intoxicación en humanos que han consumido mariscos contaminados. Este género estuvo presente en casi todas las estaciones, incluidas varias especies no identificadas, con una abundancia máxima de 5.5×10^4 cél·L⁻¹ registrada en

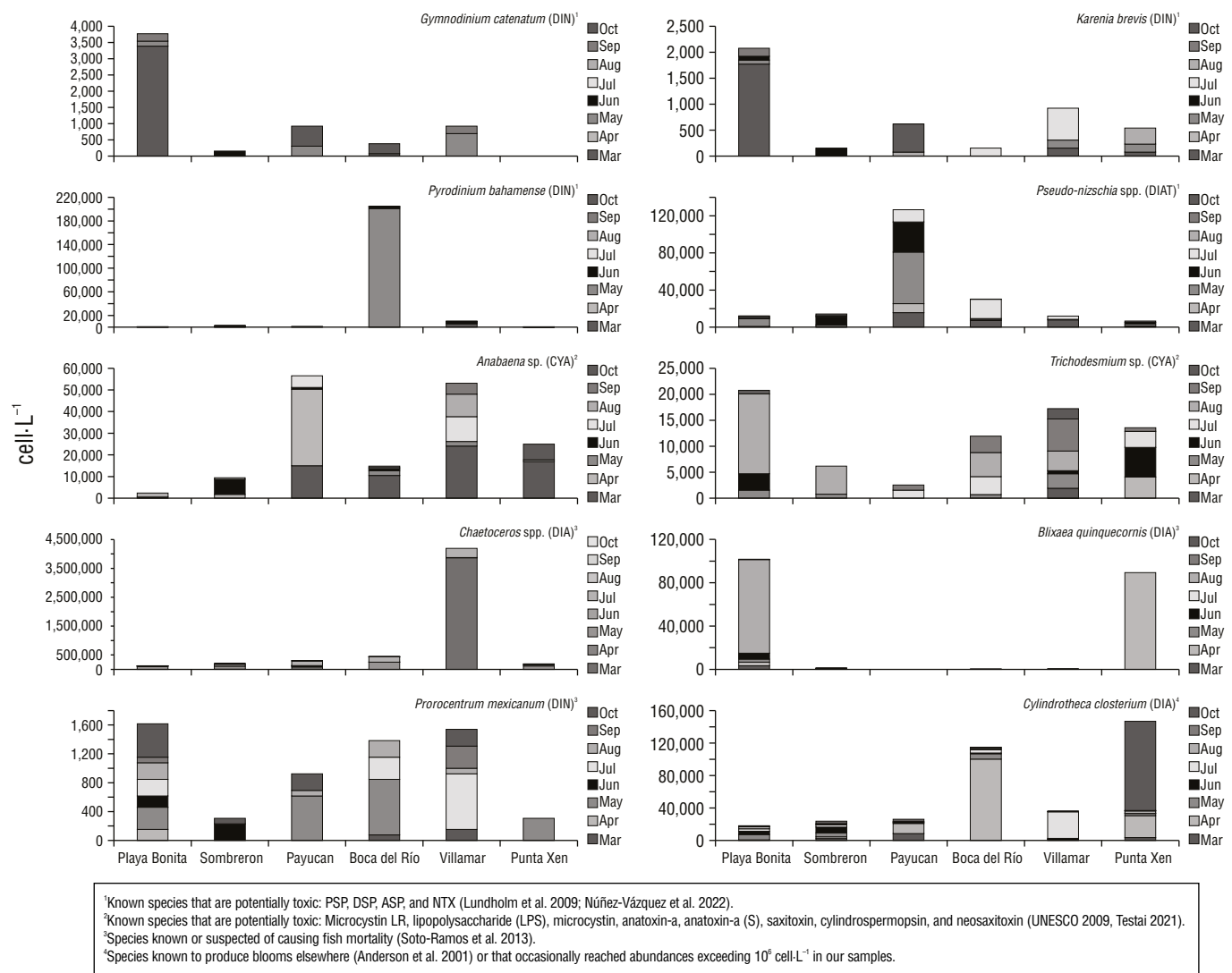


Figure 4. Abundance (cell·L⁻¹) of potentially harmful and bloom-forming species recorded from March to October 2019 in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. Taxonomic groups: diatoms (DIA), dinoflagellates (DIN), and cyanobacteria (CYA).

Figura 4. Abundancia (cél·L⁻¹) de especies potencialmente nocivas y formadoras de florecimientos registrada de marzo a octubre de 2019 en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México. Grupos taxonómicos: diatomeas (DIA), dinoflagelados (DIN) y cianobacterias (CYA).

Table 4. Eigenvalues and percentage of the total variance explained by the temporal canonical correspondence analysis (CCA) of potentially harmful phytoplankton and cyanobacteria from March to October 2019 in the recreational beaches of Campeche, southeastern Gulf of Mexico.

Tabla 4. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica (ACC) temporal de fitoplancton y cianobacterias potencialmente nocivos de marzo a octubre de 2019 en las playas recreativas de Campeche, sureste del golfo de México.

Axes	Eigenvalues	Species-environmental correlations	Cumulative percentage variation
1	0.025	0.490	46.4
2	0.022	0.393	86.9
3	0.007	0.210	100.0
4	0.215	0.000	0.0
Test of significance of first canonical axis		$F = 0.969$	$P = 0.912$
Test of significance of all canonical axes		$F = 0.715$	$P = 0.818$

In this study, the presence of the planktonic-benthic pennate diatom *C. closterium* is worth highlighting, as it is an indicator of eutrophication, which reinforces the hypothesis of the association between polluting anthropogenic contributions and HABs in the area. *Cylindrotheca closterium* blooms have been reported previously in Mexican seas, in the northwestern Pacific, the southeastern Gulf of Mexico, and the coastal waters of northern Yucatán (Poot-Delgado et al. 2016). In September 2016, a bloom of *C. closterium* (1.0×10^5 cell·L⁻¹) was recorded in a coastal area receiving wastewater discharge from a shrimp farm near Sombrierón, Campeche (Poot-Delgado and Okoldkov 2020). It should be noted that *C. closterium* is present in large numbers throughout the year, although mainly from mid-May to mid-October in the coastal waters of northern Yucatán; thus, its seasonality remains undefined (Merino-Virgilio et al. 2019), which is consistent with our observations in the present study.

The genus *Pseudo-nitzschia* includes several species that produce a neurotoxin called domoic acid, which causes intoxication in humans who have consumed contaminated shellfish. This genus was present in almost all stations, including several unidentified species, with a maximum abundance of 5.5×10^4 cell·L⁻¹ recorded in Payucan in May. *Pseudo-nitzschia* blooms on the Campeche coasts have occurred in 2005, 2008, 2011, 2017, and 2018, generally from June to September and from October to January, with abundance values ranging from 6.0×10^3 to 6.4×10^5 cell·L⁻¹ (Poot-Delgado et al. 2021b). These records agree with what was shown in the present study, although our data are insufficient to define a monthly pattern.

In the southern coastal zone of the Gulf of Mexico, the dinoflagellate *B. quinquecornis* has been frequently observed

Payucan in May. Florecimientos de *Pseudo-nitzschia* en las costas de Campeche ocurrieron en 2005, 2008, 2011, 2017 y 2018, generalmente de junio a septiembre y de octubre a enero, con valores de abundancia que oscilan entre 6.0×10^3 y 6.4×10^5 cél·L⁻¹ (Poot-Delgado et al. 2021b). Estos registros concuerdan con lo registrado en el presente estudio, aunque nuestros datos son insuficientes para definir un patrón mensual.

En la zona costera del sur del golfo de México, el dinoflagelado *B. quinquecornis* se ha observado frecuentemente en florecimientos y está ampliamente distribuido (Pérez-Morales et al. 2015, Aké-Castillo y Poot-Delgado 2016). Dada su inocuidad para la salud humana, no ha justificado un programa de seguimiento por parte de la Secretaría de Salud de México. De hecho, no se ha reportado la producción de toxinas o compuestos nocivos en *B. quinquecornis*, pero al igual que otras microalgas no tóxicas, sigue siendo perjudicial para los recursos marinos naturales (Biswas et al. 2014). Por ejemplo, en altas densidades, *B. quinquecornis* obstruye las branquias de los peces, provocando la muerte por asfixia (Alkawri et al. 2016). Además, cuando muere una población de esta microalga, sus restos se descomponen al hundirse, oxidándose y agotando el oxígeno disuelto en la columna de agua (Gárate-Lizárraga y Muñetón-Gómez 2008). Estos procesos promueven la hipoxia y la anoxia, lo que resulta en la muerte de organismos marinos durante estos eventos (Anderson et al. 2002). Por tanto, *B. quinquecornis* plantea un riesgo potencial para la calidad de las playas recreativas.

Un aspecto que merece especial atención es la presencia de especies que pueden producir las ficotoxinas reportadas

in blooms and is widely distributed (Pérez-Morales et al. 2015, Aké-Castillo and Poot-Delgado 2016). Given its innocuousness for human health, it has not warranted a monitoring program by the Mexican Ministry of Health. Indeed, the production of toxins or harmful compounds has not been reported in *B. quinquecornis*, but like other non-toxic microalgae, it is still harmful to natural marine resources (Biswas et al. 2014). For example, in high densities, *B. quinquecornis* obstructs fish gills, causing death by suffocation (Alkawri et al. 2016). Furthermore, when a population of this microalgae dies, their remains decompose as they sink, oxidizing and depleting dissolved oxygen in the water column (Gárate-Lizárraga and Muñetón-Gómez 2008). These processes promote hypoxia and anoxia, resulting in the deaths of marine organisms during these events (Anderson et al. 2002). Therefore, *B. quinquecornis* poses a potential risk to the quality of recreational beaches.

An aspect that deserves particular attention is the presence of species that may produce the phycotoxins reported in this study (see Table 4). These species were observed in low abundance, ranging from 10^2 to 10^5 cell·L⁻¹. However, this does not preclude the potential occurrence of toxic HABs. In this regard, there is evidence of the presence of 2 of the most powerful paralyzing toxins (Saxitoxin [STX] and Neo-Saxitoxin [NeoSTX]), which are similar to those described in some wild isolates of *P. bahamense* from other latitudes or cultivated strains (Núñez-Vázquez et al. 2022). In previous studies, Poot-Delgado et al. (2014) and Poot-Delgado (2016) reported that the abundance of *P. bahamense* did not exceed 10^5 cell·L⁻¹. However, given the records of paralyzing marine toxins, ciguatoxins, tetrodotoxin, and analog compounds, as well as domoic acid in fish collected from the Campeche coast (Núñez-Vázquez et al. 2022), the emerging problems and potential risks associated with potentially harmful phytoplankton species that are either rare or occur in low abundance, deserve to be highlighted.

Although human intoxication is mainly related to the ingestion of seafood contaminated with toxins produced by several species of HABs-forming microalgae, intoxication due to direct ingestion of seawater or inhalation cannot be ruled out. The health authorities have no records of such an event to date. However, this may be due to clinical symptoms being masked by other health conditions, leading to a misdiagnosis of intoxicated individuals based on symptoms similar to those of other diseases. This has happened with brevetoxin poisoning at different latitudes on the Atlantic coast, resulting in bias, poor estimates, or underreporting of HABs-related intoxication events (Pérez-Morales and Band-Schmidt 2011 and references therein).

Another indicator of the effect of anthropogenic stressors along the coasts in the study area is the high abundance of cyanobacteria, which has been accompanied by low salinities (Gómez-Figueroa et al. 2023). When coupled with high temperatures (>20 °C), these conditions may favor the growth of cyanobacteria and be closely related to eutrophication

en este estudio (ver Tabla 4). Estas especies se observaron en abundancia baja, oscilando entre 10^2 y 10^5 cél·L⁻¹. Sin embargo, esto no excluye la posible aparición de los FAN tóxicos. En este sentido, existe evidencia de la presencia de 2 de las toxinas paralizantes más potentes (Saxitoxina [STX] y Neo-Saxitoxina [NeoSTX]), similares a las descritas en algunos aislados silvestres de *P. bahamense* de otras latitudes o cepas cultivadas (Núñez-Vázquez et al. 2022). En estudios previos, Poot-Delgado et al. (2014) y Poot-Delgado (2016) reportaron que la abundancia de *P. bahamense* no superó las 10^5 cél·L⁻¹. Sin embargo, dados los registros de toxinas marinas paralizantes, ciguatoxinas, tetrodotoxinas y compuestos análogos, y ácido domoico en peces recolectados en la costa de Campeche (Núñez-Vázquez et al. 2022), merecen destacarse los problemas emergentes y los riesgos potenciales que se asocian con especies de fitoplancton potencialmente nocivos que son poco comunes o se encuentran en baja abundancia.

Aunque la intoxicación humana está relacionada principalmente con la ingestión de mariscos contaminados con toxinas producidas por varias especies de microalgas formadoras de FAN, no se puede descartar la intoxicación por ingestión directa de agua de mar o por inhalación. Las autoridades sanitarias no tienen registros de ningún evento hasta el momento. Sin embargo, esto puede deberse a que los síntomas clínicos están enmascarados por otras condiciones de salud, lo que lleva a un diagnóstico erróneo de personas intoxicadas basándose en síntomas similares a los de otras enfermedades. Esto ha sucedido con la intoxicación por brevetoxina en diferentes latitudes de la costa atlántica, lo que ha resultado en sesgos, estimaciones deficientes o subregistros de eventos de intoxicación relacionados con las FAN (Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011 y referencias en este).

Otro indicador del efecto de factores estresantes antropogénicos a lo largo de las costas del área de estudio es la alta abundancia de cianobacterias, la cual se acompaña de bajas salinidades (Gómez-Figueroa et al. 2023). Cuando se combinan con altas temperaturas (>20 °C), estas condiciones pueden favorecer el crecimiento de cianobacterias y estar estrechamente relacionadas con procesos de eutrofización (Anderson et al. 2002). Además, algunos géneros de cianobacterias son potencialmente tóxicos para los humanos (Chorus y Bartram 1999) y su presencia reduce la calidad de las playas recreativas.

Las cianobacterias del género *Anabaena* mostraron valores de abundancia de 10^4 cél·L⁻¹ en este estudio y estuvieron presentes en prácticamente todas las estaciones de muestreo. Una de las principales características de las especies de *Anabaena* es la producción de sustancias químicas con olor a tierra y humedad (geosmina). Otro género de cianobacterias observado en el presente estudio es *Trichodesmium*, con valores de 10^4 cél·L⁻¹. Los florecimientos de *Trichodesmium* causan irritación de la piel por contacto directo y trastornos gastrointestinales si se ingiere agua contaminada con estas

processes (Anderson et al. 2002). In addition, some cyanobacteria genera are potentially toxic to humans (Chorus and Bartram 1999), with their presence lowering the quality of recreational beaches.

Cyanobacteria of the genus *Anabaena* showed abundance values of 10^4 cell·L⁻¹ in this study and were present in virtually all sampling stations. One of the main characteristics of *Anabaena* species is the production of chemicals with an earthy and musty odor (geosmin). Another genus of cyanobacteria observed in the present study is *Trichodesmium*, with values of 10^4 cell·L⁻¹. *Trichodesmium* blooms cause skin irritation through direct contact and gastrointestinal disorders if water contaminated with these cyanobacteria is ingested (Wiśniewska et al. 2019), negatively affecting public health. In addition, a very potent neurotoxic chemical was isolated from a mixed culture of *Trichodesmium thiebautii* and *Trichodesmium erythraeum* collected from a bloom in the eastern Caribbean (Landsberg 2002). Although *Karenia* sp. were observed in very low abundance or were absent from most sampling stations, it should be noted that these species are targets in the monitoring programs conducted by health authorities. Indeed, *Karenia* spp. have been reported in variable abundance in different locations on the coasts of the Gulf of Mexico, from Tamaulipas to Yucatán, causing isolated HABs events (Aké-Castillo 2011, Pérez-Morales and Band-Schmidt 2011, Soto et al. 2012, Merino-Virgilio et al. 2013, Muciño-Márquez et al. 2015, Poot-Delgado et al. 2018).

It should be noted that the working document issued by the health authorities for phytoplankton sampling includes *G. catenatum*, *Pseudo-nitzschia* spp., and *K. brevis* in the list of sentinel species, with maximum allowable limits of 5.0×10^3 , 5.0×10^5 , and 5.0×10^3 cell·L⁻¹, respectively. These maximum allowable limits for toxic phytoplankton in seawater lack sufficient scientific evidence and do not consider the scientific studies conducted on the coasts of Mexico. In addition, as the potentially harmful phytoplankton and cyanobacteria reported in this study are not listed in the document mentioned above, our findings reinforce the importance of an urgent update of NMX-AA-120-SCFI-2016, which establishes guidelines and the foundations of applicable working documents.

It is important to highlight that during the study period, no changes were observed in the color of seawater in the study beaches, which is probably due to the low cell densities of 10^2 to 10^3 cell·L⁻¹, with isolated abundance values of 10^4 to 10^6 cell·L⁻¹. This is a problem for health authorities because HABs cannot be visually identified to issue precautionary alerts. Finally, little has been investigated in this region on the effects of bioaerosols of microalgae and cyanobacteria transported by sea breeze, which may be responsible for several public health problems, including allergies, inflammatory responses, skin irritation, burning eyes, rhinitis, and multiple respiratory issues, as have been recorded in various studies conducted in the northern Gulf of Mexico, primarily in Florida in the United States (see the review conducted by Pérez-Morales and Band-Schmidt 2011).

cyanobacterias (Wiśniewska et al. 2019), lo que afecta negativamente a la salud pública. Además, en años recientes se aisló una sustancia química neurotóxica muy potente de un cultivo mixto de *Trichodesmium thiebautii* y *Trichodesmium erythraeum* recolectados de una proliferación en el Caribe oriental, que también podría causar un impacto negativo en la salud pública (Landsberg 2002). Aunque las células de *Karenia* sp. se observaron en muy baja abundancia o estuvieron ausentes en la mayoría de las estaciones de muestreo, se debe notar que estas especies son objetivos de los programas de monitoreo realizados por las autoridades sanitarias. De hecho, *Karenia* spp. se han reportado en abundancia variable en diferentes localidades de las costas del golfo de México, desde Tamaulipas hasta Yucatán, provocando eventos aislados de FAN (Aké-Castillo 2011, Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011, Soto et al. 2012, Merino-Virgilio et al. 2013, Muciño-Márquez et al. 2015, Poot-Delgado et al. 2018).

Cabe señalar que el documento de trabajo emitido por las autoridades sanitarias para el muestreo de fitoplancton incluye a *G. catenatum*, *Pseudo-nitzschia* spp. y *K. brevis* en la lista de especies centinela, con límites máximos permitidos de 5.0×10^3 , 5.0×10^5 y 5.0×10^3 cél·L⁻¹, respectivamente. Estos límites máximos permisibles de fitoplancton tóxico en agua de mar carecen de evidencia científica suficiente y no consideran los estudios realizados en las costas de México. Además, como el fitoplancton y las cianobacterias potencialmente nocivos reportados en este estudio no están listados en el documento mencionado anteriormente, nuestros hallazgos refuerzan la importancia de una actualización urgente de la NMX-AA-120-SCFI-2016, que establece lineamientos y fundamentos para documentos de trabajo aplicables.

Es importante resaltar que durante el periodo de estudio no se observaron cambios en el color del agua de mar en las playas, lo que probablemente se deba a las bajas abundancias de células de 10^2 a 10^3 cél·L⁻¹, con valores de abundancia aislados de 10^4 a 10^6 cél·L⁻¹. Esto es un problema para las autoridades sanitarias porque las FAN no pueden identificarse visualmente para emitir alertas de precaución. Finalmente, poco se ha investigado en esta región sobre los efectos de los bioaerosoles de microalgas y cianobacterias transportados por la brisa marina, que pueden ser responsables de varios problemas de salud pública, entre ellos alergias, respuestas inflamatorias, irritación de la piel, ardor en los ojos, rinitis y múltiples enfermedades respiratorias, como han reportado diversos estudios realizados en el norte del golfo de México, principalmente en Florida, Estados Unidos (ver la revisión realizada por Pérez-Morales y Band-Schmidt 2011).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo financiero brindado por COSDAC-SEP (P021:18:P03). CAPD agradece la beca

ACKNOWLEDGMENTS

The financial support provided by COSDAC-SEP (P021:18:P03) is appreciated. CAPD appreciates the post-doctoral scholarship granted by CONAHCYT (Estancias posdoctorales por México 2022). Authors thank Environ. Eng. Javier I. López-Ruiz for preparing the location map. We also thank M.Sc. María Elena Sánchez-Salazar for English language editing. Anonymous reviewers kindly improved the manuscript.

Copyediting by MacTavish Scientific Editing.

REFERENCES

- Aké-Castillo JA. 2011. Temporal dynamics of *Trichodesmium erythraeum* (Cyanophyta) in the National Park “Sistema Arrecifal Veracruzano” in the Gulf of Mexico. *J Environ Biol.* 32:395-399.
- Aké-Castillo JA, Poot-Delgado CA. 2016. FAN en el golfo de México: panorama general sobre eventos y especies. In: García-Mendoza E, Quijano-Scheggia SJ, Olivos-Ortiz A, Núñez-Vázquez EJ (eds.), *Florecimientos algales nocivos en México*. Ensenada (BC, Mexico): CICESE. p. 298-307.
- Alkawri A, Al Areeki M, Alsharaby K. 2016. The first recorded bloom of *Protoberidinium quinquecorne* and its link to a massive fish kill in Yemeni coastal waters. *South. Red Sea. Plankton Benthos Res.* 11(2):75-78.
- Andersen P, Thronsen J. 2004. Estimating cell numbers. In: Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD (eds.), *Manual on Harmful Marine Microalgae; Monographs on Oceanographic Methodology* no. 11. Paris (France): UNESCO Publishing: Place de Fontenoy. p. 99-130.
- Anderson DM. 2009. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean Coast Manag.* 52(7):342-347. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.04.006>
- Anderson DM, Andersen P, Bricej VM, Cullen JJ, Rensel JE. 2001. Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters. *IOC Technical Series.* 59:1-268.
- Anderson DM, Glibert PM, Burkholder JM. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries.* 25(4b):704-726. <https://doi.org/10.1007/BF02804901>
- Biswas SN, Rakshit D, Sarkar SK, Sarangi RK, Satpathy KK. 2014. Impact of multispecies diatom bloom on plankton community structure in Sundarban mangrove wetland, India. *Mar Pollut Bull.* 85:306-311.
- Boyer JN, Sterling P, Jones RD. 2000. Maximizing information from a water quality monitoring network through visualization techniques. *Estuar Coast Shelf S.* 50(1):39-48. <https://doi.org/10.1006/ecss.1999.0530>
- Chorus I, Bartram J. 1999. *Toxic cyanobacteria in water: A guide to public health significance, monitoring and management*. 1st ed. London (UK): CRC Press. 432 p. <https://doi.org/10.1201/9781482295061>
- Daniel WW. 1993. *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud [Biostatistics. Basis for health science analysis]*. Mexico City (Mexico): Limusa. 665 p.
- [DOF] Diario Oficial de la Federación. 2016 Dic 7. Norma Oficial Mexicana NMX-AA-120-SCFI-2016, Que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas = Establishes the requirements and regulations of sustainability of quality for beaches. Mexico City (Mexico): Secretaría de Economía. 80 p.
- Gárate-Lizárraga I and Muñeton-Gómez MS. 2008. Bloom of *Peridinium quinquecorne* Abé in La Ensenada de La Paz, gulf of California (July 2003). *Acta Botánica Mexicana.* 83:33-47.
- Glibert PM. 2020. Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae.* 91:101583. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.001>
- Glibert PM, Burkholder JM. 2018. Causes of harmful algal blooms. In: Shumway S, Burkholder JM, Morton SL (eds.), *Harmful algal blooms: A compendium desk reference*. Singapore: Wiley Blackwell. p. 1-38.
- Gómez-Figueroa JA, Rendón-von Osten J, Poot-Delgado CA, Dzul-Caamal R, Okolodkov YB. 2023. Seasonal response of major phytoplankton groups to environmental variables along the Campeche coast, southern Gulf of Mexico. *Phycology.* 3(2):270-279. <https://doi.org/10.3390/phycolgy3020017>
- Gowen RJ, Tett P, Bresnan E, Davidson K, McKinney A, Harrison PJ, Milligan S, Mills DK, Silke J, Crooks AM. 2012. Anthropogenic nutrient enrichment and blooms of harmful phytoplankton. In: Gibson RN, Atkinson RJA, Gordon JDM, Hughes RN (eds.), *Oceanography and Marine Biology*. USA: Taylor & Francis Group. p. 65-126.
- Gracia A, Vázquez GF, Enciso-Sánchez G, Alexander-Valdés HM. 2014. Composición y volumen de contaminantes de las descargas costeras al Golfo de México. In: Botello AV, Rendón von Osten J, Benítez JA, Gold-Bouchot G (eds.), *Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Campeche (Mexico): UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. p. 87-816.
- Hallegraeff GM. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *J Phycol.* 46(2):220-235. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x>
- Hallegraeff GM, Anderson DM, Cembella AD, Enevoldsen HO. 2004. *Manual on Harmful Marine Microalgae*. 2nd rev ed. Paris (France): UNESCO-Monographs on Oceanographic Methodology 11. 793 p. > <https://doi.org/10.25607/OBP-1370>
- Hermosilla JG. 1973. Contribución al conocimiento sistemático de los dinoflagelados y tintínidos del Archipiélago Juan Fernández. *B Soc Biol Concepción.* 46:11-36.
- Kruk C, Vidal L, Aubriot L, Bonilla S, Brena B. 2009. Metodologías de análisis de cianobacterias. In: Bonilla S (ed.), *Cianobacterias planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión*. Technical Document No. 16. Montevideo (Uruguay): UNESCO. p. 19-26

- Landsberg JH. 2002. The effects of harmful algal blooms on aquatic organisms. *Rev Fish Sci.* 10(2):113-390.
<https://doi.org/10.1080/20026491051695>
- Lassus P, Chomérat N, Hess P, Nézan E. 2016. Toxic and harmful microalgae of the World Ocean. Denmark: International Society for the Study of Harmful Algae/IOC Manuals and Guides, 68. 533 p.
- Licea S, Moreno-Ruiz JL, Luna R. 2016. Checklist of diatoms (*Bacillariophyceae*) from the southern Gulf of Mexico: Database (1979-2010) and new records. *J Biodivers Endanger Species.* 4(3):1000174.
<https://doi.org/10.4172/2332-2543.1000174>
- Licea S, Zamudio ME, Luna R, Soto J. 2004. Free-living dinoflagellates in the southern Gulf of Mexico: Report of data (1979-2002). *Phycol Res.* 52(4):419-428.
- Lundholm N, Churro C, Fraga, S, Hoppenrath M, Iwataki M, Larsen J, Mertens K, Moestrup Ø, Zingone A (eds.). 2009. IOC-UNESCO Taxonomic reference list of harmful micro algae. [place unknown]: WORMS; [accessed 2020 Feb 01]. <https://www.marinespecies.org/hab>.
<https://doi.org/10.14284/362>
- McPartlin DA, Loftus JH, Crawley AS, Silke J, Murphy CS, O'Kennedy RJ. 2017. Biosensors for the monitoring of harmful algal blooms. *Curr Opin Biotechnol.* 45:164-169.
<https://doi.org/10.1016/j.copbio.2017.02.018>
- Merino-Virgilio FC, Okolodkov YB, Aguilar-Trujillo AC, Herrera-Silveira JA. 2013. Phytoplankton of the northern coastal and shelf waters of the Yucatan Peninsula, southeastern Gulf of Mexico, Mexico. *Check List.* 9(4):771-779.
<https://doi.org/10.15560/9.4.771>
- Merino-Virgilio FC, Okolodkov YB, Aguilar-Trujillo AC, Osorio-Moreno I, Gárate-Lizárraga I, Ector L, Herrera-Silveira JA. 2019. Blooms caused by the diatom *Cylindrotheca closterium* along the northern coast of Yucatan, southeastern Gulf of Mexico (2001-2014). In: Kovács A, Nagy P. (eds.), *Advances in Marine Biology*. Hauppauge (NY): Nova Science Publishers, Inc. p. 57-72.
- Muciño-Márquez RE, Figueroa-Torres MG, Aguirre-León A. 2015. Cianofitas de los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la Laguna de Términos, Campeche, México = Cyanophyta in fluvio-lagoon systems Pom-atasta and Palizada del Este, Laguna de Términos, Campeche, Mexico. *Polibotánica.* 39:49-78.
- Núñez-Vázquez EJ, Poot-Delgado CA, Turner AD, Hernández-Sandoval FE, Okolodkov YB, Fernández-Herrera LJ, Bustillos-Guzmán JJ. 2022. Paralytic shellfish toxins of *Pyrodinium bahamense* (Dinophyceae) in the southeastern Gulf of Mexico. *Toxins.* 14(11):760.
<https://doi.org/10.3390/toxins14110760>
- Parsons ML, Okolodkov YB, Aké-Castillo JA. 2012. Diversity and morphology of the species of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) of the national park Sistema Arrecifal Veracruzano, SW Gulf of Mexico = Diversidad y morfología de las especies de *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) del parque nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, suroeste del Golfo de México. *Acta Bot Mex.* 98:51-72.
- Pérez-Morales A, Aké-Castillo JA, Okolodkov YB, Campos-Bautista G. 2015. Harmful algal blooms and eutrophication off the coast of the Port of Veracruz, southwestern Gulf of Mexico = Florecimientos algales nocivos y eutrofización frente a la costa del Puerto de Veracruz, suroeste del Golfo de México. *Revista Digital E-BIOS.* 2(8):21-33.
- Pérez-Morales A, Band-Schmidt CJ. 2011. Brevetoxinas en las costas de México: efectos potenciales en la salud pública. *CICIMAR Océanides.* 26(2):59-68.
- Pérez-Morales A, Band-Schmidt CJ, Martínez-Díaz SF. 2017. Mortality on zoea stage of the Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* caused by *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae) and *Chattonella* spp. (Raphidophyceae). *Mar Biol.* 164(3):57
<https://doi.org/10.1007/s00227-017-3083-3>
- Pérez-Morales A, Band-Schmidt CJ, Ortiz-Galindo JL, Sobrino-Figueroa AS. 2014. Mortality in the initial ontogeny of *Paralabrax maculatofasciatus* (Actinopterygii, Perciformes, Serranidae) caused by *Chattonella* spp. (Raphidophyceae). *Hydrobiologia.* 722:247-261.
<https://doi.org/10.1007/s10750-013-1707-2>
- Poot-Delgado CA. 2016. Florecimientos algales nocivos en las costas de Campeche, golfo de México. *Investigación y Ciencia.* 68:91-96.
<https://doi.org/10.33064/iycuaa2016682264>
- Poot-Delgado CA, Okolodkov YB. 2020. Bloom of *Cylindrotheca closterium* originating from shrimp culture discharges in the SE Gulf of Mexico. *Harmful Algae News.* 66:10.
<http://doi.org/10.5281/zenodo.5109747>
- Poot-Delgado CA, Okolodkov YB, Aké-Castillo JA, Rendón-von Osten J. 2018. Potentially harmful cyanobacteria in oyster banks of Términos lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Acta Biolo Colomb.* 23(1):51-58.
<https://doi.org/10.15446/abc.v23n1.65809>
- Poot-Delgado CA, Okolodkov YB, Rendón-von Osten J. 2021a. Spatio-temporal variation of harmful planktonic microalgae and cyanobacteria along the central coast of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol.* 108:15-23.
<https://doi.org/10.1007/s00128-021-03203-w>
- Poot-Delgado CA, Rendón-von Osten J, Okolodkov YB, Lara-Flores M. 2021b. Water quality assessment in the coastal zone of Campeche, southeastern Gulf of Mexico. *Cymbella.* 7(3):79-99.
- Poot-Delgado CA, Rosado-García PI, Guzmán-Noz YA. 2014. Fitoplancton marino potencialmente nocivo en las aguas costeras de Campeche. In: Botello AV, Rendón von Osten J, Benítez JA, Gold-Bouchot G (eds.), *Golfo de México. Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. Campeche (Mexico): UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. p. 117-132.
- Reguera B, Méndez S, Alonso R. 2016. Quantitative analysis of microalgae: general considerations. In: Reguera B, Alonso R, Moreira A, Méndez S, Dechraoui-Bottein MY (eds.), *Guide for Designing and Implementing a Plan to Monitor Toxin-producing Microalgae*. 2nd ed. IOC Manuals and Guides, No. 59. Paris and Vienna: [IOC] Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO and [IAEA] International Atomic Energy Agency. p. 31-33.
- Soto IM, Hu Ch, Steidinger K, Muller-Karger F, Cannizzaro J, Wolny J, Cerdeira-Estrada S, Santamaría-del-Ángel E, Tafoyadel-Ángel F, Álvarez-Torres P, et al. 2012. Binational collaboration to study Gulf of Mexico's harmful algae. *Trans Am Geophys Union.* 93(5):49-50.
<https://doi.org/10.1029/2012EO050002>
- Steidinger KA, Meave del Castillo ME (eds.) 2018. *Guide to the identification of harmful microalgae in the Gulf of Mexico, Volume I: Taxonomy*. St. Petersburg (FL): Florida Fish and Wildlife Research Institute. 394 p.
- Ter Braak CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology.* 67(5):1167-1179.
<https://doi.org/10.2307/1938672>
- Testai E. 2021. Saxitoxins or paralytic shellfish poisons. In: Chorus I, Welker M (eds.), *Toxic Cyanobacteria in Water*. Boca Raton (FL): CRC Press, World Health Organization. p. 94-108
- [UNESCO] United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 2009. *Cyanobacterias Planctónicas del Uruguay*.

- Manual para la identificación y medidas de gestión. Technical Document PHI-LAC, No. 16. Uruguay: UNESCO. 106 p.
- Utermöhl H. 1958. Methods of collecting plankton for various purposes are discussed = Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Verh Int Ver Theor Angew Limnol. 9(1):1-38.
<https://doi.org/10.1080/05384680.1958.11904091>
- Vargo G. 2009. Review. A brief summary of the physiology and ecology of *Karenia brevis* Davis (G Hansen and Moestrup comp. nov.) red tides on the West Florida Shelf and hypotheses posed for their initiation, growth, maintenance, and termination. Harmful Algae 8(4):573-584.
<https://doi.org/10.1016/J.HAL.2008.11.002>
- Vidal F, Sedan D, D'Agostino D, Cavalieri ML, Mullen E, Parot-Varela MM, Flores C, Caixach J, Andrinolo D. 2017. Recreational exposure during algal bloom in Carrasco beach, Uruguay: A liver failure case report. Toxins. 9(9):267.
<https://doi.org/10.3390/toxins9090267>
- [WHO] World Health Organization. 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Organización Mundial de la Salud. Geneva (Switzerland): WHO. 253 p.
- [WHO] World Health Organization. 2021. Guidelines on recreational water quality. Volume 1: Coastal and Fresh waters. Geneva (Switzerland): WHO. 164 p.
- Wiśniewska K, Lewandowska AU, Śliwińska-Wilczewska S. 2019. The importance of cyanobacteria and microalgae present in aerosols to human health and the environment-review study. Environ Int. 131:104964.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104964>