



FITOPLANCTON POTENCIALMENTE NOCIVO EN EL MUELLE LA PUNTILLA, LAGUNA DE TÉRMINOS, SURESTE DEL GOLFO DE MÉXICO

POTENTIALLY HARMFUL PHYTOPLANKTON AT THE PUNTILLA DOCK, TERMINOS LAGOON, SOUTHEASTERN GULF OF MEXICO

Carlos Antonio Poot-Delgado^{1*,2,3}, Yuri B. Okolodkov¹⁺, José Antolin Aké-Castillo^{1!} y Jaime Rendón von Osten⁴

¹Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Calle Hidalgo No. 617. Col. Río Jamapa. Boca del Río, Veracruz, México. C.P. 94290. * cpoot@itescham.edu.mx, + yuriokolodkov@yahoo.com, ! joseake@yahoo.com

²Instituto Tecnológico Superior de Champotón. Carr. Champotón-Isla Aguada Km. 2, El Arenal. Champotón, Camp., México. C.P. 24400.

³Centro de Estudios Tecnológicos del Mar en Campeche 02. Km. 1 Carretera Campeche-Hampolol. Col. Palmas. Campeche, Camp., México. C.P. 24027.

⁴Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, Camp., Apdo. Postal 520, México. C.P. 24030. jarendon1@gmail.com

ABSTRACT

In the coastal waters of the state of Campeche, basic information is needed on the presence of harmful phytoplankton species. For this purpose, in 2012-2013 over the course of a year, the water column was monitored monthly at the Puntilla dock, adjacent to Terminos Lagoon, SE Gulf of Mexico. Water temperature, salinity, pH, dissolved oxygen saturation and the abundance and composition of phytoplankton were determined. Both temperature and salinity were characterized by marked seasonal differences. The values of pH and oxygen suggested a predominance of photosynthetic activity. The potentially harmful dinoflagellate *Peridinium quinquecorne* (up to 1.5×10^6 cells L^{-1} in the rainy season) and *P. minimum* (up to 2.3×10^6 cells L^{-1} in the northern winds season) were found to be blooming. Harmful phytoplankton species were observed in highest abundances in the rainy and the northern winds seasons.

Keywords: seasonal changes, annual cycle, harmful phytoplankton, harmful algal blooms, Gulf of Mexico.

RESUMEN

Se requiere generar información básica de las aguas costeras del estado de Campeche sobre la presencia de especies nocivas de fitoplancton. Durante un año, mensualmente, se monitoreó la columna de agua, en el muelle la Puntilla, contiguo a la laguna de Términos en el sureste del golfo de México. Se midió la temperatura del agua, salinidad, pH, saturación de oxígeno disuelto, la abundancia y composición de fitoplancton. La temperatura y la salinidad se caracterizaron por diferencias estacionales marcadas. Los valores de pH y oxígeno sugirieron un predominio de la actividad fotosintética. Las abundancias máximas de dinoflagelados potencialmente nocivos *Peridinium quinquecorne* (hasta 1.5×10^6 céls L⁻¹) ocurrieron en la temporada de lluvias y *Prorocentrum minimum* (hasta 2.3×10^6 céls L⁻¹) en la temporada de nortes. Las especies nocivas de fitoplancton se observaron en abundancias más altas en la temporada de lluvias y nortes.

Palabras clave: cambios estacionales, ciclo anual, fitoplancton nocivo, florecimientos algales nocivos, golfo de México.

INTRODUCCIÓN

Existe el reconocimiento internacional de la ocurrencia de un incremento de los florecimientos algales nocivos (FAN) como respuesta a la aportación de nutrientes derivados de actividades antropogénicas (National Research Council, 2000). Esto ocasiona cambios en la producción primaria, el contenido de clorofila-*a* y la abundancia celular (Bricker et al., 2003), evidenciado por el aumento de FAN (Glibert et al., 2005), que producen respuestas tales como hipoxia y anoxia en la columna de agua (Kaas et al., 2005), provocando la mortandad de peces (Steidinger et al., 1998), moluscos (Shumway, 1990), pérdida de recursos naturales y cambios en la condición de los ecosistemas acuáticos (Anderson et al., 2012).

Band-Schmidt et al. (2011) observaron un incremento en el número de registros de FAN en las aguas marinas de México, así como el número de especies nocivas reportadas y sus efectos dañinos en los organismos silvestres (Gárate-Lizárraga et al 2014). Las toxinas producidas por el fitoplancton pueden ser bioacumuladas y biomagnificadas por diversos organismos acuáticos a lo largo de la cadena alimenticia (Fernández et al., 2002).

Recientemente, Núñez-Vázquez et al. (2013) reportaron el perfil de las toxinas paralizantes (dcGTX2, dcGTX3, GTX2, GTX3, NeoSTX y STX), que produce el dinoflagelado *Pyrodinium bahamense* en los peces *Sphoeroides* spp., probablemente, transmitidas vía moluscos bivalvos y otros invertebrados, que regularmente conforman parte de la dieta de estos peces en el litoral campechano (Colmenero et al., 1982) y que posteriormente son consumidos por los habitantes de los pueblos ribereños. Durante el periodo de 1980-2010, Poot-Delgado et al. (2011) determinaron la presencia de 14 casos de intoxicación humana por consumo de *Sphoeroides* spp. y *Lagocephalus laevigatus* con una mortalidad del 14.28%.

Puesto que para las aguas costeras de Campeche hay reportes cada vez más frecuentes de FAN, se requiere generar información básica de las especies causantes de diversas regiones y hábitats en diferentes épocas del año.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos mensuales de agosto de 2012 a septiembre de 2013, en el muelle de la Puntilla ($18^{\circ}37'52''\text{N}$, $91^{\circ}49'22''\text{W}$) adyacente a la laguna de Términos (Fig. 1). El área se caracteriza por presentar tres estaciones climáticas: temporada de secas de febrero a mayo (el periodo con baja precipitación atmosférica), temporada de lluvias de junio a septiembre y temporada de nortes (vientos predominantes del norte conocidos localmente como “nortes”) de octubre a enero (Ramos-Miranda et al., 2006).

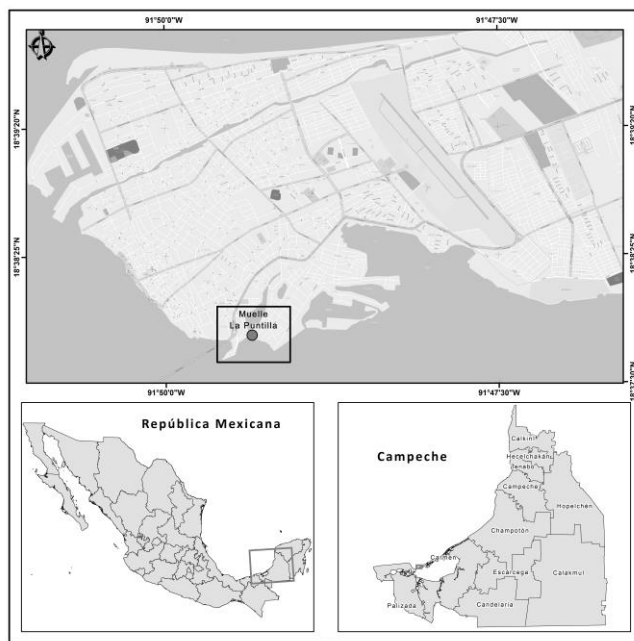


Fig. 1. Zona de estudio y localización del sitio de muestreo en el golfo de México.

Se colectaron muestras de agua de mar con una botella de plástico con un volumen de 250 ml, de la capa superficial de 10 cm, tomando una alícuota de 75 ml para analizar la abundancia y los taxa fitoplanctónicos (Lindahl, 1986). Las muestras se fijaron en el sitio, con una solución alcalina de Lugol (Utermöhl, 1958) y posteriormente se preservaron agregándoles una solución de formol neutralizado al 4% (Thronsdén, 1978). Adicionalmente, se realizaron arrastres horizontales circulares de 5 min, con una red cónica con luz de malla de 20 μm . El material recolectado se depositó en frascos de vidrio y se fijó con el mismo protocolo que la muestra para el análisis cuantitativo, para determinar las especies del fitoplancton. En el sitio de colecta se midieron las siguientes variables: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidad (UPS), pH y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%OD), mediante el uso de las sondas multiparamétricas Hanna, modelo HI9828, con un sensor modelo HI769828 y Hach modelo HQ40d (Hanna Instruments Inc., Woonsocket, Rhode Island, USA).

La identificación y cuantificación de las células de fitoplancton se llevó a cabo de acuerdo con el método de Utermöhl (1958), revisando 10 ml de la muestra, en un microscopio invertido Carl Zeiss Axio Observer.A1 equipado con objetivos de contraste de fases 10x/0.25 Ph1 ADL y LD 20x/0.30 Ph1. La observación e identificación de especies fitoplanctónicas se realizaron con muestras fijadas en un microscopio compuesto Motic BA-300 equipado con objetivos plano

acromáticos 4x/0.10, 10x/0.25, 20x/0.40, 40x/0.65 y 100x/1.25, empleando claves taxonómicas especializadas.

Algunas muestras se examinaron en el microscopio electrónico de barrido (MEB) JEOL JSM-7600F, a una distancia de trabajo de 15 a 21 mm y un voltaje a 5.0 kV después de un lavado preliminar en agua destilada, seguido por deshidratación en una serie de soluciones de etanol de concentración creciente (30, 50, 70, 90 y 100%), secado al aire en portaespecímenes 0.5" de aluminio y el recubrimiento por pulverización catódica con oro-paladio usando una metalizadora Polaron SC7640 de alta resolución (Quórum Technologies, Newhaven, East Sussex, U. K.).

Para establecer diferencias temporales (entre meses) y entre grupos de medianas de cada variable hidroquímica se aplicaron pruebas de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$) (Daniel, 1993). La rutina de cálculo se realizó con el programa Statgraphics Centurion XV, versión 18.2.06.

Para determinar los principales factores ambientales que afectan a los patrones de distribución de los grupos de especies de fitoplancton, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC), utilizando una matriz de factores ambientales y la abundancia de células (Ter Braak, 1986). Los datos fueron transformados a $\log_{10}$ (datos + 1) antes del análisis, debido a que (1) los datos no siguieron una distribución normal, y (2) existió una gran diferencia de magnitud entre los valores de los datos biológicos y físico-químicos. La importancia de los ejes del ACC fue probado usando un análisis de Monte Carlo con 199 permutaciones. La rutina de cálculo se realizó mediante el programa CANOCO, versión 201.4.56.

RESULTADOS

Parámetros fisicoquímicos

Durante el periodo de muestreo la temperatura promedio del agua fue de 28.60 °C. En la temporada de vientos del norte, se registró la temperatura mínima con un valor promedio de 26.97 °C y una máxima en la temporada de lluvias con un valor promedio de 31.13 °C. Se observaron diferencias significativas entre las temporadas climáticas ($F = 176.54$; $p < 0.05$). La salinidad promedio en la temporada de nortes fue 17.04 UPS y en la temporada de secas se registró un valor promedio máximo de 25.09 UPS. No se observaron diferencias significativas entre las temporadas climáticas ($F = 23.96$; $p > 0.05$).

En temporada de nortes el valor máximo del pH fue 8.24. Se observaron diferencias significativas entre las temporadas climáticas ($F = 43.69$; $p < 0.05$). En la temporada de lluvias, el valor promedio máximo de OD fue 172.67%. No se observaron diferencias significativas entre las temporadas climáticas ($F = 1.48$; $p > 0.05$) (Tabla 1).

Composición de la comunidad de fitoplancton

Se identificaron 136 especies; 66 diatomeas (52%), 33 dinoflagelados (25%), 23 cianobacterias (17%), 10 fitoflagelados no identificadas (5%) y cuatro especies de silicoflagelados (1%). La abundancia total promedio del fitoplancton fue 2.8×10^6 céls L⁻¹ con un valor mínimo de 4000 céls L⁻¹ y un máximo de 3.2×10^7 céls L⁻¹. Dentro de los grupos taxonómicos que integraron la comunidad del fitoplancton, los fitoflagelados pertenecientes al nanofitoplancton fueron los más abundantes. Como componente secundario, se observó al microfitoplancton, específicamente, los grupos de diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados.

Tabla 1. Resumen de las variables hidroquímicas medidas en el muelle la Puntilla, Ciudad del Carmen, Campeche, en 2012-2013 (media $\pm$ desviación estándar).

Temporada	T°C	Salinidad (UPS)	pH	%OD
Lluvias (junio-septiembre)	31.13 $\pm$ 0.51	23.01 $\pm$ 6.74	7.90 $\pm$ 0.32	172.67 $\pm$ 45.5
Vientos del norte (octubre-enero)	26.97 $\pm$ 2.51	17.04 $\pm$ 3.09	8.24 $\pm$ 0.21	134.00 $\pm$ 36.3
Secas (febrero-mayo)	28.40 $\pm$ 2.54	25.09 $\pm$ 6.79	7.02 $\pm$ 0.47	122.83 $\pm$ 19.67
D.S. $\div$ temporada	*		*	

*Diferencias significativas D.S. ($P < 0.05$, prueba de Kruskal-Wallis) entre las temporadas climáticas.

Especies potencialmente nocivas

La identificación de las especies en el MEB confirmó la identificación de los taxa a nivel de especie o de género realizada en el microscopio fotónico. De esta manera, los taxa observados se documentaron adecuadamente. Entre las características morfológicas diagnósticas y otras específicas necesarias para identificación correcta se encuentran, sobre todo, las fultopórtulas, rimopórtulas, espínas, número de elementos de frústula de diatomeas (estrías, fibulas, poros, etc. en 10 μ m), el número y posición de las placas tecaes en dinoflagelados y los detalles de su ornamentación (espinas, depresiones, poros de tricocistos, suturas entre las placas, etc.).

Se observó la presencia del fitoflagelado *Chattonella* sp. (Raphidophyceae) con una abundancia máxima de 9.2×10^5 céls L⁻¹ en temporada de lluvias y mínima de 3.6×10^4 céls L⁻¹ en temporada de secas (no fue posible identificarlos a nivel de especie) (Fig. 2a, Tabla 2).

Para el caso de las diatomeas; *Cylindrotheca closterium* presento un valor máximo de 3.2×10^5 céls L⁻¹ en temporada de lluvias (Fig. 2b, Tabla 2). En la misma temporada se observó un florecimiento de la diatomea *Cyclotella* sp. (valor máximo de 6.5×10^6 céls L⁻¹) (Fig. 2c, Tabla 2).

A lo largo del periodo de estudio estuvo presente el género *Pseudo-nitzschia* representado por especies tales como *Pseudo-nitzschia* cf. *seriata* con una abundancia máxima 6.3×10^5 céls L⁻¹ en temporada de nortes (Fig. 2d, Tabla 2) y *Rhizosolenia setigera* y *Thalassiosira* sp. con valores mínimos del orden de 10^3 (Fig. 2e, Tabla 2); *R. setigera* presentó un valor máximo de 2.8×10^5 céls L⁻¹ en la temporada de nortes (Tabla 2).

Se encontraron en las muestras dinoflagelados potencialmente nocivos; en temporada de lluvias se observó *Prorocentrum mexicanum* con una abundancia máxima de 15×10^4 céls L⁻¹ (Fig. f, Tabla 2), *Prorocentrum minimum* registro una máxima abundancia en temporada de nortes con un valor de 2.3×10^6 céls L⁻¹ (Fig. 2g, Tabla 2), *Peridinium quinquecorne* presentó una abundancia máxima en temporada de lluvias, con un valor de 1.5×10^6 céls L⁻¹ y abundancias variadas en las estaciones de secas y nortes (Fig. 2h, Tabla 2).

Tabla 2. Especies potencialmente nocivas observadas en el muelle la Puntilla, de la laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. *Grupo taxonómico (G.T.) se indica: flagelados (FLA), diatomeas (DIA), dinoflagelados (DIN) y cianobacterias (CIA). **Especies potencialmente tóxicas (EPT) para humanos (HU), peces (PE) y formadores de FAN (FFAN).

Especies	G.T.*	EPT**	Lluvias	Nortes	Secas
<i>Pseudo-nitzschia</i> cf. <i>seriata</i> ¹	DIA	HU	48000	627000	149000
<i>Prorocentrum minimum</i> ²	DIN	HU?	116608	2363000	9000
<i>Trichodesmium</i> ³	CIA	HU	306000	59000	-
<i>Anabaena</i> sp. ³	CIA	HU	438000	56000	25000
<i>Cylindrospermopsis cuspis</i> ³	CIA	HU	-	330000	-
<i>Chattonella</i> sp. ⁴	FLA	PE	928000	524000	36000
<i>Thalassiosira</i> sp. ⁵	DIA	PE	114000	4000	4000
<i>Prorocentrum mexicanum</i> ⁵	DIA	FFAN	15000	-	7000
<i>Cyclotella</i> sp. ⁵	DIA	FFAN	6500469	-	-
<i>Cylindrotheca closterium</i> ⁵	DIA	FFAN	307747	236000	325000
<i>Peridinium quinquecorne</i> ⁵	DIN	FFAN	1532771	204000	11000
<i>Rhizosolenia setigera</i> ⁵	DIA	FFAN	4000	60900	16000

¹Especie conocida como potencialmente toxica: causante de intoxicación paralítica por mariscos (PSP) (IOC, 2002).

²Responsable de mortalidad en bioensayo ratón, a través de una toxina soluble en agua. Sin embargo, no hay datos que indican los impactos a los consumidores humanos (Grzebyk et al., 1997).

³Especies conocidas como potencialmente tóxicas: microcistina LR, lipopolisacaridos (LPS), microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a (S), saxitoxina, cilindrospermopsina, neosaxitoxina and neosaxitoxina (UNESCO, 2009).

⁴Especies que se sabe o se sospecha que causan pérdidas de peces en maricultura (Anderson et al., 2001).

⁵Especies que se sabe que producen florecimientos en otros lugares (Anderson et al., 2001) o que las abundancias de vez en cuando alcanzan concentraciones superiores a 10⁶ céls L⁻¹.

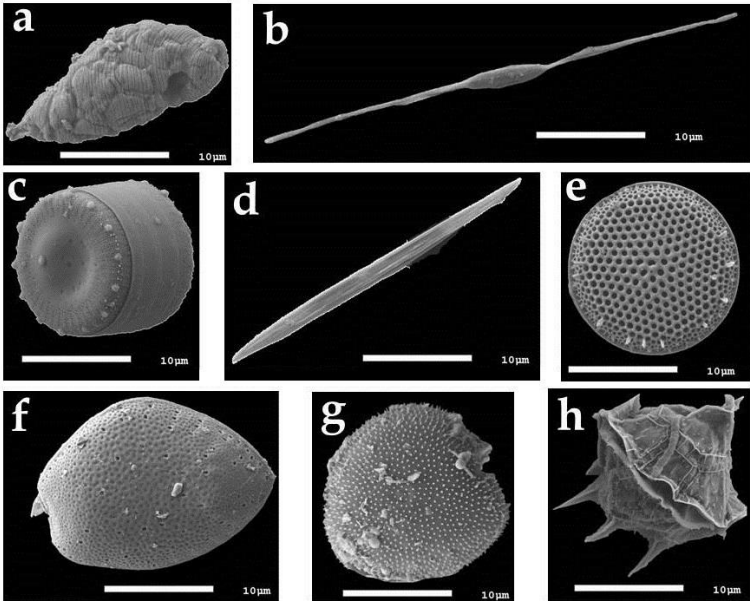


Fig. 2. Microfotografías (MEB) de fitoflagelados (a) rafidofíceas, (b-e) diatomeas, (f-h) dinoflagelados nocivos en el muelle la Puntilla, Ciudad del Carmen, Campeche, en 2012-2013. a) *Chattonella* sp., b) *Cylindrotheca closterium*, c) *Cyclotella* sp., d) *Pseudo-nitzschia* sp., e) *Thalassiosira* sp., f) *Prorocentrum mexicanum*, g) *Prorocentrum minimum*, h) *Peridinium quinquecorne*.

Las cianobacteria *Anabaena* sp. estuvo presente durante todo el periodo de estudio (valor máximo de 4.3×10^5 céls L⁻¹) (Tabla 2). En temporada de nortes se registró un florecimiento de *Cylindrospermopsis cuspidis*, con 1.3×10^6 céls L⁻¹, perdurando hasta noviembre de 2012 con un valor de 2.4×10^3 céls L⁻¹.

Relación entre los parámetros físico-químicos y el fitoplancton nocivo

El efecto del conjunto de variables físico-químicas en la composición de especies de fitoplanctónicas nocivas fue probado usando ACC. Según lo indicado por el ACC, la respuesta de las especies a las variables físico-químicas se explica principalmente por los tres primeros ejes (47.2%; Tabla 3). La correlación entre las especies y las variables físico-químicas fue baja ($r \approx 0.5$). En el ACC, todos los ejes canónicos no fueron estadísticamente significativos ($p > 0.05$, Monte Carlo).

Tabla 3. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica temporal en el muelle la Puntilla, Ciudad del Carmen, Campeche, en 2012-2013.

Ejes	Eigenvalores	Especies-correlaciones ambientales	Variación porcentual acumulada
1	0.129	0.935	32.3
2	0.039	0.684	42.3
3	0.020	0.544	47.2
4	0.006	0.522	48.7
Prueba de significancia del primer eje canónico	F = 2.869		$p = 0.0520$
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos	F = 1.424		$p = 0.1640$

DISCUSIÓN

La temperatura y la salinidad en el muelle la Puntilla presentaron una marcada estacionalidad. La variabilidad de la temperatura refleja el cambio estacional en la insolación, lo que promueve una mayor evaporación y por consiguiente una mayor concentración de sales en los meses previos al inicio de la temporada de lluvias (Ramos-Miranda et al., 2006).

La salinidad es un factor de regulación primordial para la composición de especies del fitoplancton (Badylak y Phlips, 2004), determina la distribución o la aparición de FAN, junto con la disponibilidad de nutrientes que regulan la tasa de crecimiento, la biomasa y la duración del florecimiento (Vargo, 2009). Esto se pudo observar en el área de estudio, con el registro de proliferaciones de las cianobacterias *Anabaena* y *Oscillatoria*, asociadas a una baja en la salinidad durante la estación de lluvias. Bach et al. (2005) mencionan que hay un flujo de agua neto de este a oeste en la laguna, los ríos vierten grandes volúmenes de agua dulce a la laguna, lo que provoca una disminución de la salinidad en todo el estuario, acompañadas de temperaturas altas.

La abundancia máxima de *Prorocentrum minimum* se registró durante la época de nortes (febrero-mayo). Se registraron bajas temperaturas, baja salinidad y un incremento en el pH. La temperatura no es un factor limitante en el desarrollo de *P. minimum* (Tabla 2); ya que se registró en todas las temporadas climáticas (Grzebyk y Berland, 1996). Por otra parte, *P. minimum* puede poseer una ventaja competitiva en los ambientes turbios y fríos que reciben nutrientes por aportes terrígenos y de los ríos. Esta especie muestra un incremento en su frecuencia y distribución, presentando proliferaciones en cantidades considerables en aguas costeras, especialmente en áreas

estuarinas. Los reportes de la ocurrencia de *P. minimum* en México existen desde hace aproximadamente 35 años (Sierra-Beltrán et al., 2005): en el golfo de México desde 1979 (Hernández-Becerril et al., 2007) y a lo largo de la costa del Pacífico mexicano desde 1980 (Band-Schmidt et al., 2011). Esta especie es común en estuarios y lagunas costeras, y en algunas ocasiones se le ha atribuido la mortandad de peces y moluscos, así como problemas de salud humana asociados al consumo de moluscos (Day et al., 1989; Cortés-Altamirano y Agraz-Hernández, 1994).

Las diatomeas potencialmente nocivas como *Rhizosolenia setigera* (planctónica) y *Cylindrotheca closterium* (planctónica-bentónica) son reportadas como causantes de FAN en el Pacífico mexicano noroeste (Gárate-Lizárraga, 2001), el sureste del golfo de México (Poot-Delgado et al., 2013; Muciño-Márquez et al., 2014) y en las aguas costeras del norte de Yucatán, en la cual *C. closterium* fue observada con una abundancia elevada en la temporada de lluvias de 2011 a 2014 (Merino-Virgilio et al., 2014). Muciño-Márquez et al. (2014) presentan resultados de dos sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, donde registraron a *C. closterium* como la especie más abundante con una abundancia de 5.35×10^4 céls L⁻¹. Poot-Delgado et al. (2013) reportaron para los bancos ostrícolas del subsistema lagunar San Carlos y Puerto Rico cercano al área de estudio valores de 2.00×10^5 céls L⁻¹. En ambos casos, las abundancias elevadas de *C. closterium* se observaron durante la temporada de secas (febrero-mayo).

El género *Pseudo-nitzschia* está sujeto a revisión profunda a raíz de que se ha reconocido su potencialidad en la producción de ácido domoico. Entre las 45 especies incluyendo dos variedades de este género descritas en la literatura, se ha demostrado que 16 son capaces de producir esta biotoxina (Parsons et al., 2012; Okolodkov et al., 2015).

Las cianobacterias *Anabaena* y *Cylindrospermopsis cuspidis* estuvieron presentes en un orden de magnitud de 10^5 céls L⁻¹, con abundancias de 4.3×10^5 y 3.3×10^5 céls L⁻¹, respectivamente. En octubre de 2012, *C. cuspidis* provocó el cierre temporal de la actividad pesquera de extracción de ostión *Crassostrea virginica* en un intervalo de 15 días. Autores como Nadini y Sarma (2012) mencionan algunos ejemplos de cianobacterias de ambientes acuáticos como *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* y *Trichodesmium* (neurotóxicas), registrados en México. Ambas especies han sido registradas en los subsistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacente al área de estudio, con abundancias de 1.5×10^3 céls L⁻¹ y 0.5 a 8.2×10^3 céls L⁻¹, respectivamente. Cabe destacar que las abundancias son menores a las reportadas en este estudio, debido a que las anteriores fueron obtenidas durante la estación de nortes (Muciño-Márquez et al., 2015). *Cylindrospermopsis cuspidis* fue reportada en la región de los Tuxtlas en el sur del estado de Veracruz (Komárek y Komárková-Legnerová, 2002; Komárek, 2003).

Los florecimientos de cianobacterias han sido recurrente en diversos cuerpos de agua tales como el lago de Catemaco en Veracruz, donde se registró el florecimiento de *Cylindrospermopsis raciborskii*, ocasionando un alto grado de bioacumulación de la toxina producida por esta especie en toda la cadena alimenticia (Berry y Lind, 2010). Desde otro punto de vista, la abundancia de cianobacterias en el área de estudio puede tomarse como otro elemento importante para distinguir el impacto de los aportes antropogénicos, ya que la creciente eutrofización de los ambientes acuáticos puede favorecer su proliferación masiva.

No obstante, el ACC no reveló ninguna correlación entre los parámetros físico-químicos y el fitoplancton nocivo. Además de la correlación estadísticamente no significativa, los resultados demostraron que los parámetros físico-químicos en general reflejan el tiempo de residencia del agua en la laguna, que a su vez depende de la naturaleza de las entradas que conectan las lagunas

con el océano (Pospelova et al., 2004). De acuerdo con Yáñez-Arancibia y Day (2005), el tiempo de residencia del agua es un mes durante la temporada de lluvias (julio-octubre), 22 días durante la temporada de nortes (febrero-mayo) y casi siete meses durante la temporada de secas (octubre-enero). Al contrario, en la laguna de Alvarado en el estado de Veracruz, la producción primaria es controlada por la temperatura y la salinidad (De la Lanza-Espino y Lozano-Montes, 1999). Esta situación fue observada por Varona-Cordero et al. (2010) en las lagunas costeras tropicales Carretas-Pereyra y Chantuto-Panzacola en el sureste del Pacífico mexicano, donde la composición de especies de fitoplancton durante cada temporada estuvo dominada por los diferentes grupos de especies, que probablemente permite a la comunidad adaptarse a los cambios en los recursos y el entorno físico-químico.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al proyecto FOMIX-CONACYT-Gobierno del estado de Campeche. "Determinación del estado sanitario de los complejos ostrícolas del municipio del Carmen" (2012-2013) por el financiamiento otorgado, siendo responsable Jaime Rendón von Ostén. Al mismo tiempo, se agradece a Ana Ruth Cristóbal-Ramos y Dora A. Huerta-Quintanilla por el apoyo técnico en la toma de microfotografías en MEB, dentro del marco de los proyectos FOMIX-Yucatán 2008-108160 y CONACYT LAB-2009-01 No. 123913 del CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, Mérida, Yucatán (responsable: Patricia Quintana-Owen). Se agradece a Jorge Benítez por la elaboración del mapa de localización.

REFERENCIAS

1. Anderson D.M., A.D. Cembella y G.M. Hallegraeff, 2012. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Annual Review of Marine Science*, 4: 143-176.
2. Anderson D.M., P. Andersen, V.M. Bricelj, J.J. Cullen y J.E. Rensel, 2001. Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters. Technical Series 59: 1-268. Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris.
3. Bach L., R. Calderón, M.F. Cepeda, A. Oczkowski, S.B. Olsen y D. Robadue, 2005. Resumen del perfil de primer nivel del sitio laguna de Términos y su cuenca, México. Coastal Resources Center, University of Rhode Island University of Rhode Island, Narragansett, RI.
http://www.crc.uri.edu/download/L1profile_MX_Final_Esp.pdf
4. Badylak S. y E.J. Philips, 2004. Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Journal of Plankton Research*, 26(10): 1229-1247.
5. Band-Schmidt C.J., J.J. Bustillos-Guzmán, D.J. López-Cortés, E. Núñez-Vázquez y F.E. Hernández-Sandoval, 2011. El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica*, 21(3): 381-413.
6. Berry J.P. y O. Lind, 2010. First evidence of "paralytic shellfish toxins" and cylindrospermopsin in a Mexican freshwater system, Lago Catemaco, and apparent bioaccumulation of the toxins in "tegologo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon*, 55: 930-938.

7. Bricker S.B., J.G. Ferreira y T. Simas, 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169: 39-60.
8. Colmenero L.M., A. Yáñez-Arancibia y F. Amezcua-Linares, 1982. Taxonomía, biología y ecología de los tetraodontidos de la laguna de Términos, sur del Golfo de México (Pisces: Tetraodontidae). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 9(1): 161-212.
9. Cortés-Altamirano R. y C.N. Agraz-Hernández, 1994. Presencia de *Prorocentrum minimum* (Pav.) Schiller en estanques para cultivo de camarón. *Ciencias Marinas*, 13: 11-16.
10. Daniel W.W., 1993. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. Limusa, Noriega Editores, México, D.F.
11. Day J.W., C.A. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia, 1989. *Estuarine ecology*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
12. De la Lanza-Espino G. y H. Lozano-Montes, 1999. Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos. *Hidrobiológica*, 9 (1): 15-30.
13. Fernández M.L., A. Míguez, E. Cacho, A. Martínez, J. Diogéne y T. Yasumoto, 2002. Bioensayos con mamíferos y ensayos bioquímicos y celulares para la detección de ficotoxinas. En: E.A. Sar M.E. Ferrario y B. Reguera (Eds.), *Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano*. Instituto Español de Oceanografía, Madrid.
14. Gárate-Lizárraga I, M.L. Hernández-Orozco C.J. Band-Schmidt y G. Serrano-Casillas, 2001. Red tides along the coasts of Baja California Sur, Mexico (1984 to 2001). *Oceánides*, 16(2): 127-134.
<http://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/15116/G%C3%A1rate-Liz%C3%A1rraga%2c%20I.%2c%20M.L.%20Hern%C3%A1ndez-Orozco%2c%20C.%20Band-Schmidt%20%26%20G.%20Serrano-Casillas.%202001.%20Red%20tides%20along%20the%20coasts%20of%20the%20Baja%20California%20Pen%C3%ADsula%2c%20M%C3%A9xico%20%281984%20to%202001%29.%20Oce%C3%A1nides%2c%2016%282%29%20127-134.pdf?sequence=1>
15. Gárate-Lizárraga I, R. González-Armas, G. Tiburcio-Pintos, C. Sánchez-García, G. Olvera-Guevara y P. Montero-Becerril, 2014. Fish die-offs along the southern coast of Baja California. *Harmful Algae News: an IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms*, (48): 8-9.
<http://unesdoc.unesco.org/images/0022/002275/227586E.pdf>
16. Glibert P., D. Anderson, P. Gentien, E. Graneli y K. Sellner, 2005. The global, complex phenomena of harmful algal blooms. *Oceanography*, 18: 130-141.
17. Grzebyk D. y B. Berland, 1996. Influences of temperature, salinity and irradiance on growth of *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) from the Mediterranean Sea. *Journal of Plankton Research*, 18: 1837-1849.
18. Grzebyk D., A. Denardou, B. Berland, y Y.F. Pouchus, 1997. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *Journal of Plankton Research*, 19: 1111-1124.

19. Hernández-Becerril D.U., R. Alonso-Rodríguez, C. Álvarez-Góngora, S.A. Barón-Campis, G. Ceballos-Corona, J. Herrera-Silveira, M.E. Meave del Castillo, N. Juárez-Ruíz, F. Merino-Virgilio, A. Morales-Blake, J.L. Ochoa, E. Orellana-Cepeda, C. Ramírez-Camarena y S. Rodríguez-Raciél, 2007. Toxic and harmful marine phytoplankton microalgae (HABs) in Mexican coasts. *Journal of Environmental Science Health, Part A*, 42(10): 1349-1363.
20. IOC, 2002. IOC Taxonomic reference list of toxic algae. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris. <http://www.marinespecies.org/hab/> (accesado en septiembre 30, 2015).
21. Kaas H., F. Møhlenberg y P. Kuuppo, 2005. Marine phytoplankton: Relationship between ecological and chemical status of surface waters. REBECCA SSPI-CT-2003-502158 7-10.
22. Komárek J. y J. Komárková-Legnerová, 2002. Preparation of the World Cyanobacterial Database. En: J. Shimura, K.L. Wilson y D. Gordon (Eds.), *Proc. 2nd Int. Workshop "Species 2000"*. Res. Rep. NIES, Japan.
23. Komárek J., 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. En: J.D. Wehr y R.G. Sheath (Eds.), *Freshwater algae of North America. Ecology and classification*. Academic Press, London.
24. Lindahl O., 1986. A dividable hose for phytoplankton sampling. In: Report of the working group on phytoplankton and management of their effects. International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1986/L: 26, Annex 3.
25. Merino-Virgilio F.C., Y.B. Okolodkov, A.C. Aguilar-Trujillo, I. Osorio-Moreno, L. Ector y J.A. Herrera-Silveira, 2014. Florecimientos de *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) en el norte de Yucatán (2001-2014). En: *Memorias del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*. Oct. 8-11, 2014. Cozumel, Quintana Roo.
26. Muciño-Márquez R.E., M.G. Figueroa-Torres y A. Aguirre-León, 2014. Composición fitoplanctónica en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la laguna de Términos Campeche, México. *Acta Biológica Colombiana*, 19(1): 63-84.
27. Muciño-Márquez R.E., M.G. Figueroa-Torres y A. Aguirre-León, 2015. Cianofitas de los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la laguna de Términos, Campeche, México. *Polibotánica*, 39: 49-78.
28. Nandini S. y S.S.S. Sarma, 2012. Ecotoxicología. En: Y. Pica-Granados y P. Ramírez-Romero (Eds.), *Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Morelos.
29. National Research Council, 2000. *Ecological indicators for the nation*. National Academy Press, Washington, D.C.
30. Núñez-Vázquez E.J., C.A. Poot-Delgado, M. Yotsu-Yamashita, G. Dominguez-Solis, F.E. Hernández-Sandoval y J.J. Bustillos-Guzmán, 2013. Toxicidad de los botetes silvestres *Sphaeroides* spp., y *Lagocephalus* spp., de las costas de Campeche, México. En: *Memorias del XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*. Oct. 1-5. Los Cabos, B.C.S.

31. Okolodkov Y.B., J.A. Aké-Castillo, G. Campos-Bautista, R. Lara-Martínez y L.F. Jiménez-García (2015). Dinámica anual del género *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, Golfo de México. En: A. Granados-Barba, L. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal y C. González-Gándara (Eds.), Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, Campeche.
32. Parsons M.L., Y.B. Okolodkov y J.A. Aké-Castillo, 2012. Diversity and morphology of the species of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyta) of the National Park Sistema Arrecifal Veracruzano, SW Gulf of Mexico. *Acta Botanica Mexicana*, 98: 51-72.
33. Poot-Delgado C.A., E.J. Núñez-Vázquez y J.A. Ruiz-Ibáñez, 2011. Intoxicaciones humanas por consumo de peces Botete (Tetraodontidae) en Campeche, México. En: Memorias del XVIII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Sep. 07-09, 2011. San Carlos, Sonora.
34. Poot-Delgado C.A., Y.B. Okolodkov, J.A. Aké-Castillo y J. Rendón-von Ostén, 2013. Microalgas potencialmente nocivas en bancos ostrícolas de la laguna de Términos, Golfo de México. En: Memorias del XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Oct. 1-5, 2013. Los Cabos, B.C.S.
35. Pospelova V., G.L. Chumura y H.A. Wlaker, 2004. Environmental factors influencing the spatial distribution of dinoflagellate cyst assemblages in shallow lagoons of southern New England (USA). *Review of Palaeobotany and Palynology*, 128: 7-34.
36. Ramos-Miranda J., D. Flores-Hernández, L.A. Ayala-Pérez, J. Rendón-von Osten, G. Villalobos-Zapata y A. Sosa-López, 2006. Atlas hidrológico e ictiológico de la laguna de Términos. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, Campeche.
37. Shumway S.E., 1990. A review or effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 21: 65-104.
38. Sierra-Beltrán A., R. Cortés-Altamirano y M.C. Cortés-Lara, 2005. Occurrences of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) in México. *Harmful Algae*, 4: 507-517.
39. Steidinger K.A., G.A. Vargo, P.A. Tester y C.R. Tomas, 1998. Bloom dynamics and physiology of *Gymnodinium breve* with emphasis on the Gulf of Mexico. En: D.M. Anderson, A.D. Cembella y G.M. Hallegraeff (Eds.), *Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer, New York.
40. Ter Braak C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
41. Throndsen J. 1978. Preservation and storage. En: A. Sournia (Ed.), *Phytoplankton manual*. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology 6. UNESCO, Paris.
42. UNESCO, 2009. Cianobacterias planctónicas del Uruguay. En: S. Bonilla (Ed.), *Manual para la identificación y medidas de gestión*. Documento Técnico PHI 16. Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe (PHI-LAC). Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe. UNESCO, Montevideo.

43. Utermöhl H., 1958. Zur vervollkommung der quantitative. Phytoplankton-Methodik. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 9: 1-38.
44. Vargo G. 2009. A brief summary of the physiology and ecology of *Karenia brevis* Davis (G. Hansen and Moestrup comb. nov.). Red tides on the West Florida Shelf and of hypotheses posed for their initiation, growth, maintenance, and termination. Harmful Algae, 8: 573-584.
45. Varona-Cordero F., F.J. Gutiérrez-Mendieta y M.E. Meave del Castillo, 2010. Phytoplankton assemblages in two compartmentalized coastal tropical lagoons (Carretas-Pereyra and Chantuto-Panzacola, Mexico). Journal of Plankton Research, 32(9): 1283-1299.
46. Yáñez-Arancibia A. y J.W. Day, 2005. Ecosystem functioning: the basis for sustainable management of Terminos Lagoon, Campeche, México. Coastal Resources Center, University of Rhode Island, The Nature Conservancy Narragansett, RI.