UNIVERSIDAD VERACRUZANA

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS
PROGRAMA DE DOCTORADO EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS

Microalgas como indicadoras de la calidad del agua en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

Doctor en Ecología y Pesquerías

PRESENTA:

M. en C. Carlos Antonio Poot-Delgado

UNIVERSIDAD VERACRUZANA

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS
PROGRAMA DE DOCTORADO EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS

Microalgas como indicadoras de la calidad del agua en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

Doctor en Ecología y Pesquerías

PRESENTA:

M. en C. Carlos Antonio Poot-Delgado

Director de Tesis

Dr. Est. Yuri B. Okolodkov

Asesores

Dr. José A. Aké Castillo

Dr. Jaime Rendón von Osten

Lectores

Dra. Christine Band Schmidt

Dr. Aramis Olivos Ortiz

Universidad Veracruzana
Dirección General de Investigaciones
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías

C. MTRO. CARLOS ANTONIO POOT DELGADO
ESTUDIANTE DEL DOCTORADO EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS
UNIVERSIDAD VERACRUZANA
P R E S E N T E

CAMPUS VERACRUZ

Calle Hidalgo No. 617
Colonia Río Jamapa,
C P 94290,
Boca del Río,
Veracruz,
México

Teléfonos
(229) 956 70 70
956 72 27

Calle Independencia
No. 30 (antes 38)
Piso 1 y 2
Colonia Centro,
CP 94290,
Boca del Río,
Veracruz,
México

Teléfono
(229) 202 28 28

Habiendo sido debidamente revisado y aceptado el trabajo escrito de su tesis denominada "Microalgas como indicadoras de la calidad del agua en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México" por los integrantes de su comité tutoral y estando todos ellos de acuerdo que tanto el contenido como el formato de este trabajo es satisfactorio como prueba escrita para sustentar su examen final de posgrado del DOCTORADO EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS se le autoriza a usted proceda a su impresión.

Sin otro particular, me es grato reiterarle la seguridad de mi más distinguida consideración.

ATENTAMENTE
"LIS DE VERACRUZ: ARTE, CIENCIA, LUZ"
Boca del Río, Ver. Marzo 29 del 2016

Dra. Ma. de Lourdes Jiménez Badillo
Directora

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERIAS BOCA DEL RIO, VER.

UNIVERSIDAD VERACRUZANA
COORDINACION DEL POSGRADO EN ECOLOGIA Y PESQUERIAS

Dedicatoria

A mi esposa, *Pamela*

A mi hijo, *Luca*

A mi padre, *Manuel*

A mi madre, *Soledad*,

A mi hermano, *Sergio*

Gracias Totales

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) México, por haberme otorgado una beca para realizar estudios de Doctorado en Ecología y Pesquerías en el Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP-UV), así como por el otorgamiento de la beca mixta para la movilidad nacional a través de estancias de investigación.

Al proyecto FOMIX-CONACYT-Gobierno del estado de Campeche "*Determinación del estado sanitario de los complejos ostrícolas del municipio del Carmen*" (2012-2013) siendo responsable el ***Dr. Jaime Rendón von Osten***, por el financiamiento otorgado para la realización de esta tesis doctoral.

A la coordinación sectorial de desarrollo académico de la SEP (COSDAC), por haberme otorgado beca-comisión para poder realizar los estudios de doctorado.

Al gobierno del estado de Campeche a través de la Fundación Pablo García y el Instituto Tecnologico Superior de Champotón, por los apoyos económicos otorgados.

Al Centro de Estudios Tecnológico del Mar en Campeche, en especial al ***C.P. Martin Uicab Polanco***, por su amplia disposición y colaboración en la tramitología que me permitiera ausentarme del plantel para la realización de los estudios de doctorado.

A la Red Temática de Investigación de sobre Florecimientos Algales Nocivos (RedFAN), por los apoyos económicos otorgados para cursos, estancias y reuniones de trabajo relacionadas con la temática de la tesis.

Al equipo de muestreo, ***Biól. Fausto Tafoya del Ángel*** (COPRISCAM), el ***Sr. Juan Carlos Lira Hidalgo*** (buzo de APICarmen), el ***Quim. Martin Memije Canepa*** (EPOMEX) y el ***Ing. Sergio Poot Delgado***, por las pato aventuras que pasamos y grandes momentos durante las horas interminables del andar por los bancos ostrícolas. Así mismo mi agradecimiento a los pescadores de la ***Sociedad cooperativa los Tamarindos S.A. de C.L***., que mes con mes nos colaboraron con guiarnos dentro de los bancos ostrícolas.

Se agradece el apoyo técnico con la microscopía electrónica de barrido a la ***Biól. Ana Ruth Cristóbal Ramos*** y ***M.en C. Dora Alicia Huerta Quintanilla*** y la ***Dra. Patricia Quintana Owen*** por el apoyo financiero otorgado para los proyectos FOMIX-Yucatán No. 108160 y CONACYT LAB-2009-01 No. 123913, del Laboratorio Nacional de Nano y Biomateriales, CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

A mi director de tesis doctoral, el ***Dr. Est. Yuri B. Okolodkov*** que durante la realización del doctorado y estancia de investigación en el laboratorio de botánica marina y planctología, del ICIMAP-UV me brindó parte de su valioso tiempo, mismo que colaboró para cumplir metas en

tiempo y forma, pero sobre todo por compartir un poco de su calidad humana, amplio conocimiento y contribuir con la culminación de esta primera gran etapa.

Al ***Dr. Jaime Rendón von Osten*** por invitarme a participar en el proyecto *"Determinación del estado sanitario de los complejos ostrícolas del municipio del Carmen"*, del cual se desprende esta tesis, así como las correcciones, tiempo dedicado, comentarios y su gran disponibilidad y don de gente que permite el trabajo en conjunto y por su valiosa amistad.

Al ***Dr. José A. Aké Castillo,*** por las asesorías, correcciones, disponibilidad y sus valiosas aportaciones con el ánimo de mejorar la calidad de esta tesis.

A la ***Dra. Christine Band Schmidt*** y al ***Dr. Aramis Olivos Ortiz*** por sus valiosos comentarios para la mejora del manuscrito.

Al ***Dr. David Salas Monreal***, al ***Dr. Cesar Meiners Mandujano***, a la ***Sra. Andrea Negrón Guerrero*** y a la ***Licda. Belén Vera de la Garza,*** por su encomiable labor en la tramitología para la realización de esta tesis, así como por hacer más *light* la carga burocrática durante mi estancia en el ICIMAP-UV.

Al honorable consejo de ancianos y agregados, ***M. en C. German Ayala Rodríguez***, ***M. en C. Ángel Moran Silva***, al ***Dr. Pedro Reyna González, Biól. Juan Pablo Bouchot Alegría*** y a la ***Mtra. Beatriz Trejo López***, por su valiosa colaboración y ser compañeros de aventuras inolvidables que hicieron llevadera mi estancia en el bello puerto de Veracruz.

A mis ex compañeritas de clases ***Lorena***, ***Andrea Palmira*** y ***Luz***, por compartir angustias y experiencias de vida en las aulas del ICIMAP-UV.

Muchas gracias a todos,

Carlos Antonio

LISTA DE PUBLICACIONES

Resúmenes en extenso

Poot-Delgado, C.A., Okolodkov, Y.B., Aké-Castillo, J.A. & Rendón-von Osten, J. 2013. Microalgas potencialmente nocivas en bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México. En las memorias del XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Los Cabos, B.C.S. 01 al 05 de octubre del 2013. 10 pp.

Poot-Delgado, C.A. 2014. Normativa aplicada al manejo de moluscos bivalvos expuestos a mareas rojas. En las memorias del XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Cozumel, Quintana Roo. 8 al 11 de octubre del 2014. 8 pp.

Poot-Delgado, C.A., Rendón-von Osten, J., Okolodkov, Y.B. & Aké-Castillo, J.A. 2015. Variables físico-químicas en los bancos ostrícolas, adyacentes a la Laguna de Términos, sureste del Golfo de México. En las memorias del XXII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Ensenada, Baja California. 22 al 55 de septiembre del 2015. 10 pp.

Artículos indexados

Poot-Delgado, C.A., Okolodkov, Y.B., Aké-Castillo, J.A. & Rendón-von Osten, J. 2015. Annual cycle of phytoplankton with emphasis on potentially harmful species in oyster beds of Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. Revista de Biología Marina y Oceanografía 55(3): 465-477.

Poot-Delgado, C.A., Y.B. Okolodkov, J.A. Aké-Castillo & J. Rendón-von Osten. 2015. Fitoplancton potencialmente nocivo en el muelle la Puntilla, Laguna de Términos, sureste del Golfo de México. BIOCYT 8(32): 540-552.

Capítulos de libro

Poot-Delgado, C.A. 2014. Microalgas como bioindicadoras de la calidad del agua: una revisión. pp: 99-116. En: Botello, A.V., Rendón-von Osten, J., Benítez, J.A. & Gold-Bouchot, G. (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1174 pp. ISBN 978-607-7887-71-3.

Poot-Delgado, C.A. & Okolodkov, Y.B. (en prensa; 2016). Microalgae as water quality indicators: an overview. En: Aquatic Ecosystems: Influences, Interactions and Impact on the Environment. Nova Science Publishers, Inc., Happauge, New York, USA.

Notas no arbitradas

Poot-Delgado, C.A., Okolodkov, Y.B., J.A. Aké-Castillo, J.A. & J. Rendón-von Osten, J. (aceptado). Bloom of *Cylindrospermopsis cuspis* in oyster beds of Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. Harmful Algae News.

RESUMEN

El propósito de este estudio fue el de establecer una serie de indicadores de la calidad del agua sobre la estructura de la comunidad fitoplanctónica, particularmente las que favorecen la presencia de especies nocivas, en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, sureste del Golfo de México. Siete sitios de muestreo fueron monitoreados mensualmente desde agosto de 2012 a septiembre de 2013. Se midió la temperatura del agua, salinidad, potencial de hidrógeno, saturación de oxígeno, nutrientes inorgánicos y la abundancia de fitoplancton. La hidrodinámica de Laguna está principalmente influenciada por la entrada de agua dulce, y secundariamente por los efectos del viento y la marea. La temperatura y la salinidad se caracterizaron por diferencias estacionales marcadas. Los valores de pH y saturación de oxígeno sugirieron un predominio de la actividad fotosintética. Las concentraciones elevadas de los nutrientes están asociados al periodo de mayor descarga de los ríos, determinados por la circulación y los procesos biogeoquímicos. La comunidad del fitoplancton estuvo compuesto por 136 especies, 66 diatomeas (49%), 33 dinoflagelados (24%), 23 cianobacterias (17%), 10 fitoflagelados (7%) y 4 silicoflagelados (3%). La abundancia total promedio del fitoplancton fue de $2.4x10^5$ céls L^{-1}, con un valor mínimo de $14x10^4$ céls L^{-1} y un máximo de $8.6x10^6$ céls L^{-1}. Los fitoflagelados pertenecientes al nanofitoplancton (< 20 µm) fueron los mas abundantes seguidos por el microfitoplancton (> 20 µm). La abundancia de fitoplancton y su variación estacional, presentó los valores mínimos (10^3 células L^{-1}) durante la época de secas (febrero-mayo) y valores altos (10^6 células L^{-1}) durante la temporada de lluvias (junio-septiembre). Otra característica importante de la comunidad fitoplanctónica fue la presencia de especies de dinoflagelados potencialmente nocivos: *Akashiwo sanguinea*, *Karenia* cf. *mikimotoi*, *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Prorocentrum mexicanum* y *P. minimum*. Las cianobacterias *Anabaena* sp. y *Cylindrospermopsis cuspis* alcanzaron abundancias de $1.9x10^6$ y $1.3x10^6$ células L^{-1}, respectivamente. Los géneros *Alexandrium* y *Pseudo-nitzschia* estuvieron presentes, pero los taxa no fueron identificados a nivel de especie. En conclusión, la comunidad fitoplanctónica se somete a cambios en la composición de especies y en la estructura de la comunidad durante cada temporada climática, en respuesta a la variación ambiental, de acuerdo con las condiciones imperantes.

ABSTRACT

The purpose of this study was to establish a series of indicators of water quality in relation to the structure of the phytoplankton community, particularly those that favor the presence of harmful species in the oyster beds of Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. Seven samples sites were monitored monthly, from August 2012 to September 2013. Water temperature, salinity, hydrogen potential, oxygen saturation, inorganic nutrients and phytoplankton abundance were determined. Hydrodynamics of the lagoon is mainly influenced by freshwater input, winds and tide. Temperature and salinity were characterized by marked seasonal differences. The pH values and the oxygen saturation suggest a predominance of photosynthetic activity. Elevated nutrient contents are associated with the period of an increased river discharge, determined by water circulation and biogeochemical processes. The phytoplankton community was composed by 136 species, 66 diatoms (49%), 33 dinoflagellates (24%), 23 cyanobacteria (17%), 10 phytoflagellates (7%) and 4 silicoflagellates (3%). Phytoflagellates belonging to nanophytoplankton (< 20 μm) were the most abundant, follow by microphytoplankton (> 20 μm). The average total phytoplankton abundance was $2.4x10^5$ cells L^{-1}, with a minimum montly value of $14x10^4$ cells L^{-1} and a maximum of $8.6x10^6$ cells L^{-1}. Phytoplankton abundance showed the minimum values (10^3 cells L^{-1}) during the dry season (February-May) and the highest value (10^6 cells L^{-1}) during the rainy season (June-September). Another significant feature of the phytoplankton community was the presence of the potentially harmful dinoflagellates *Akashiwo sanguinea*, *Karenia* cf. *mikimotoi*, *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Prorocentrum mexicanum* and *P. minimum*. The cyanobacteria *Anabaena* sp. and *Cylindrospermopsis cuspis* reached abundances of $1.9x10^6$ and $1.3x10^6$ cells L^{-1}, respectively. The genera *Alexandrium* and *Pseudo-nitzschia* were present, but the taxa were not identified to the species level. In conclusion, the phytoplankton community undergoes changes in both the species composition and the community structure during each climatic season in response to environmental variation, in accordance with the prevailing conditions.

ÍNDICE

I. INTRODUCCIÓN 20
I.1 Eutrofización y calidad del agua 20
I.2 Indicadores ecológicos de calidad de agua 24
I.3 Propuesta de aplicación 26
II. ANTECEDENTES 29
II.1 Fitoplancton 29
II.2 Indicadores ecológicos 34
III. HIPÓTESIS DE TRABAJO 38
IV. OBJETIVOS 38
IV.1 Objetivo general 38
IV.2 Objetivos específicos 38
V. MATERIAL Y MÉTODOS 39
V.1 Área de estudio 39
V.2 Trabajo de campo 42
V.2.1 Variables meteorológicas 43
V.2.2 Fitoplancton 43
V.2.3 Parámetros fisicoquímicos del agua 44
V.3 Trabajo de laboratorio 44
V.3.1 Análisis cuantitativo del fitoplancton de botella 44
V.3.2 Análisis cualitativo del fitoplancton de red 44
V.3.3 Análisis químicos 45
V.4 Trabajo de gabinete 47
V.4.1 Análisis de la estructura poblacional 47

V.4.2 Análisis estadísticos 49
VI. RESULTADOS 51
VI.1 Patrón anual de la abundancia y composición de especies 51
VI.1.1 Composición de la comunidad de fitoplancton 51
VI.1.2 Abundancias 51
VI.1.3 Nanoflagelados 53
VI.1.4 Diatomeas > 20 µm 53
VI.1.5 Diatomeas < 20 µm 54
VI.1.6 Dinoflagelados > 20 µm 55
VI.1.7 Dinoflagelados < 20 µm 55
VI.1.8 Cianobacterias 56
VI.2 Especies potencialmente nocivas 58
VI.3 Condiciones ambientales 62
VI.3.1 Variables climatológicas 62
VI.3.2 Variables fisicoquímicas 64
VI.3.3 Nutrientes 71
VI.4 Correlaciones estadisticas 76
VI.4.1 Análisis de correspondencia canónica 76
VI.5 Índices ecológicos 78
VI.5.1 Diagrama de Olmstead-Tukey 78
VI.5.2 Índice de diversidad de Shannon-Wiener 80
VI.5.3 Porcentaje de cianobacterias 80
VI.5.4 Índice de diversidad *versus* razón de N/P 83
VII. DISCUSIÓN 84

VIII. CONCLUSIONES 96

IX. LITERATURA CITADA..... 99

ANEXOS.....144

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representación esquemática para una guía conceptual del desarrollo de un sistema de indicadores basado en la composición de taxocenosis de las microalgas. Modificado de la planificación de los trabajos con el elemento de calidad fitoplancton para la demarcación del Ebro, España y del estudio de impacto de la eutroficación sobre el fitoplancton marino (Smayda, 1984; Orellana-Cepeda & Morales-Zambrano, 1994). 28

Figura 2. Laguna de Términos, y sus sistemas fluvio-Lagunares-estuarinos. Imagen tomada de Ramos-Miranda *et al*. (2006) y Ayala-Pérez (2010). 40

Figura 3. Zona de estudio en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche (recuadro) 41

Figura 4. Ubicación geográfica de los puntos de monitoreo de los bancos ostrícolas de extracción de moluscos bivalvos en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche (Google Earth, 2013)..... 43

Figura 5. Variación temporal de los grupos del fitoplancton registrada en: a) estaciones E1-E6 y b) estación E7, en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. Nótese el cambio de escala. 52

Figura 6. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los nanoflagelados registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 53

Figura 7. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de las diatomeas > 20 µm registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 54

Figura 8. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de las diatomeas < 20 µm registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 54

Figura 9. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los dinoflagelados > 20 µm registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 55

Figura 10. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los dinoflagelados < 20 µm registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 56

Figura 11. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de las cianobacterias registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 56

Figura 12. Análisis temporal de la dirección y velocidad del viento dominante mensual del municipio de Ciudad del Carmen (Fuente: CNA). 63

Figura 13. Variación temporal de la precipitación pluvial del municipio de Ciudad del Carmen (Fuente: CNA) 64

Figura 14. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de la temperatura registrada en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 65

Figura 15. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de la salinidad registrada en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 66

Figura 16. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del pH registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 66

Figura 17. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del oxígeno disuelto registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 67

Figura 18. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de la saturación de oxigeno registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 68

Figura 19. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los sólidos suspendidos totales registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 69

Figura 20. Variación temporal (a,c) y diagrama de cajas-y-bigotes (b,d) de los nitritos y nitratos registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 72

Figura 21. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del amonio registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 73

Figura 22. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del nitrógeno total registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 74

Figura 23. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del ortofosfato registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 75

Figura 24. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del silicato registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7 75

Figura 25. Diagrama de Olmstead-Tukey de las especies fitoplanctónicas a) estaciones E1-E6 y b) estación E7, en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013..... 79

Figura 26. Índice de diversidad de Shannon (H´) por mes y sitio de muestreo de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. 80

Figura 27. Porcentaje de cianobacterias registradas en las estaciones de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. 82

Figura 28. Relación del índice de diversidad del fitoplancton versus la razón de N/P en las estaciones a) E1-E6 y b) E7 de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. 83

Figura 29. Tipos de FAN y factores ambientales del área de estudio versus referencias bibliográficas. Las flechas indican los cambios (aumentan⬆, disminuyen⬇, o ambas direcciones ⬍). 94

LISTA DE TABLAS

Tabla I. Definiciones relacionadas con la calidad del agua y el control de la contaminación. 22

Tabla II. Criterios indicadores del fitoplancton y del fitobentos (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2001, 2005) 23

Tabla III. Especies causantes de florecimientos algales nocivos en las costas de Campeche 31

Tabla IV. Ejemplos de respuestas ecológicas a la presión natural y antropogénicas sobre indicadores de calidad del agua basados en el fitoplancton. 35

Tabla V. Sitios de muestreos subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche. 42

Tabla VI. Criterios de calidad del agua y límites máximos permisibles establecidos para estuarios y aguas marinas (áreas costeras) en promedios mensuales. 46

Tabla VII. Escala del reglamento para la prevención y control de la contaminación de las aguas (Diario Oficial de la Federación, 1973) 47

Tabla VIII. Valores promedio, mínimos y máximos de las variables biológicas registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013..... 57

Tabla IX. Lista de especies potencialmente nocivas y sus abundancias observadas en las estaciones E1-E6 sitios de muestreo en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. Grupo taxonómico (Grup. Tax.) se indica: dinoflagelados (DIN), diatomeas (DIA) y cianobacterias (CYA)..... 60

Tabla X. Lista de especies potencialmente nocivas y sus abundancias observadas en la estación E7 de muestreo Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. Grupo taxonómico (Grup. Tax.) se indica: dinoflagelados (DIN), diatomeas (DIA) y cianobacterias (CYA). ... 61

Tabla XI. Valores promedio, mínimos, máximos y desviación estándar de las variables ambientales registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013 70

Tabla XII. Valores promedio, mínimos, máximos y desviación estándar de los nutrientes registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013..... 76

Tabla XIII. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica temporal de las estaciones E1-E6 de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. 77

Tabla XIV. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica temporal de la estación E7 de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. 77

Tabla XV. Toxicidad por medio del bioensayo en ratón (MBA) y HPLC* en los tejidos de *Crassostrea virginica,* obtenidos de la estación E6 en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013 (COPRISCAM, 2013). 93

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Indicadores de los parámetros de calidad del agua de la zona costera que se utilizan para analizar el estado ambiental de los ecosistemas costeros. Fuente: INE-SEMARNAT (2000). 144

Anexo 2. Características de las hepatotoxinas y neurotoxinas producidas por cianobacterias de ambientes acuáticos continentales. 147

Anexo 3. Elenco taxonómico del fitoplancton en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. 148

Anexo 4. Microfotográfias de diatomeas observadas en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche. 153

Anexo 5. Microfotográfias de dinoflagelados observados en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche. 155

Anexo 6. Microfotográfias de cianobacterias observadas en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche. 157

Anexo 7. Microfotografías (MEB) de fitoflagelados (a; rafidofíceas), diatomeas (b-e) y dinoflagelados nocivos (f-h) en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche. 159

Anexo 8. Microfotografías (MEB) de dinoflagelados nocivos en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche. 161

Anexo 9. Escala de la fuerza de los vientos de Beaufort. 163

I. INTRODUCCIÓN

I.1 Eutrofización y calidad del agua

En los ecosistemas acuáticos existe una interacción compleja entre los ciclos físicos y químicos ocasionados por el estrés antropogénico, en particular por la introducción de productos químicos al agua, que perjudica a muchas de las especies de la fauna acuática que dependen de las condiciones abióticas y bióticas (Enderlein *et al*., 1997; Wells *et al*., 2015).

Tal es el caso de la eutrofización[1] de los ecosistemas acuáticos que es un problema importante en todo el mundo (Vollenweider, 1992; Nixon, 1995; Pelley, 1998; National Research Council [NRC], 2000; Boesch *et al*., 2001; Ferreira *et al*., 2007; Pachés-Giner, 2010), muy evidentes en los ecosistemas costeros de las naciones desarrolladas (Boesch, 2002; Wells *et al*., 2015) y es un problema creciente en países en desarrollo donde han sido escasamente estudiados y reportados sus efectos como en nuestro país.

Desde 1950 se han documentado las diversas manifestaciones del enriquecimiento excesivo de nutrientes (Boesch, 2002; Karydis, 2009; Anderson *et al*., 2012) en los principales ecosistemas costeros de Europa (Justíc *et al*., 1987; Andersson & Rydberg, 1988; Rosenberg *et al*., 1990; Harding *et al*., 1999; Jansson & Dahlberg, 1999; Zaitsev, 1999; Colijn & Reise, 2001; Mee, 2001), América del Norte (Orth & Moore, 1983; Cooper, 1995; Cornwell *et al*., 1996; Karlsen *et al*., 2000; Rabalais *et al*., 1996; Zimmerman & Canuel, 2000; Johansson & Greening, 2000; Hagy, 2002), Japón y Australia (Hodgkin *et al*., 1981; McComb *et al*., 1981; Prakash, 1987; Lavery *et al*., 1991; Hodgkiss & Yim, 1995; Mackenzie *et al*., 1995; Suzuki, 2001).

Más del 70% de la población humana reside dentro de los primeros 100 km de la zona costera (Vitousek *et al*., 1997; NRC, 2000; Paerl *et al*., 2006) teniendo como resultado más evidente el enriquecimiento de nutrientes (tales como, nitrógeno, fósforo y silicato), y una variedad de micronutrientes (metales traza y vitaminas) (Anderson *et al*., 2012). Esto ocasiona cambios en la producción primaria, clorofila *a* y la abundancia celular (Boyton *et al*., 1996; Bricker *et al*., 2003)

[1]Derivado del griego "bien nutrido", se ha descrito esta condición en los lagos o reservorios (y ahora en las aguas costeras) que involucran un crecimiento algal excesivo, el cual eventualmente puede conducir a su propia destrucción (Manahan, 1979; Magaña-Álvarez, 2004).

evidenciado por el aumento de los florecimientos algales nocivos (FAN[2]) (Hallegraeff, 1993; Smayda, 1989; 1992; Nixon, 1995; Jørgensen & Richardson, 1996; Van Dolah, 2000; Anderson *et al*., 2002; Hallegraeff, 2003; Granéli, 2004; Cloern *et al*., 2005; Glibert *et al*., 2005), que producen respuestas tales como hipoxia y anoxia en la columna de agua (Smayda, 1990; Gray, 1992; Kaas *et al*., 2005). Esto puede provocar la muerte de peces (Smayda, 1992; Steidinger *et al*., 1998), moluscos (Shumway, 1990), pérdida de recursos naturales y de la condición ecológica de ecosistemas acuáticos (Paerl, 2005; Anderson *et al*., 2012) entre otros problemas.

En México, en una revisión sobre los FAN (Band-Schmidt *et al*., 2011) se observa un incremento en el número de registros de reportes de especies nocivas (Cortés-Altamirano *et al*., 1996; Ochoa *et al*., 1997, 1998, 2002; Cortés-Altamirano, 1998; Gómez-Aguirre, 1998; Sierra-Beltrán *et al*., 1998; Herrera-Silveira & Ojeda-Alayón, 1999; Ochoa, 2003; Hernández-Becerril *et al*., 2007; Cortés-Altamirano & Sierra-Beltrán, 2008), asi como sus efectos en los cultivos de camarón (Alonso-Rodríguez & Páez-Osuna, 2003) y en organismos silvestres (Núñez-Vázquez *et al*., 2011; Gárate-Lizárraga *et al*., 2014). Dado que los FAN representan una amenaza, es necesario el establecimiento de programas para vigilar la calidad del agua (Pospelova *et al*., 2004; Band-Schmidt *et al*., 2011) de las zonas costeras.

Cabe destacar que el término "calidad del agua" no es una característica absoluta, sino que es más un atributo definido socialmente en función del uso que se le piense dar al líquido (Revenga *et al*., 2000), asociándose a éste parámetros y valores, cada uso requiere un determinado estándar de calidad (Tabla I).

[2]El término FAN indica crecimiento explosivo de organismos fotosintéticos, mixótrofos o heterótrofos susceptibles de afectar a otros organismos (incluyendo al hombre) que utilizan el ambiente acuático (Smayda, 1997). Pueden ser *florecimientos tóxicos*, que son coloraciones de fitoplancton productor de toxinas endocelulares (Reguera-Ramírez, 2002). Los síndromes tóxicos más conocidos causados por fitoplancton son: el PSP (Paralytic Shellsfish Poisoning), el DSP (Diarrhetic Shellfish Poisoning), el ASP (Amnesic Shellfish Poisoning) y el NSP (Neurotoxic Shellfish Poisoning). En tanto que los ictiotóxicos, liberan al medio exo-toxinas con propiedades hemolíticas o neurotóxicas, que causan mortandades de peces y otros organismos marinos. *Los florecimientos nocivos*, son fitoplancton no tóxico pero que pueden causar daños a los organismos marinos o perjuicios socioeconómicos (Reguera-Ramírez, 2002). En general, cualquier especie fitoplanctónica que alcance elevadas abundancias constituye un peligro potencial para los peces cultivados en jaulas flotantes o para los organismos bentónicos sí: 1) posee apéndices espinosos, como *Dictyocha speculum* Ehrenberg y algunas especies de *Chaetoceros* del grupo *Phaeoceros*, que erosionan físicamente e irritan las branquias de los peces, aumentando el riesgo de infecciones patógenas; 2) segrega sustancias mucilaginosas (como las floraciones de *Phaeocystis* spp., *Gymnodinium impudicum* (S. Fraga & I. Bravo) G. Hansen and Ø. Moestrup, 2000) que vuelven viscosa al agua de mar y afectan al sistema filtrador/branquial de los organismos, u ocasionan acumulaciones de espuma en las playas; 3) alcanza abundancias tan elevadas que puede hacer variar bruscamente los niveles de oxígeno disuelto o el pH del medio; o por su elevada biomasa compite por los nutrientes y hace disminuir la penetración de luz, afectando negativamente a los productores primarios bentónicos; 4) no es consumida por los herbívoros y al morir libera niveles importantes de amonio, o causa fermentaciones en el fondo (Sar *et al*., 2002).

Tabla I. Definiciones relacionadas con la calidad del agua y el control de la contaminación.

Término	Definición
Criterio de calidad del agua (sinónimo: lineamiento de calidad del agua)	Concentración numérica o enunciado descriptiva recomendado para mantener el uso del agua
Objetivo de la calidad del agua (sinónimo: meta de la calidad del agua)	Concentración numérica o enunciado descriptivo recomendado para mantener y proteger los usos designados del agua en un sitio especifico, cuenca del rio o alguna de su (s) parte (s)
Estándar de calidad del agua	Objetivo reconocido en leyes o reglamentos de control ambiental en el nivel gubernamental
Principio preventivo	Principio mediante el cual la acción para evitar el potencial impacto adverso de la descarga de sustancias peligrosas no debe ser pospuesta simplemente porque la investigación científica no haya probado totalmente que exista un vincula entre aquellas sustancias y el potencial adverso.

Fuentes: Dick, 1975; CCREM, 1987; Chiaudani & Premazzi, 1988; CEPE, 1992; 1993; Enderlein *et al*., 1997.

Sin embargo, se puede valorar al identificar y medir sus cualidades, que se identifican con cuantificaciones químicas, físicas y biológicas, para poder calificarla (Aranda-Cirerol, 2004). Por esta razón para evaluar la calidad del agua es necesario considerar el contexto del uso probable que tendrá (SEMARNAT, 2005) o sus características para el desarrollo de distintas formas de vida y su influencia de distintos comportamientos o distribución de especies.

Basados en los criterios ecológicos de calidad del agua esta se define de acuerdo con los parámetros que constituyen la calidad mínima requerida para el uso o aprovechamiento del agua, como apta para ser utilizada como fuente de abastecimiento de agua potable, en actividades recreativas, para riego agrícola, para uso pecuario, para uso en la acuacultura, o bien, para el desarrollo y la conservación de la vida acuática (SEDUE, 1989).

No obstante, los criterios ecológicos de calidad del agua suponen similitud de las aguas costeras del país (Pacifico, Golfo de México y el mar Caribe), e ignoran el beneficio de indicadores de salud de ecosistemas costeros utilizados en otras regiones tales como; clorofila *a*, florecimientos algales nocivos, vegetación acuática sumergida (CNA, 1989; Herrera-Silveira, 2006).

Tradicionalmente se han utilizado metodologías fisicoquímicas para determinar la calidad del agua, con resultados que refieren a condiciones en periodos cortos de tiempo (INE-SEMARNAT,

2000; De la Lanza-Espino & Gómez-Rojas, 2005), donde se observan discrepancias en los intervalos de concentración de nitrógeno y fósforo, y por lo tanto, en su nivel trófico[3] (Aranda-Cirerol, 2004), dado que los atributos de cada ecosistema varían de un lugar a otro (Cloern, 2001; Aranda-Cirerol, 2004), situación que requiere de relacionarse con organismos, debido a su exposición al medio acuático (De la Lanza-Espino & Gómez-Rojas, 2005).

Tabla II. Criterios indicadores del fitoplancton y del fitobentos (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2001, 2005)

Fitoplancton[4]	**Fitobentos[5]**
Adecuado para la detección y seguimiento de las presiones fisicoquímicas relacionadas con: • Contaminación térmica. • Cambios en la mineralización del agua (y en la composición de los iones mayoritarios disueltos). • Eutrofización (concentraciones de nitrógeno y fósforo, y en ocasiones de sílice y otros cationes como el hierro). • Contaminación orgánica (soluble y particulada).	Responden al aumento de nutrientes (principalmente P y N) en el agua, mediante cambios en su composición que, en algunos casos, suponen la disminución de la diversidad, y el aumento de la biomasa; de forma que cuando el agua se eutrofiza los sustratos aparecen recubiertos de pátinas verdes o pardas de algas.
El fitoplancton es indicador de las presiones hidromorfológicas (alteraciones del régimen hidrológico y condiciones morfológicas del lecho) que determinan cambios en la tasa de renovación de lagos y embalses.	Son poco sensibles a las presiones hidromorfológicas (alteraciones del régimen hidrológico y condiciones morfológicas del lecho), por lo que no se recomienda su uso para la detección de dichas presiones.

Las microalgas[6] fungen como indicadores[7] naturales de los efectos de la eutrofización (Álvarez-Góngora & Herrera-Silveira, 2006), debido a sus rápidas respuestas a las fluctuaciones de las condiciones ambientales (Livingston, 2001), como consecuencia de la intensidad y el tipo de

[3]El estado trófico de aguas costeras se divide en: 1) oligotrófico, que corresponde a aguas claras con bajas concentraciones de nutrientes, con poca materia orgánica o sedimentos en suspensión y con una mínima actividad biológica. 2) mesotrófico, aguas con concentraciones mayores de nutrientes y, por lo tanto, mayor actividad biológica. 3) eutrófico, aguas extremadamente ricas en nutrientes con alta productividad biológica (Justic, 1991; Justic *et al*., 1995; US-EPA, 1997; Aranda-Cirerol, 2004).

[4]Comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos (microalgas, cianobacterias, flagelados heterótrofos y otros grupos sin clorofila) que vive suspendida en la masa de agua (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2001).

[5]Organismos autótrofos que viven asociados a cualquier sustrato del fondo en los ecosistemas acuáticos, e incluye cianobacterias, algas microscópicas (microalgas), macroalgas y macrófitos (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005).

[6]Plantas talofitas las cuales tienen clorofila *a* como su pigmento fotosintético primario y estructuras reproductoras simples (Trainor, 1978). Puede ser dividido en función de su tamaño en microplancton (50-500 µm), nanoplancton (10-50 µm) y ultraplancton (0.5-10 µm) (Riley & Chester, 1989).

[7]Asociado directamente con la calidad del agua más que con procesos ecológicos o con su distribución geográfica, es pertinente aclarar que más que a un organismo, el indicador se refiere a la población de individuos de la especie indicadora, y al conjunto de especies que conforman una comunidad indicadora (Hermosilla-Gómez, 2009).

actividades humanas (Marcela, 2003; Kelly-Gerreyn *et al*., 2004; Álvarez-Góngora & Herrera-Silveira, 2006).

Dado a que se encuentran comúnmente en ambientes acuáticos dulces, salobres o marinos o en hábitats como rocas, líquenes, macroalgas o superficies sumergidas (Darley, 1987), las comunidades microalgales son usadas para caracterizar los ambientes acuáticos mediante elementos indicadores, bien sean biológicos, fisicoquímicos o hidromorfológicos (Hermosilla-Gómez, 2009) (Tabla II).

De este modo, para valorar la calidad del agua (Anexo 1) es necesario definir indicadores o relaciones entre las medidas de ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos en la situación real con respecto a otra que se considera admisible o deseable y que está definida por ciertos normas o criterios (INE-SEMARNAT, 2000).

I.2 Indicadores ecológicos de calidad de agua

En ecología, un indicador es un criterio de la condición ambiental, monitoreado para diferentes propósitos (Cairns *et al*., 1993).

El uso de modelos de calidad ambiental, con criterios de juicio relacionados, resulta esencial en la evaluación de la calidad del agua para establecer posibles objetivos de calidad de un medio acuático determinado, incluyendo las zonas costeras (Giovanardi & Vollenweider, 2004).

Se han desarrollado diversos y múltiples índices[8]: índice sapróbico (Lauterborn, 1901), índice numérico original (1933), índice de Shannon (Shannon & Weaver, 1949), índice de Simpson (1949), índice de diversidad (Margalef, 1951), índice biótico de Beck (1955), índice de Cairns (Cairns & Dickson, 1971) y el índice estadístico de Pielou (1969), entre otros. Sin embargo, son índices de aplicación muy general en los estudios ecológicos (De la Lanza-Espino *et al*., 2000).

En México, los criterios de calidad del agua de protección a la vida acuática para ambientes estuarinos y costeros, supone similitud de las aguas costeras del país (Pacífico, Golfo de México y Caribe), e ignora el beneficio de indicadores de salud de ecosistemas costeros utilizados en

[8]Respuesta del organismo a cambios en el hábitat, excluyendo cualquier supuesto de la representatividad de su respuesta para otros taxa presentes en el mismo hábitat (McGeoch, 1998).

otras regiones (Clorofila *a*, florecimientos algales nocivos, vegetación acuática sumergida) (CNA, 1989; Herrera-Silveira, 2006).

Dado que cada ecosistema es único, se requiere utilizar herramientas efectivas para su diagnóstico (Hermosilla-Gómez, 2009; Anderson *et al*., 2012), y así identificar los parámetros claves que indiquen el grado de impacto humano o del estado ecológico (Costanza *et al*., 1997; Crooks & Turner, 1999). Para ello, se determina qué componentes del medio pueden ser utilizados como indicadores de calidad ecológica estos pueden ser fisicoquímicos, hidromorfológicos o biológicos (Hermosilla-Gómez, 2009).

Las especies de microalgas pueden ser útiles para la clasificación trófica del medio acuático dado que reflejan las condiciones ambientales, al responder rápidamente a los cambios que pueden ocurrir por procesos naturales o por actividades humanas, modificando la estructura de sus comunidades (Huszar *et al*., 1998; De la Lanza-Espino *et al*., 2000; Troccoli *et al*., 2004; De la Lanza-Espino & Gómez-Rojas, 2005).

De igual forma, las comunidades de microalgas son sensibles a los cambios en su entorno (Álvarez-Góngora & Herrera-Silveira, 2006; Vuorio *et al*., 2007). Por eso el monitoreo de las especies dominantes y sus relaciones con los cambios ambientales, así como los incrementos de la biomasa, pueden ser utilizados como indicadores de la variabilidad de las características de la calidad de las aguas costeras (Gasse, 1986; Villegas & Giner, 1987; Planas *et al*., 1989; Van Dam & Mertens, 1990; Li *et al*., 1993; Reynolds, 1997; Jones *et al*., 2001; Reynolds *et al*., 2002; Roelke *et al*., 2003; Brettum & Andersen, 2005; Medupin, 2011), así como para pronosticar los posibles cambios que ocasionaran en los niveles superiores de las redes tróficas (De la Lanza-Espino *et al*., 2000).

De la Lanza-Espino *et al*. (2000) menciona que la aplicación de indicadores ecológicos basada en base a las respuestas de los organismos respecto a su entorno en diferentes zonas geográficas, dieron como resultados índices numéricos para describir comunidades y estructura de grupos basadas en la tolerancia o sensibilidad natural y por contaminación.

I.3 Propuesta de aplicación

Una característica biológica de los moluscos bivalvos es que se desarrollan en las zonas costeras, esteros o bahías pudiendo estar expuestos a contaminantes ambientales provenientes de fuentes diversas como ríos, corrientes marinas, descargas urbanas y fenómenos naturales (precipitación pluvial, vientos y resuspención) (Calvario-Martínez & Montoya-Rodríguez, 2003).

El proceso de alimentación de los moluscos bivalvos es por filtración e ingestión de materia particulada suspendida se compromete su inocuidad[9], pues se pueden combinar diferentes contaminantes, tanto microbiológicos (virus, bacterias patógenas y microalgas nocivas) como químicos (plaguicidas), acumulándose en su sistema digestivo (Codex Alimentarius Commision, 2000; Comar, 2000; Suárez-Valencia, 2012).

En los últimos años, un alto número de agencias ambientales de todo el mundo emplea métodos para la evaluación de la calidad del agua basados en la utilización de comunidades biológicas (Barbour *et al*., 1999; Ospina-Álvarez & Peña, 2004).

Un ejemplo de ello es el marco normativo de la directiva europea (EC, 2000), que incorpora al fitoplancton en la definición y clasificación del estado ecológico de los cuerpos acuáticos, usando metricas, tales como la biomasa (como clorofila *a)*, cambios en la comunidad (composición y abundancia de las especies), y el aumento de la frecuencia e intensidad de las floraciones.

En México, generalmente los estudios encaminados dentro del marco de la inocuidad alimentaria en los productos de la pesca, no han partido desde una visión integral, salvo algunas excepciones (Poot-Delgado, 2006). Además los productos finales del marco legal son guías e instrumentos técnicos que no son evaluados por la comunidad científica, por tanto sus resultados no son comparados para verificar o refutar o en el mejor de los casos proponer nuevas metodologías.

Por otro lado, es notable resistencia de las agencias gubernamentales hacia la observancia de su metodología que conlleve al mejoramiento de la toma de decisiones (Underwood, 1995), aunado a que los organismos de gestión a menudo desean respuestas inmediatas, mientras que la mayoría

[9]Característica que estos deben de poseer al estar libre de cualquier material extraño que represente un peligro para la salud humana asociado a su consumo, frecuentemente degustado, crudo o ligeramente cocido (Buisson *et al*., 1981; Calvario-Martínez & Montoya-Rodríguez, 2003; COFEPRIS, 2008).

de los investigadores reconocen que son necesarios estudios a largo plazo para hacer frente a muchas preguntas.

La normatividad actual parte de la premisa que enuncia la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios de México (COFEPRIS) respecto a que los moluscos bivalvos, son productos de la pesca que por su tipo de alimentación filtran y acumulan contaminantes presentes en las zonas de extracción (Suárez-Valencia, 2012). Por lo que se necesitan controles sanitarios debido a que su consumo es generalmente crudo o poco cocido, además de que se debe garantizar que provengan de áreas de cosecha naturales o artificiales clasificadas sanitariamente por la autoridad competente (Poot-Delgado, 2014).

En México, los moluscos bivalvos son considerados como un alimento de tipo infeccioso, tal como lo decreta la NOM-031-SSA1-1993 (Secretaría de Salud, 1995; Reyna-González *et al*., 2012), que establece los estándares sanitarios, por la norma oficial de emergencia de salud ambiental NOM-EM-005-SSA1-2001, que brinda las especificaciones sanitarias para el control de moluscos bivalvos y otros moluscos expuestos a la marea roja (Diario oficial de la federación, 2001) y por la NOM-242-SSA1-2009, que tiene por objeto establecer los requisitos sanitarios para las áreas de captura de moluscos bivalvos; por lo que quienes expendan productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados, incluyendo las embarcaciones de pesca y recolección deben cumplir las especificaciones sanitarias o criterios de inocuidad (Diario oficial de la federación, 2009).

Sin embargo, las normas mexicanas no consideran el estudio de las comunidades de microalgas, a través del conjunto de especies algales, que constituye una de las líneas metodológicas a seguir para la caracterización de los diferentes tipos de lagos, lagunas, embalses o cuerpos costeros, para la obtención de métricas que evaluan su estado ecológico (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2001). El modo de identificar las asociaciones de especies consiste en obtener listados florísticos de algas (especies y/o géneros) de los tipos de cuerpos de agua, y analizar los patrones de variación de la composición de las especies por medio de técnicas estadísticas (por ejemplo análisis de componentes principales). Posteriormente, podrían elaborarse índices de comunidades para cada tipo de cuerpo acuático (Reynolds *et al*., 2002).

Por todo lo anteriormente expuesto, se propone el establecimiento de indicadores de calidad del agua en base a la composición de la comunidad microalgal (principales grupos fitoplanctónicos, fitobentónicos), las variables ambientales y la disponibilidad de nutrientes (Figura 1).

[1]NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario oficial de la Federación, 6 de enero de 1997.
[2]Criterios Ecológicos de Calidad del Agua:CE-CCA-001/89. Comisión Nacional del Agua (CNA). Diario Oficial de la Federación, Miércoles 13 de diciembre de 1989.
[3]NOM-EM-005-SSA1-2001. Especificaciones sanitarias para el control de los moluscos bivalvos y otros moluscos expuestos a la marea roja. Criterios para proteger la salud de la población. Salud ambiental. Diario Oficial de la Federación 17 de diciembre de 2001.
[4]NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. Diario Oficial de la Federación 10 de febrero de 2011.
[5]COFEPRIS. (2005). Instrucción de trabajo para el muestreo de fitoplancton y detección de biotoxinas marinas. Secretaría de salud. 21p.

Figura 1. Representación esquemática para una guía conceptual del desarrollo de un sistema de indicadores basado en la composición de taxocenosis de las microalgas. Modificado de la planificación de los trabajos con el elemento de calidad fitoplancton para la demarcación del Ebro, España y del estudio de impacto de la eutroficación sobre el fitoplancton marino (Smayda, 1984; Orellana-Cepeda & Morales-Zambrano, 1994).

Partiendo desde el análisis de la recopilación de los datos existentes y la comparación con las normas oficiales mexicanas vigentes lo que conllevará a que las correlaciones entre los distintos parámetros relacionados con la composición y abundancia de la comunidad microalgal, si representan un riesgo potencial para la salud pública, bajo el entendido que la comunidad microalgal es sensible y capaz de responder a cambios en nutrientes, toxinas y temperatura (Paerl *et al.*, 2003; Steidinger & Garcés, 2006; Guzmán-Noz, 2010).

De este modo, la información obtenida por los indicadores ecológicos también se puede utilizar para pronosticar cambios futuros en el ambiente, para identificar las acciones de remediación o para su seguimiento en el tiempo e identificar los cambios o tendencias en los indicadores (Niemi & McDonald, 2004) y con esto contribuir al manejo integral de distintos cuepros de agua y de sus cuencas.

II. ANTECEDENTES

II.1 Fitoplancton

La Laguna de Términos, en el estado de Campeche, es uno de los ecosistemas más estudiados del país (Lara-Domínguez, 1990; Ramos-Miranda *et al*., 2006; Ayala-Pérez, 2010), donde se han realizado numerosas investigaciones: desde el punto de vista geológico (Gutiérrez-Estrada *et al*., 1982; Cruz-Orozco *et al*., 1987; Jensen *et al*., 1989; Rojas-Galaviz *et al*., 1992; Mas-Caussel, 2006), productividad y condiciones ambientales (Day & Yáñez-Arancibia, 1988; Yáñez-Arancibia & Day, 1988; De la Rosa-Vélez & Rodríguez-Romero, 1989; Almada-Villela, 1990; Caso-Chávez, 1991; Sánchez-Gil *et al.*, 1993; Aguirre-León & Díaz-Ruiz, 2000), niveles de los nutrientes y calidad del agua (Graham *et al*., 1981; Court *et al*., 1988; Ley-Lou *et al*., 1990; David & Kjerfve, 1998; De la Lanza-Espino & Lozano-Montes, 1999; Yáñez-Arancibia *et al*., 1999; INE-SEMARNAT, 2000; Rendón-von Osten *et al*., 2005), sedimentos (Gierloff-Emden, 1977), circulación (Mancilla & Vargas, 1980; Graham *et al*., 1981) y su tendencia ambiental general (Yáñez-Arancibia *et al*., 1983; Day *et al*., 1988; Yáñez-Arancibia & Zarate-Lomelí, 1999).

Resulta incuestionable el valor que estos documentos representan, resaltando que la información que proporcionan es necesaria para sentar las bases integrales del conocimiento sobre la taxocenosis del fitoplancton, así como la respuesta individual de sus especies ante los aportes de nutrientes de origen antropogénico (Ulloa-Pérez, 2005; Poot-Delgado, 2006).

En lo que respecta al fitoplancton, en estudios realizados en el banco de Campeche se han reportado floraciones algales nocivas de dinoflagelados plantónicos desde julio de 1965, donde observaron y registraron una coloración en el agua de mar producida por el dinoflagelado *Scrippsiella trochoidea* reportado como *Gonyaulax minima* (Zernova, 1970, 1982). En otro evento se observó el florecimiento en los primeros 10 cm de la superficie del mar en el banco de Campeche, provocado por *Karenia brevis* (reportado como *Gymnodinium breve*) (Roujiyaynen *et al*., 1968; Okolodkov, 2003). Los dinoflagelados *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Prorocentrum mexicanum*, *P. minimum*, *P. hoffmanianum*, *Gymnodinium* cf. *catenatum* y *Gambierdiscus* sp., estuvieron presentes en la época de lluvias, con rangos de abundancias de 100

a 26.6 x 10^3 céls L^{-1} (Poot-Delgado & Guzmán-Noz, 2010; Poot-Delgado & Rosado-García, 2011).

Desde el 2003, la Comisión para la Protección contra Riesgos Sanitarios del estado de Campeche (COPRISCAM) se integró el Proyecto Nacional de Marea Roja bajo la coordinación de la COFEPRIS, realizando monitoreos a lo largo del litoral campechano, con 21 puntos de muestreo (Del Ángel-Tafoya, 2013). Con base en esto se registraron florecimientos de *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* en septiembre del 2005, en la bahía de Campeche y de *Karenia brevis* en Frontera, Tabasco y Nuevo Campechito, Cd. Del-Carmen. Para el 2006, *Peridinium quinquecorne* lo registraron en la bahía de Campeche. En junio y septiembre del 2008, *Rhizosolenia* y *Chaetoceros* estuvieron presentes, al igual que *Pseudo-nitzschia* en la región norte del litoral del estado de Campeche. *Prorocentrum micans* estuvo presente en el área de extracción de ostión en la Laguna de Términos en mayo del 2010, y en el 2011 se observó a *Karenia brevis* en la costa de Calkini, Hecelchakan, Campeche y Champotón (Del Ángel-Tafoya, 2013; Soto-Ramos, 2013) (Tabla III).

En las aguas costeras de Champotón en 15 estaciones, de mayo de 2010 a noviembre de 2011 Poot-Delgado & Rosado-García (2013) reportan la presencia de *Gambierdiscus*, *Gymnodinium* cf. *catenatum*, *Karenia* cf. *brevis*, *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Prorocentrum mexicanum*, *P. minimum* y *P. hoffmannianum*, con abundancias del orden de 10^4 céls L^{-1} (Tabla III).

Hacia la parte sur del Golfo de México se han encontrado registros de identificación y cuantificación de *Ceratium furca,* en la Laguna del Carmen, en el municipio de Cárdenas, Tabasco, así como el reporte de mortandad moderada de peces que ocurrió desde la barra de Tupilco hasta las playas de Pico de Oro en Centla, en el estado de Tabasco (Terán-Suarez *et al*., 2006). López-Baluja *et al*. (1992) mencionan que los FAN en el Golfo de México son regularmente causados por dinoflagelados. Sin embargo Steidinger *et al*. (2009) reportan 644 especies derivadas de estudios realizados de 1970 a 2009, destacando que existe incertidumbre de la presencia o ausencia de ciertas especies de dinoflagelados reportadas en años pasados.

Tabla III. Especies causantes de florecimientos algales nocivos en las costas de Campeche

Especie	Localidad	Fecha	Abundancia máxima (células L^{-1})	Referencias
Pyrodinium bahamense var. *bahamense*[1]	Costa Villamar, Champotón	20 de marzo de 2005	30,000	Copriscam & LESP*
	Malecón de Campeche	9 de agosto de 2005	330,000	
			315,000	
Scrippsiella spp.[5]	Banco de Campeche	24 de agosto de 2005	300,000	Soto-Ramos (2013)
Pseudo-nitzschia sp.[1]	Isla Arena, Calkini	8 de diciembre del 2005	30,000	Copriscam & LESP*
Prorocentrum compressum?[1]	Nvo. Campechito, Cd. Del Carmen	11 al 17 de abril 2007	185,000	
Anabaena sp.[3]	Bahía de Campeche	Diciembre de 2007	323,000	Poot-Delgado & Guzmán-Noz (2010)
Pyrodinium bahamense var. *bahamense*[1]		Abril de 2008	80,000	Poot-Delgado *et al.* (2009)
Pseudo-nitzschia sp.[1]	Región norte litoral (costa de Calkini-Hecelchakan)	26 junio al 05 septiembre de 2008	450,000	Copriscam & LESP*
Rhizosolenia sp.[5]			360,000	
Chaetoceros sp.[4]			260,000	
Pseudo-nitzschia spp.[1]	Bahía de Campeche	Diciembre de 2008	64,000	Poot-Delgado & Guzmán-Noz (2010)
Leptocylindrus sp.[5]	Región centro litoral (costa de Campeche-Champotón)	18 septiembre al 18 de octubre 2009	870,000	Copriscam & LESP*
Pseudo-nitzschia delicatissima?[1]			76,000	
Pyrodinium bahamense var. *bahamense*[1]			20,000	
Anabaena sp.[3]	Litoral de Champotón	Febrero de 2010	100,000	Poot-Delgado & Rosado-García (2013)
Pyrodinium bahamense var. *bahamense*[1]		Julio de 2010	311,000	
Oscillatoria erythraea?[3]	Malecón de Campeche	9 de agosto de 2010	36,000	Copriscam & LESP*
Chaetoceros spp.[4]	Litoral de Champotón	Noviembre de 2010	1,100,000	Poot-Delgado & Rosado-García (2013)
Peridinium quinquecorne[5]	Region centro litoral (Campeche-Champotón)	05 al 26 de agosto de 2010	196,666	Copriscam & LESP*
			88,000	
Prorocentrum mexicanum[4]			47,660	
Cylindrotheca closterium[5]	Sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este	12, 13 de febrero de 2011	525,000	Muciño-Márquez *et al.* (2014)
Karenia brevis?[1]	Región norte litoral (Calkini, Hecelchakan, Tenabo, Campeche y Champotón)	15 al 28 de septiembre 2011	3,992,000	Copriscam & LESP*
Pseudo-nitzschia spp.[1]			50,000	

Prorocentrum mexicanum[4]	Banco ostrícola (Laguna de Términos)	Marzo de 2012	150,000	Poot-Delgado *et al.* (2015a)
Gymnodinium sp.[1]		Abril de 2012	150,000	
Karenia spp.[1]	Banco de Campeche	9 de septiembre de 2012	3,000,000	Soto-Ramos (2013)
Cylindrospermopsis cuspis[3]	Banco ostrícola (Laguna de Términos)	18 de octubre de 2012	10,860,000	Copriscam & LESP*
Prorocentrum minimum[2]	Bancos ostrícola (Laguna de Términos)	Noviembre de 2012	2,300,000	Poot-Delgado *et al.* (2015a)
	Muelle la Puntilla, Ciudad del Carmen	Octubre de 2012 a enero de 2013	2,363,000	Poot-Delgado *et al.* (2015b)
Pseudo-nitzschia spp.[1]	Banco ostrícola (Laguna de Términos)	Enero de 2013	640,000	Poot-Delgado *et al.* (2015b)
Cylindrotheca closterium[5]		Febrero de 2013	200,000	
Anabaena sp.[3]		Mayo de 2013	660,000	
Cyclotella sp.[5]	Muelle la Puntilla, Ciudad del Carmen	Agosto de 2013	6,500,469	Poot-Delgado *et al.* (2015b)
Peridinium quinquecorne[5]		Septiembre de 2013	1,532,771	
Rhizosolenia sp.[5]	Litoral de Champotón	Noviembre de 2013	180,000	Rendón-von Osten *et al.* (2013)

**Comisión para la Protección y Riesgo Sanitario del estado de Campeche. Laboratorio Estatal de Salud Pública del Estado de Campeche.*

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

[2]Responsable 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).

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

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

[5]Especies 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 10^6 células $L^{-1.}$

En la Laguna de Términos, también existen registros de la composición florística, sistemática y distribución de los géneros de diatomeas en sedimentos (Silva-Bárcenas, 1963; Loyo-Rebolledo, 1965, 1966; Gómez-Aguirre, 1965; Gómez-Aguirre, 1974; Pinzón-Medina, 1985 y Torres, 1987). La mayoría de los autores mencionados registran que en el fitoplancton de esta Laguna predominan las especies de diatomeas de origen nerítico[10], mientras que las de origen dulceacuícola y las especies oceánicas son relativamente escasas (Barreiro-Güemes & Aguirre-León, 1999).

[10]Comprende las aguas marinas (>30 durante todo el año) situadas entre la línea de 30 m, de profundidad y el límite de la plataforma continental, el cual se encuentra a 200 m, de profundidad aproximadamente (Madden *et al*., 2008). Sin embargo, desde el punto de vista ecológico, las zonas neríticas son los ecotonos entre los biotopos pelágicos y bentónicos, donde las especies puramente pelágicas habitan junto con las especies heterotópicas, que también lo hacen en el fondo del mar como parte de las comunidades bentónicas, al igual que las especies planctónicas favorecidas por las condiciones costeras (Okolodkov, 2010).

Licea-Durán & Santoyo-Reyes (1991) analizaron la estructura fitoplanctónica y nutrientes en la zona de la bahía de Campeche, frente a la Laguna de Términos en porciones oceánicas y costeras. Estos autores obtuvieron una mayor diversidad en la zona costera, donde la influencia de las corrientes de marea y el viento favorecen los cambios rápidos de los factores físicos-químicos dado que el fitoplancton responde de manera rápida a los cambios ambientales (Biswas *et al*., 2010) para beneficio o perjuicio de la comunidad dependiendo de las especies presentes (Guzmán-Noz, 2010).

Respecto a la biomasa fitoplanctónica (Rojas-Galaviz *et al*., 1992; Barreiro-Güemes & Aguirre-León, 1998), la concentración de pigmentos (Ponce-Manjarrez *et al*., 2012) y las tasas de producción primaria en la Laguna de Términos (Day *et al*., 1982; Barreiro-Güemes ,1983; Day *et al*., 1988; De la Lanza-Espino & Rodríguez, 1991), se han encontrado que esta Laguna tiene valores altos de producción primaria fitoplanctónica, con promedios de 1.2 g C m^{-2} $día^{-l}$ (Raz-Guzmán & De la Lanza-Espino, 1991).

Para el sistema Pom-Atasta, las medias anuales de concentración de clorofila *a* son mayores a las registradas en la Laguna de Términos de 0.3 a 8.2 mg m^{-3} (Day *et al*., 1988; Barreiro-Güemes & Balderas-Cortes, 1991). Suárez-Caabro & Gómez-Aguirre (1965) y Gómez-Aguirre (1974) iniciaron los estudios de la composición del fitoplancton en la Boca de Atasta y en la Boca Chica, de Pom-Atasta y Palizada del Este reportando a *Coscinodiscus*, *Biddulphia*, *Chaetoceros*, *Rhizosolenia*, *Nitzschia*, *Ceratium* y *Peridinium* como los géneros dominantes; sin embargo para este sistema hay pocos estudios respecto a la comunidad fitoplanctonica.

Barreiro-Güemes & Aguirre-León (1999) realizaron un estudio de la distribución espacio temporal de la biomasa fitoplanctónica en la misma región, reportando concentraciones promedio de clorofila a de 19.86 mg m^{-3}.

Muciño-Márquez *et al*. (2014, 2015) presentaron resultados de dos días en febrero de 2011 de los sistemas fluvio-Lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, donde registran que *Cylindrotheca closterium* fue la especie más abundante en los dos sistemas, con una abundancia de 52.5×10^3 células L^{-1}, así como la identificación de 21 especies de cianobacterias de las cuales 7 especies son formadoras de FAN tales como: *Pseudanabaena catenata*, *P. limnetica*, *Anabaenopsis*

circularis, *A. elenkinii*, *Aphanizomenon* cf. *ovalisporum*, *A. schindleri* y *Dolichospermum circinalis*.

Poot-Delgado *et al.* (2013, 2015a,b) reportan la abundancia de fitoplancton y su variación estacional de julio de 2012 a septiembre de 2013, registrando valores mínimos (10^3 células L^{-1}) durante la época de secas (febrero-mayo) y valores altos (10^6 células L^{-1}) durante la temporada de lluvias (junio-septiembre), así como la presencia de especies de dinoflagelados nocivos: *Akashiwo sanguinea*, *Karenia* cf. *mikimotoi*, *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense*, *Prorocentrum mexicanum* y *P. minimum*, y especies de los generos *Alexandrium* y *Pseudo-nitzschia*.

II.2 Indicadores ecológicos

Durante la década de los 1970´s, diversos trabajos fueron desarrollados para medir la contaminación ambiental con el uso de indicadores ecológicos que describían la riqueza y diversidad (Bechtel & Copeland, 1971; Archibald 1972; Cook, 1976). De de acuerdo con Pielou, (1984), Ludwig & Reynolds (1988) & Magurran (2004), estos indicadores ecológicos ofrecen información sobre la estructura de la comunidad y pueden ser afectados por factores ambientales (Legendre & Legendre, 1983; Washington, 1984). Wilhm (1967) y Mihnea (1985) concuerdan en que los índices de diversidad, basados en los valores de diversidad disminuyen a medida que aumenta la productividad por procesos de contaminación ambiental; sin embargo, Karydis (2009) argumenta que a pesar de la correspondencia entre la diversidad y el proceso de contaminación ambiental, no existe una clara escala en cuanto a los rangos en los índices de riqueza y diversidad para establecer los diferentes niveles de eutrofización.

Se han propuesto muchos índices para la clasificación de las aguas costeras, tales como aguas oligotróficas, mesotróficas y eutróficas, ya que tienen la cualidad de resumir los datos que se generan en el campo (Karydis, 2009). En términos generales, se usan índices abióticos que se basan generalmente en los valores de los nutrientes; en este sentido la relación de N/P, se ha utilizado para definir las condiciones eutróficas en un determinado cuerpo de agua (Ryther & Dunstan, 1971). Tambien se han utilizado los algoritmos basados en los nutrientes diseñados para evaluar el estado trófico (Karydis *et al.*, 1983) y se han sugerido a las variaciones en las

concentraciones de nutrientes como indicador de condiciones tróficas (Giovanardi & Tromellini, 1992; Ignatiades *et al*., 1992; Stefanou *et al*., 2000).

Kane (2004) hace una revisión de los principales índices ecológicos, en particular los que aplican para lagos. Este autor menciona el trabajo de Lindeman (1942), quien estableció un marco para el estudio de la dinámica trófica, los estudios de Shannon & Weaver (1949) y Wiener (1948), quienes desarrollaron índices que miden la diversidad de especies, tales como las medidas del número potencial de interacciones entre los taxa. Algunos de los trabajos de limnólogos desarrollaron índices para la utilización de parámetros individuales, tales como: la pérdida de oxígeno (Hutchinson, 1957), la producción primaria (Rodhe, 1958), el fósforo total (Chapra & Robertson, 1977), el nitrógeno total (Vollenweider, 1968), la clorofila *a* (Dobson *et al*., 1974) y la turbidez (disco de Secchi) (Vallentyne *et al*., 1969).

Sommer (1986) encontró un alto nivel de similitud en la composición de las especies y las secuencias de temporada en los lagos alpinos. Reynolds (1980, 1997) aplicó el enfoque fitosociológico clásico a una serie de datos de fitoplancton de los lagos del noroeste de Inglaterra diferenciando numerosas asociaciones de especies (Padisák *et al*., 2006).

Tabla IV. Ejemplos de respuestas ecológicas a la presión natural y antropogénicas sobre indicadores de calidad del agua basados en el fitoplancton.

Autores	Localidad	Respuestas
Villegas & Giner (1973)	Ríos de EUA	Fitoplancton como indicador biológico de la calidad del agua.
Goldman (1974)	Lago Tahoe, EUA	Calidad del agua y eutrofización[1].
Fraser (1974)	Reservorio Summersville, oeste Virginia	Calidad del agua y productividad del fitoplancton[1].
Spodniewska (1979)	Lago Masurian, Polonia	Fitoplancton como indicador de la eutrofización del lago[1].
Mihnea (1985)	Aguas costeras rumanas	Índices de diversidad de fitoplancton como indicadores de eutrofización[2].
Li *et al*. (1993)	Lago Dalaihu, China	Evaluación de contaminación del agua y eutrofización con comunidades de fitoplancton[1].
Labunskaya (1994)	Norte del Mar Cáspio	Fitoplancton como un indicador de contaminación[1].
Orellana-Cepeda & Morales-Zambrano (1994)	Pacífico mexicano	Impacto de la eutrofización en el fitoplancton marino[2].
van Dam *et al*. (1994)	Holanda	Lista de verificación codificada y valores ecológicos indicador de diatomeas de agua dulce[1].
Bell & Elmetri (1995)	Gran barrera de coral, Australia	Indicadores ecológicos de gran escala

		(eutrofización y fitoplancton)[2]
Goncharov (1996)	Pequeños ríos de Sergiev Posad región de Moscú, Rusia	Experimentos con indicadores biológicos en ríos pequeños (utilizando el fitoplancton)[1].
Battarbee *et al.* (1997)	Área de Hoeylandet y Nord-Troendelag, Noruega	Calidad del agua (Diatomeas)[1]
Cottingham & Carpenter (1998)	Michigan, EUA	Indicadores ecológicos: (respuestas fitoplancton)[1]
Díaz-Pardo *et al.* (1998)	Lago Atezca, México	Comunidad fitoplanctónica como indicador de condiciones de salud[1].
Kirby *et al*. (1998)	Aguas costeras de Inglaterra y Wales	Evaluación de la calidad del agua en aguas estuarinas y costeras[1y2].
Tsirtsis & Karydis (1998)	Mar Egeo, Grecia	Evaluación de los índices de la comunidad de fitoplancton para la detección de tendencias eutróficas en el medio marino[2].
Danilov & Ekelund (1999)	Lagos en el centro de Suecia	Eficiencia de los índices de diversidad y similaridad (fitoplancton-eutrofización)[1]
Danilov & Ekelund (2001)	Costa del este de Suecia	Estudios comparativos sobre la utilidad de los siete índices ecológicos para la vigilancia de las costas marinas[2].

[1]Cuerpos de agua dulce
[2]Medio marino

El número de células de microalgas o taxa superiores también es un indicador utilizado para evaluar el estado trófico (Kitsiou & Karydis, 1998), donde su uso para la evaluación de la calidad del agua tiene una larga historia (Padisák *et al*., 2006), como especies indicadoras de condiciones sapróbicas[11] (Thunmark, 1945; Nygaard, 1949; Järnefelt, 1952; Teiling, 1955; Heinonen, 1980; Rosén, 1981; Kümmerlin, 1990; Gulyás, 1998; Lepistö & Rosenström, 1998; Lepistö, 1999; ver Tabla IV). Aunque el número de células se ve influenciado por factores intrínsecos (factores biológicos, tasa de sedimentación del plancton[12], compuestos de proporcionalidad constante) y externos (luz, temperatura, turbulencia/estabilidad del agua, tiempo de residencia del agua, nutrientes, materia orgánica, mineralización, pH y oligoelementos (Valiela, 1984; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2001).

Numerosos índices fueron desarrollados (Thunmark, 1945; Nygaard, 1949; Hörnström, 1981; Brettum, 1989; Tremel, 1996; Schönfelder, 1997); sin embargo, ninguno llegó a ser ampliamente aceptado, debido a las características de la dinámica de las comunidades de fitoplancton, la

[11]Es un estado de la calidad del agua respecto al contenido de materia orgánica degradable que se refleja en la composición de las especies de la comunidad (Lauterborn, 1901).
[12] El tiempo de residencia del agua en el sistema tiene gran importancia en la composición específica y abundancia del fitoplancton, puesto que está relacionado con la tasa de exportación del plancton (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2001).

diversidad de hábitats de los ecosistemas de agua dulce y las diferencias geográficas (Padisák *et al*., 2006).

Reynolds *et al*. (2002) publicaron una extensa descripción de las asociaciones de fitoplancton que se entienden como grupos funcionales: grupos de especies con menos o más demandas definidas, por varias y diferentes combinaciones de propiedades físicas, químicas y biológicas (la profundidad de la capa de mezcla, luz, temperatura, P, N, Si, CO_2 y la presión por pastoreo) del ambiente de un lago. Sin embargo, este tipo de modelo también tienen limitantes ya que se ha visto que la alteración de los parámetros abióticos al final permite mantener alta la diversidad de la composición fitoplanctónica (Padisák *et al*., 1993; Scheffer *et al*., 2003), lo cual hace necesario el realizar un modelo con características propias a una geografía en específico donde los parámetros ambientales sean costistentes/cíclicos de manrea espacial y temporal.

III. HIPÓTESIS DE TRABAJO

Si la taxocenosis[13] de las microalgas es un indicador del estado trófico de los cuerpos de agua, entonces es posible establecer una serie de indicadores para la diagnosis de la calidad del agua de los bancos ostrícolas del subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.

IV. OBJETIVOS

IV.1 Objetivo general

Establecer una serie de indicadores de la calidad del agua en base a la taxocenosis de las microalgas en los bancos ostrícolas del subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico en la Laguna de Términos, Campeche.

IV.2 Objetivos específicos

En el periodo comprendido entre agosto de 2012 a septiembre de 2013 en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico en la Laguna de Términos:

1. Determinar el patrón anual de la abundancia y de la composición de especies de las microalgas en los bancos ostrícolas.
2. Identificar las especies de microalgas potencialmente nocivas en los bancos ostrícolas.
3. Definir el conjunto de condiciones ambientales que se correlacionan con la presencia de cada especie nociva en los bancos ostrícolas.
4. Aplicar índices ecológicos basados en la taxocenosis de las microalgas para determinar la presencia, dominancia y diversidad de las especies en los bancos ostrícolas.

[13]Grupo de poblaciones de una posición taxonómica definida (zooceno, fitoceno, grupos de crustáceos o de copépodos) (Okolodkov, 2010).

V. MATERIAL Y MÉTODOS

V.1 Área de estudio

La Laguna de Términos ocupa el segundo lugar en extensión en el litoral del Golfo de México con una superficie de 160, 000 Has, y forma parte del área de protección de flora y fauna de la Laguna de Términos (APFFLT) con una superficie de 705, 016 Has (INE-SEMARNAP, 1997).

La Laguna de Términos, situada en el estado de Campeche[14], es uno de los humedales más importantes de Mesoamérica dada su alta biodiversidad y el papel que juega como área de crianza para las etapas larvarias y juveniles de un gran número de especies. Esta Laguna, contribuye de manera significativa al posterior reclutamiento en la plataforma continental de los adultos de especies que constituyen recursos de valor económico (Raz-Guzmán, 2010), donde los habitas de vegetación acuática sumergida favorecen valores altos de abundancia, riqueza de especies, densidad y diversidad (Raz-Guzmán & Sánchez, 1996; Raz-Guzmán & Barba, 2000; Beck *et al*., 2001; Raz-Guzmán, 2010).

Las especies Lagunares que destacan por su importancia pesquera en la región, son el ostión americano *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791), cuya explotación es artesanal; la almeja gallito, *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831), así como otras dos almejas paelleras o de fango, *R. flexuosa* (Conrad, 1839) y *Polymesoda caroliniana* (Bosc, 1801) (Reguero *et al*., 2010).

En el área también se captura pulpo *Octopus vulgaris* (Lamarck, 1798) y algunos caracoles [*Pleuroploca gigantea* (Kiener, 1840), *Fasciolaria tulipa* (Linnaeus, 1758), *Melongena melongena* (Linnaeus, 1758), *Busycon* spp.] que son extraídos a nivel doméstico, aunque mantienen poblaciones relativamente bajas (Reguero *et al*., 2010).

La relevancia pesquera del estado de Campeche depende en gran medida de la Laguna de Términos y sus áreas de influencia hacia la plataforma Tabasco/Campeche, pues su potencialidad mínima se ha estimado en 13,000 ton/año de moluscos (almeja, ostión, calamar y pulpo) y en 50% de aportación pesquera a recursos estuarinos (Yáñez-Arancibia & Aguirre-León, 1988;

[14] Campeche, cuenta con 4 regiones, 7 cuencas hidrológicas y 2,200 km^2, de lagunas costeras, forma parte de lo que la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) ha denominado Región Hidrológica XII, península de Yucatán, en la cual, 98% del territorio de Campeche ha sido dividido en dos subrregiones: Poniente y Candelaria (CONAGUA, 2006b; Rebolledo-Vieyra, 2010).

Reguero *et al*., 2010). Sin embargo, la Laguna ha sufrido deterioro por causas naturales y antropogénicas relacionadas con actividades agrícolas y pesqueras (Díaz-González *et al*., 2005), incluyendo las actividades petroleras que en las últimas tres décadas en la sonda de Campeche se incrementó significativamente y ha sido la principal fuente de extracción de crudo del país (Villalobos-Zapata *et al*., 2010). Estos han sido los principales factores que ocasionaron deterioros ambientales, mermando significativamente las poblaciones naturales dominantes en la Laguna, como las almejas de las familias *Mactridae* y *Corbiculidae*, así como los bancos de ostras del género *Crassostrea* y el "callo de árbol" *Isognomon alatus* (Gmelin, 1791).

En la región de la Laguna de Términos desemboca una porción de la principal red hidrológica de la zona costera mexicana del Golfo de México, constituida por los ríos Mezcalapa, Grijalva y Usumacinta, los cuales han desarrollado un amplio complejo fluvio-Lagunar-estuarino (Figura 2) (Ayala-Pérez, 2010). Este complejo incluye a los ríos Palizada, Chumpán y Candelaria, a las lagunas litorales Pom-Atasta, Puerto Rico, San Carlos y Del Corte, Del Este-San Francisco-El Vapor, Balchacah y Panlau los cuales integran el sistemas Pom-Atasta, Palizada-del Este, Chumpán-Balchacah y Candelaria-Panlau (González, 1974; Ayala-Pérez *et al*., 1993).

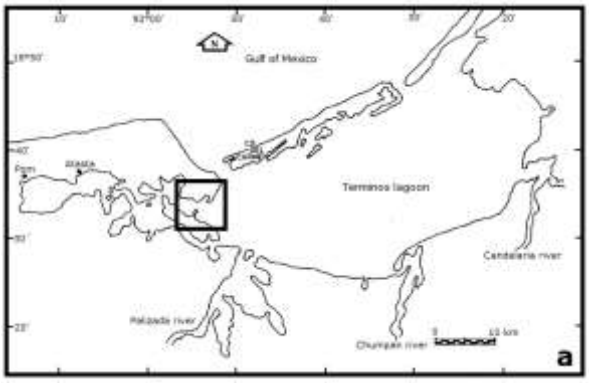


Figura 2. Laguna de Términos, y sus sistemas fluvio-Lagunares-estuarinos. Imagen tomada de Ramos-Miranda *et al*. (2006) y Ayala-Pérez (2010).

El presente estudio se realizó en las áreas silvestres de extracción de moluscos bivalvos del subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos (Figura 3), ubicado a 30 km hacia el oeste de ciudad del Carmen, Campeche y se localiza entre las coordenadas 18°33' y 18°38' de latitud norte (N) y 92°01' y 92°14' de longitud oeste (W). Esta posición geográfica

corresponde, de acuerdo con Álvarez (1961), con la provincia fisiográfica denominada Llanura Costera del Golfo por los ríos Grijalva y Usumacinta (Gutiérrez-Estrada *et al*., 1982) y al oriente, por la boca de Atasta, que comunica con la Laguna de Términos y al occidente por la Laguna Colorada cercana al cauce del río San Pedro y San Pablo, de donde proviene parte del drenaje estacional de agua dulce.

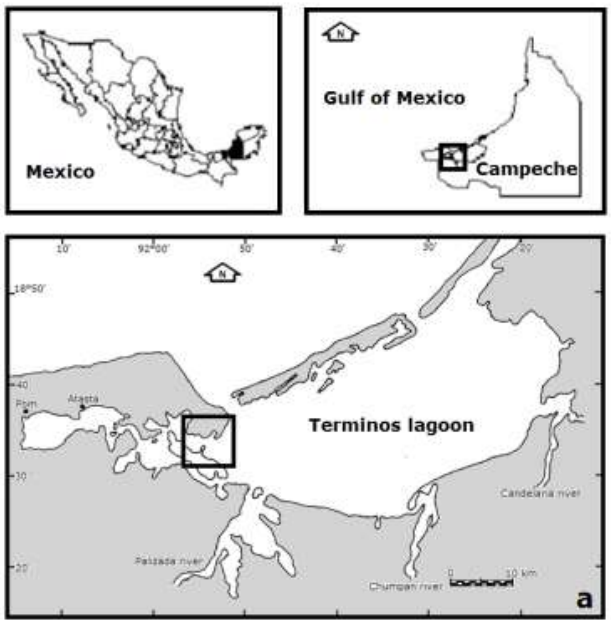


Figura 3. Zona de estudio en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche (recuadro)

La Laguna de Términos esta formada por mas de 10 lagunas interiores de dimensiones variables, con una superficie total aproximada de 300 km^2 y una profundidad promedio de 2.7 m. Estas lagunas son: Lodazal, Loros, Puerto Rico, Palmas, San Carlos, Del Corte, Palancares, Atasta, Pom y Colorada (INE-SEMARNAT, 1997; Ayala-Pérez, 2006). Atasta y Pom son las más grandes e incluyen bancos de almeja *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) y de ostión *Crassostrea virginica* actualmente muy explotados (Ramos-Miranda *et al*., 2006).

Las lagunas interiores Atasta y Pom, presentan un gradiente estuarino con un intervalo de salinidad de 3 a 26 que varía dependiendo de la época climática. La temperatura del agua oscila de 25.6 a 32.6ºC y la transparencia del 20 al 83.3% (Ramos-Miranda *et al*., 2006). El oxígeno

disuelto presenta variaciones muy amplias, desde 4.2 hasta 8.2 mg L^{-1}, según la localidad (Ramos-Miranda *et al*., 2006).

El sistema está dominado por sedimentos limo arcillosos con gran cantidad de concha entera y bajo contenido de carbonato de calcio (< 25 %) (Amezcua-Linares & Yáñez-Arancibia, 1980). La vegetación sumergida, tipo praderas, es muy escasa y se localiza principalmente en las Lagunas San Carlos y del Corte. El manglar circunda al sistema y se encuentra representado en las partes más bajas por *Rhizophora mangle* (Linnaeus 1753), seguido por *Avicenia germinans* (Linnaeus 1759) y escasos árboles de *Laguncularia racemosa* (Linnaeus 1759).

V.2 Trabajo de campo

Se realizó un muestreo mensual desde agosto de 2012 a septiembre de 2013, en 6 bancos ostrícolas y un punto impactado por actividades antropogénicas (*), enlistados en la tabla V.

Tabla V. Sitios de muestreos subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.

Estación	Coordenadas
E1. *Isla de Pedro*	18°33´56´´N, 91°53´09´´W
E2. *Lizeta*	18°34´01´´N, 91°53´29´´W
E3. *Punta Juleza*	18°34´04´´N, 91°54´02´´ W
E4. *Palón*	18°33´55´´N, 91°53´40´´W
E5. *Lebiza*	18°33´38´´N, 91°53´38´´W
E6. *Playaso*	18°33´43´´N, 91°52´57´´W
E7. *Embarcadero**	18°37´52´´N, 91°49´22´´W

Las cuales son las regiones y puntos de muestreos identificadas por la COPRISCAM para los estudios sanitarios (Figura 4).

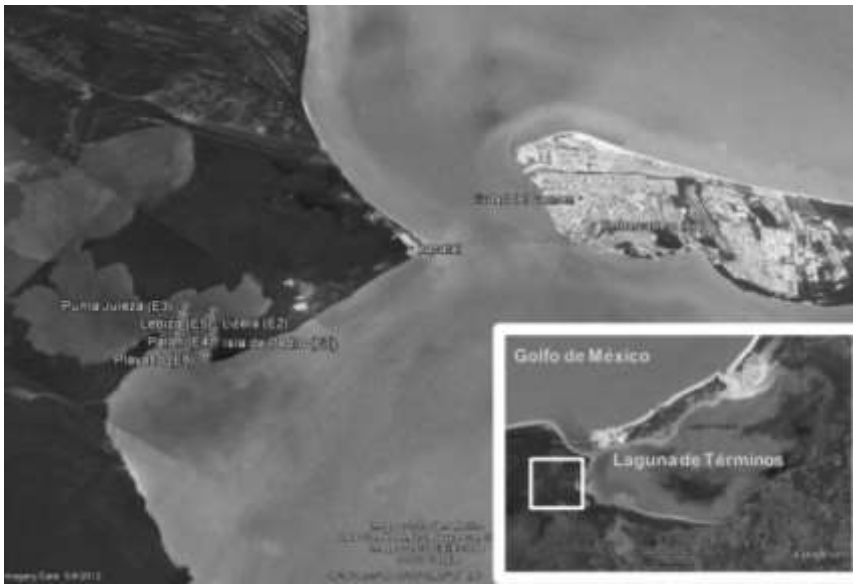


Figura 4. Ubicación geográfica de los puntos de monitoreo de los bancos ostrícolas de extracción de moluscos bivalvos en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche (Google Earth, 2013).

V.2.1 Variables meteorológicas

Con el propósito de describir de manera general la variabilidad estacional de la precipitación y velocidad del viento del área de estudio, se obtuvieron registros mensuales, para el periodo agosto de 2012 a septiembre de 2013, del observatorio meteorológico de la comisión nacional del agua (http://smn.cna.gob.mx/emas/CONAGUA), cuya estación está ubicada en Ciudad del Carmen, Campeche.

V.2.2 Fitoplancton

Se recolectaron muestras de agua de mar superficial, tomando una alícuota de 75 ml, para analizar la abundancia y los taxa fitoplanctónicos (Lindahl, 1986). Las muestras se fijaron a bordo de la embarcación, con una solución alcalina de Lugol (Utermöhl, 1958) y posteriormente se preservaron agregándoles una solución de formol neutralizado al 4% (Throndsen, 1978). Adicionalmente, se realizaron arrastres circulares con una red manual cónica con luz de malla de 20 μm en cada punto de muestreo. El material recolectado se depositó en frascos ámbar y se fijó con el mismo proceso que la muestra para el análisis cuantitativo, para determinar la composición de la comunidad fitoplanctónica, durante un año muestreando con una frecuencia mensual.

V.2.3 Parámetros fisicoquímicos del agua

En cada una de las estaciones de muestreo se registró mediciones *in situ* de variables y parámetros fisicoquímicos temperatura (°C), salinidad, pH, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno (%) y sólidos suspendidos totales (SST), a bordo de la embarcación, utilizando la sonda multiparamétrica HANNA modelo HI9828, con sensor modelo HI769828 y la sonda multiparamétrica HACH modelo HQ40d. La recolecta de muestras de agua, para la determinación de nutrientes se realizó por toma directa utilizando una botella ámbar con capacidad de 2 L, y el contenido fue vertido en frascos de plástico previamente lavados con detergente neutro (Extrán), H_2NO_3 al 0.1% y agua desionizada, posteriormente se preservaron a 4°C.

V.3 Trabajo de laboratorio

V.3.1 Análisis cuantitativo del fitoplancton de botella

La cuantificación de las células de fitoplancton se llevó a cabo de acuerdo con la técnica de Utermöhl (Utermöhl, 1958), tomando 10 cm^3 de la muestra, los cuales se depositaron en una cámara de sedimentación con tapa de vidrio por espacio de 24 hrs, con la finalidad de que todo el material que compone la muestra sedimente en el fondo. La cuantificación se realizó mediante el uso de un microscopio invertido con contraste de fases marca Carl Zeiss Axio Observer.A1 equipado con objetivos de contraste de fases (10x/0.25 Ph1 ADL, y LD (Long Working Distance) 20x/0.30 Ph1), donde se estimó la abundancia total de las células de fitoplancton y se identificarón las especies. Cabe señalar que en el grupo de los nanoflagelados, debido al tamaño pequeño de los organismos, no se identificaron todas las especies que lo integran. Los valores de abundancia están expresados en células por litro (céls L^{-1}).

V.3.2 Análisis cualitativo del fitoplancton de red

Para la observación, identificación y captura de microfotografías de especies fitoplanctónicas se realizaron en muestras fijadas, así como en laminillas permanentes, en un microscopio compuesto marca Carl Zeiss equipado con objetivos plano acromáticos, óptica corregida al infinito (antifúngicos) con objetivos, 4x/0.10, 10x/0.25 (anti-fungal), 20x/0.40, 40x(R) 0.65 y 100x/1.25, empleando literatura taxonómica especializada. Para diatomeas: Hustedt (1930, 1959), Cupp

(1943), Hendey (1964), Licea-Durán (1974), Navarro (1981a, 1981b, 1982), Sundström (1986), Round *et al*. (1990), Rines (1994), Moreno *et al*. (1996) y Grethe *et al*. (1997). Para dinoflagelados y silicoflagelados: Schiller (1933, 1937), Graham & Bronikovsky (1944), Klement (1964), Taylor (1976) y Balech (1988). Para las cianobacterias: Geitler (1933), Bakes & Bold (1970), Prescott (1970), Rippka *et al*. (1979), Huber *et al*. (1983), Komárek (1984), Komárek & Anagnostidis (1986a, 1986b) y Anagnostidis & Komárek (1988, 1990). La edición final de las microfotografías se llevó a cabo con el software PhotoScape versión 3.6.5.

Así mismo, se aislaron las células con micropipeta de una alícuota colocada en la cámara Sedgwick-Rafter y se hicieron preparaciones temporales de microalgas, que fueron transferidos a un filtro de membrana de policarbonato (Corning Separations Div., Acton, Mass., EUA), donde se lavaron con agua destilada y se deshidrataron gradualmente incrementando las concentraciones de etanol. Después de la deshidratación en etanol al 100%, las células fueron enjuagadas dos veces en hexametildisilazano (HMDS) y fueron secadas por 5 min., a 60 °C (Hoppenrath *et al*., 2009). Las células secas se montaron en una base de aluminio para microscopia electrónica de barrido (MEB), se revistió con oro/paladio, JEOL JSM 7600F (de campo de emisión) instalado en el CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.

V.3.3 Análisis químicos

Los análisis de nutrientes se realizaron en su totalidad en el Instituto de Ecología, Pesquerías y Oceanografía del Golfo de México de la Universidad Autónoma de Campeche (EPOMEX-UAC) en Campeche. Los análisis de ortofosfatos ($P - PO_4^{3-}$), amonio ($N - NH_4^+$), nitritos ($N - NO_2^-$), nitratos ($N - NO_3^-$) y silicatos ($Si - SiO_2^{4-}$), se realizaron siguiendo las técnicas Strickland & Parsons (1972). Los resultados que se obtuvieron fueron comparados con los criterios de calidad del agua de los límites máximos permisibles establecidos para estuarios y aguas marinas (áreas costeras) en promedios mensuales, cabe destacar que la normatividad existente no contempla los silicatos (Tabla VI).

Tabla VI. Criterios de calidad del agua y límites máximos permisibles establecidos para estuarios y aguas marinas (áreas costeras) en promedios mensuales.

Parámetro	Límites establecidos para agua marina (áreas costeras)	Referencia
Temperatura	Condiciones naturales +1.5	CE-CCA-001/89
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Explotación pesquera (150 mg L^{-1}) y estuarios (75 mg L^{-1}).	NOM-001-ECOL-1996
Oxígeno disuelto (OD)	5 mg L^{-1}	CE-CCA-001/89
Potencial de hidrógeno (pH)	5 a 10 unidades de pH.	NOM-001-ECOL-1996
Sólidos suspendidos totales (SST)	Los sólidos suspendidos (incluyendo sedimentables) en combinación con el color, no deben reducir la profundidad del nivel de compensación de luz para la actividad fotosintética en más del 10% a partir del valor natural.	NOM-001-ECOL-1996 CE-CCA-001/89
Ortofosfatos (PO_4)[1]	0.002 mg L^{-1}	CE-CCA-001/89
Nitratos (NO_3)	0.04 mg L^{-1}	CE-CCA-001/89
Nitritos (NO_2)	0.002 mg L^{-1}	CE-CCA-001/89
Nitrógeno amoniacal (NH_4)	0.01 mg L^{-1}	CE-CCA-001/89
Nitrógeno total	Estuarios (15 mg L^{-1}) y protección a la vida acuática (15 mg L^{-1})	NOM-001-ECOL-1996
Fósforo total	Estuarios (5 mg L^{-1}) y protección a la vida acuática (5 mg L^{-1})	NOM-001-ECOL-1996

[1]Los fosfatos totales, medidos como fósforo, no deberán exceder de 0.05 mg L^{-1}en afluentes a lagos o embalses ni de 0.025 mg L^{-1} dentro del lago o embalse, para prevenir el desarrollo de especies biológicas indeseables y para controlar la eutrofización acelerada.

Fuente: Modificado de SEMARNAP, Comisión Nacional del Agua, con base en: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, Diario Oficial de la Federación, Miércoles 13 de diciembre de 1989.

Lo que permitió caracterizar la calidad del agua a través de indicadores indirectos en cada estación, de acuerdo con sus usos y valores de referencia NOM-001-ECOL-1996, criterios ecológicos de calidad del agua (CE-CCA-001/89), reglamento para la prevención y control de la contaminación de las aguas (Diario Oficial de la Federación, 1973), con base a la siguiente escala modificada de INE-SEMARNAT (2000).

Tabla VII. Escala del reglamento para la prevención y control de la contaminación de las aguas (Diario Oficial de la Federación, 1973)

	No hay impacto	Valor promedio < valor de la NOM, criterios ecológicos y reglamento	
	Bajo impacto	Valor promedio = valor de la NOM, criterios ecológicos y reglamento	Es decir que: valor promedio/valor de referencia = 1 a 1.4
	Impacto moderado	Valor promedio = 2 veces la NOM, criterios ecológicos y reglamento	Es decir que: valor promedio/valor de referencia = 1.5 a 2.4
	Impacto intenso	Valor promedio = 3 veces la NOM, criterios ecológicos y reglamento	Es decir que: valor promedio/valor de referencia = 2.3 a 3.4
	Impacto severo	Valor promedio = 4 veces la NOM, criterios ecológicos y reglamento	Es decir que: valor promedio/valor de referencia = 3.5 a 4.4
	Impacto extremo	Valor promedio = 5 veces la NOM, criterios ecológicos y reglamento	Es decir que: valor promedio/valor de referencia = 3.5 a 4.4

V.4 Trabajo de gabinete

V.4.1 Análisis de la estructura poblacional

Diagrama de Olmstead-Tuckey

Para jerarquizar la dominancia de las especies se construyó el diagrama de Olmstead-Tuckey (Sokal & Rohlf, 1981) para la comunidad fitoplanctónica. Las especies dominantes, típicas, ocasionales y raras se determinaron a partir de la relación entre las abundancias de los organismos y sus frecuencias de aparición. El criterio de discriminación se basa en la media de la frecuencia de aparición relativa para el eje de las "X" y de la media respectiva del logaritmo natural de la sumatoria de la densidad absoluta para el eje de las "Y", de tal forma que al trazar ambas se perfilan cuatro cuadrantes. Las especies dominantes, son aquellas que presentan abundancias y frecuencia mayor a ambas medias. Las constantes presentan abundancias menores a la media y la frecuencia mayor a la media. Las ocasionales son las que presentan abundancias mayores a la media y frecuencia menor a la media. Las raras presentan abundancias y frecuencias menores a ambas medias. La rutina de cálculo se realizó mediante el programa SigmaPlot versión 10.0.

El análisis cualitativo de los taxa del fitoplancton generados por el diagrama de Olmstead-Tuckey (Sokal & Rohlf, 1981) para la comunidad fitoplanctónica, se llevó a cabo siguiendo los trabajos de Humm & Wicks, 1980; Ortega-Murillo, 1984; Washington 1984; Licea-Durán *et al*., 1995;

Lara-Villa *et al*., 1996; Tomas, 1997; Varona-Cordero & Gutiérrez-Mendieta, 2003 y Barbiero *et al*., 2006.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener

Se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949), por estación de recolecta; a nivel género y especie. Con la finalidad de conocer la diversidad α de géneros y especies que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies muestreadas. La fórmula general de este índice es:

$$H' = \sum_{i=1}^{s} Pi \log_2 Pi \qquad (1)$$

Pi es la proporción de individuos encontrados en la miésima especie; aunque en una muestra el valor verdadero de Pi es desconocido, es estimado como $\frac{ni}{N}$, donde ni es la abundancia de la especie i en la muestra y N es el número total de individuos en la muestra (Magurran, 1988). La rutina de cálculo se realizó mediante el programa de Excel versión 2010.

Según Murgel (1984), valores del índice de diversidad para el fitoplancton inferiores a 1 son propios de ambientes muy contaminados, de 1 a 3 moderadamente contaminados y mayor de 3 no contaminados; entiéndase por contaminación, como la introducción de nutrientes alóctonos que alteran la dinámica del ecosistema y elevan su productividad (Brower & Zar, 1981; Argumedo-Hernández, 2005).

Porcentaje de cianobacterias

Se analizó la presencia e intensidad de floraciones de cianobacterias, coloniales o filamentosas, ya que en medios eutróficos estas suelen ser frecuentes y de gran intensidad (afectan a gran parte de la masa de agua). Además, tiene un interés adicional dado que algunas especies de cianobacterias poseen cepas tóxicas (Anexo 2).

Basados en la propuesta de ECOFRAME[15] (Moss *et al*., 2003), se modificó el esquema de clasificación para su aplicación en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico en la Laguna de Términos.

a) No se aprecian natas o agregados y no hay dominancia (<95%) de filamentos o colonias de cianobacterias.

b) Misma situación que a) pero se detectan de forma puntual o intermitente formación de superficie de cianobacterias.

c) Dominan los filamentos o colonias de cianobacterias (>95%), floraciones evidentes y/o frecuentes.

d) No presentan natas o agregados, sin embargo, cuando hay floraciones que se detectan de forma puntual (por conteo celular) y poco frecuentes en el tiempo, hay dominancia de ≈ 40% de filamentos o colonias de cianobacterias.

V.4.2 Análisis estadísticos

Las posibles diferencias de las variables fisicoquímicas, abundancia de fitoplancton entre los meses de muestreo y entre las estaciones, se establecieron por medio de la prueba de Kruskal-Wallis y por los diagramas de cajas-y-bigotes (box-and-whiskers plots), con un análisis gráfico de varianza no paramétrico de una vía (ANOVA), para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas con un 95% de nivel de confianza (Boyer *et al*., 1997; Boyer *et al*., 2000; Aranda-Cirerol, 2004).

Los diagramas de cajas-y-bigotes muestran la mediana de los datos con la línea central horizontal de la caja; los márgenes inferior y superior de la caja son los percentiles 25 y 75 (cuartiles), respectivamente, y los límites de los bigotes, son los percentiles 5 y 95 (se incluyen también los valores extremos). Las rutinas de cálculo se realizaron con los programas Statgraphics Centurion XV versión 15.2.06, Statistica versión 7.1 y SigmaPlot versión 10.0.

[15] ECOFRAME. Propuesta metodológica para la determinación del estado ecológico en lagos someros (Moss *et al*., 2003).

Estudios indican que la estructura de la taxocenosis microalgal, es frecuentemente consecuencia no de un solo factor, si no de la combinación de factores que cambian sobre el tiempo (Smayda, 1980; Karentz & Smayda, 1998; Bledsoe & Philips, 2000), por lo que con la ayuda del análisis de correspondencia canónica (ACC), se puede identificar los factores ambientales que pueden afectar la taxocenosis microalgal.

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

VI. RESULTADOS

VI.1 Patrón anual de la abundancia y composición de especies

VI.1.1 Composición de la comunidad de fitoplancton

Se identificaron 136 especies, 66 diatomeas (49%), 33 dinoflagelados (24%), 23 cianobacterias (17%), 10 fitoflagelados (7%) y 4 silicoflagelados (3%) (Anexo 3). La abundancia total promedio del fitoplancton fue de $2.4x10^5$ céls L^{-1}, con valores mínimos de $14x10^4$ céls L^{-1} y un máximo de $8.6x10^6$ céls L^{-1}. Los fitoflagelados pertenecientes al nanofitoplancton fueron los mas abundantes. Como componente secundario se observó al microfitoplancton, específicamente, los grupos de diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados (Figura 4).

Para la estación E7, el valor promedio fue de $2.8x10^6$ céls L^{-1} con un valor mínimo de 4000 céls L^{-1} y un máximo de $3.2x10^7$ céls L^{-1}(Tabla VIII).

Dentro de los grupos taxonómicos que integraron la comunidad del fitoplancton de la Laguna de Términos, los fitoflagelados pertenecientes al nanofitoplancton se identificaron como uno de los componentes principales de la comunidad, seguido las diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias (Figura 4).

VI.1.2 Abundancias

Las abundancias registradas en las estaciones E1-E6, presentaron un valor promedio de $1.8x10^6$ céls L^{-1} con un intervalo de $7.7x10^5$ a $4.7x10^6$ céls L^{-1} (Tabla VIII. En la estación E7, el promedio fue de $6x10^6$ céls L^{-1} con un intervalo de $1.8x10^6$ a $3.9x10^7$ céls L^{-1} (Tabla VIII). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre las estaciones ($F = 2.16$; $P > 0.05$) ni entre los meses ($F = 0.96$; $P > 0.05$).

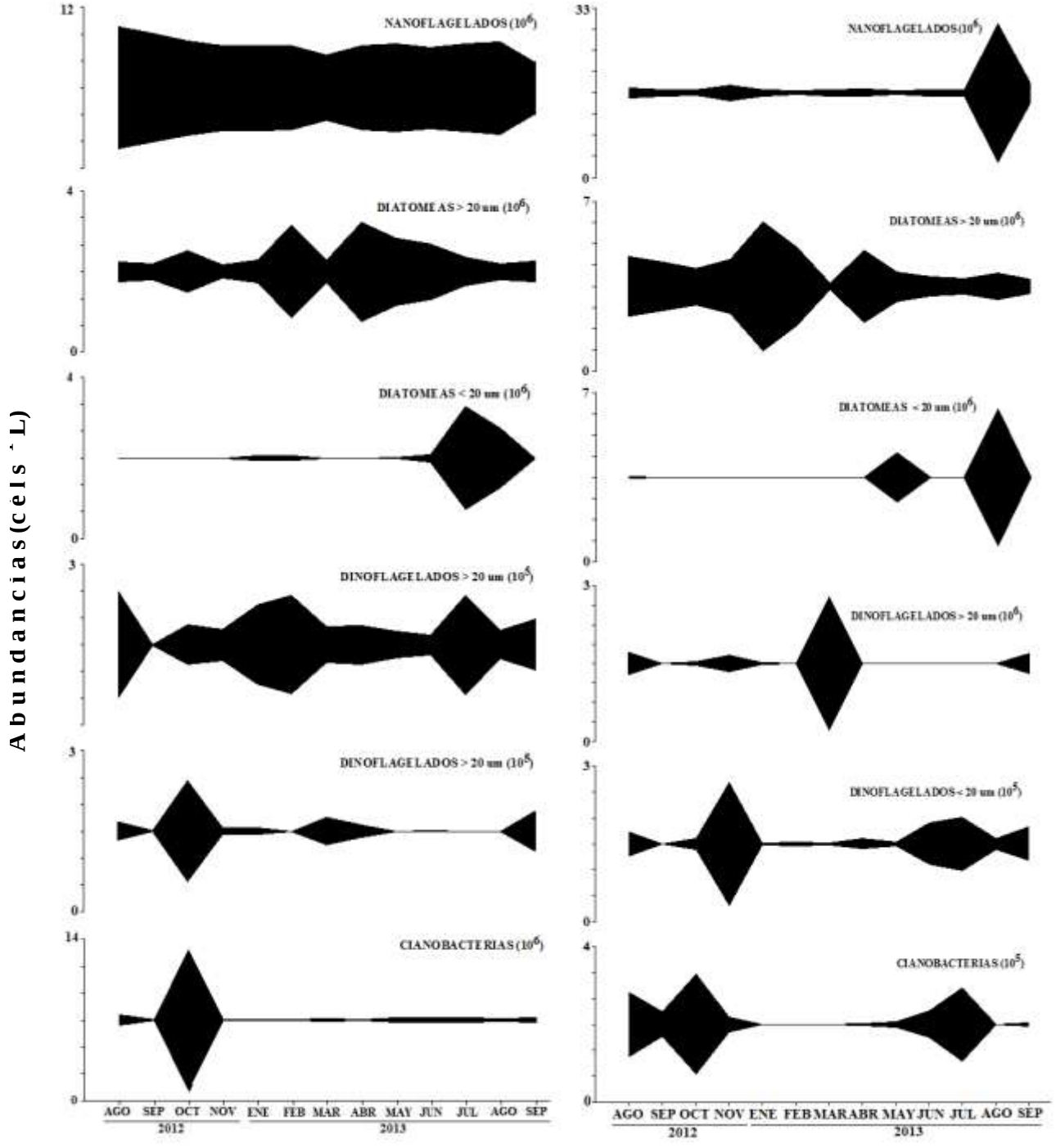


Figura 5. Variación temporal de los grupos del fitoplancton registrada en: a) estaciones E1-E6 y b) estación E7, en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. Nótese el cambio de escala.

VI.1.3 Nanoflagelados

El grupo de los nanoflagelados se mantuvo fluctuante, disminuyendo ligeramente su abundancia a partir de noviembre de 2012 a marzo de 2013, sin embargo, mostró un incremento de junio a septiembre de 2013, con un promedio de $1.3x10^6$ céls L^{-1} y intervalo de $6.4 x10^5$ a $2.2 x10^6$ céls L^{-1} (Figura 6a, b; Tabla VIII). La estación E7 tuvo un promedio $4.2x10^6$ céls L^{-1} con un intervalo de $8.2x10^4$ a $3.2 x10^7$ céls L^{-1}, este último estando presente en agosto de 2013 (Figura 6a, b; Tabla VIII). Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 1.45; $P > 0.05$), ni entre los meses (F = 1.02; $P > 0.05$).

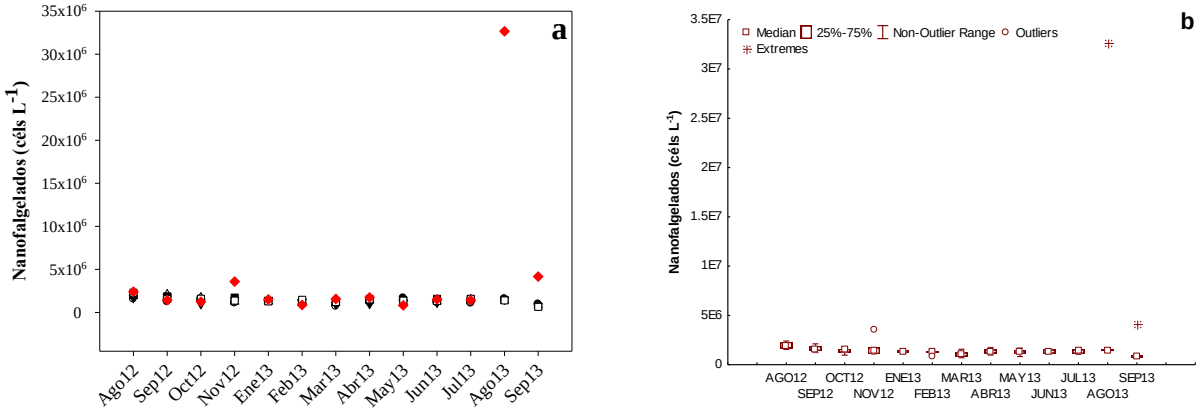


Figura 6. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los nanoflagelados registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

VI.1.4 Diatomeas > 20 µm

Las diatomeas > 20 µm presentaron varios incrementos en las estaciones E1 a E6, se observa que en sus mayores abundancias en febrero a mayo de 2013, decayendo en junio a septiembre de 2013, con valores promedio de $2.4x10^5$ céls L^{-1} y un intervalo de $1x10^5$ a $3.8x10^5$ céls L^{-1} (Figura 7a, b; Tabla VIII). No se observaron diferencias significativas entre los meses (F = 3.50; $P >$ 0.05). Para la estación E7, se observan varios incrementos en enero y abril de 2013 con valores promedio $5.3x10^5$ céls L^{-1} y un intervalo de $8.3x10^4$ a $1.5x10^6$ céls L^{-1} (Figura 7a, b; Tabla VIII). Sin embargo, se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 3.50; $P < 0.05$).

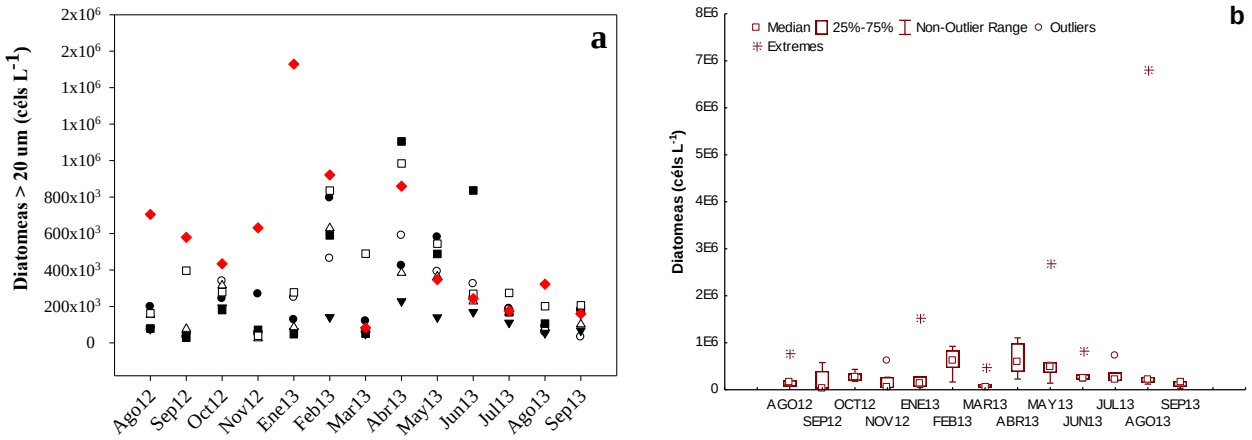


Figura 7. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de las diatomeas > 20 µm registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

VI.1.5 Diatomeas < 20 µm

Respecto a las diatomeas < 20 µm en las estaciones E1-E6, se observa que sus mayores abundancias fueron de febrero a mayo de 2013, decayendo en junio a septiembre de 2013. Con un promedio de $7.7x10^5$ céls L^{-1} y un intervalo de 2000 a $4.5x10^5$ céls L^{-1} (Figura 8a, b; Tabla VIII).

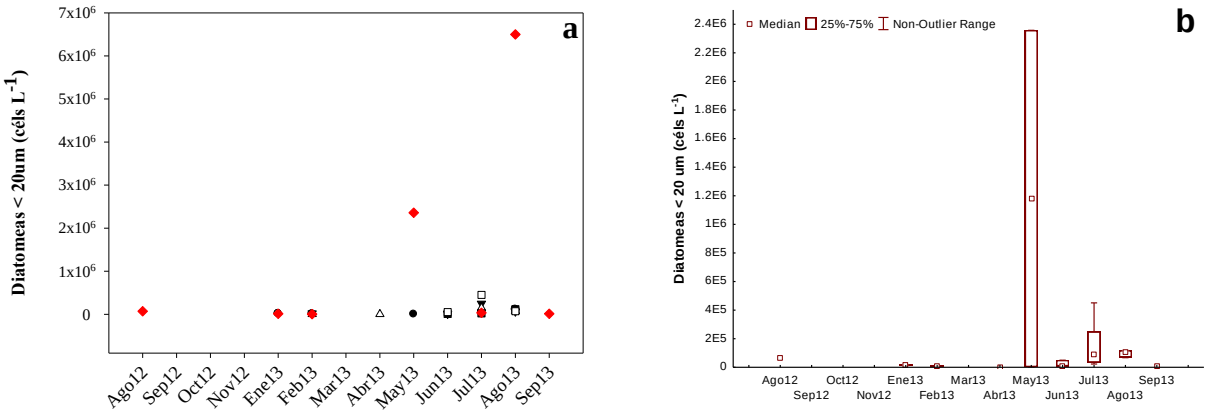


Figura 8. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de las diatomeas < 20 µm registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

En la estación E7, se observaron dos incrementos de diatomeas en mayo y agosto de 2013 con un promedio de $1.2x10^6$ céls L^{-1} y un intervalo de 4000 a $6.5x10^6$ céls L^{-1}(Figura 8a, b; Tabla VIII).

No se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 0.78; P > 0.05), ni entre los meses (F = 0.040; P > 0.05).

VI.1.6 Dinoflagelados > 20 µm

Los dinoflagelados > 20 µm presentaron abundancias en una orden de magnitud menor (10^5 céls L^{-1}) en las estaciones E1-E6, con incrementos en agosto, octubre de 2012, febrero y julio de 2013 con valores promedio $1.6x10^4$ céls L^{-1} y un intervalo de 6000 a $2.5x10^4$ céls L^{-1} (Figura 9a, b; Tabla VIII). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = *0.62*; P > 0.05).

En la estación E7 el orden de magnitud fue de 10^6 céls L^{-1}, con incrementos en octubre de 2012, marzo y junio de 2013, un valor promedio de $4.9x10^5$ céls L^{-1} y un intervalo de 8000 a $2.3x10^6$ céls L^{-1} (Figura 9a, b; Tabla VIII). Se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 6.57; P < 0.05).

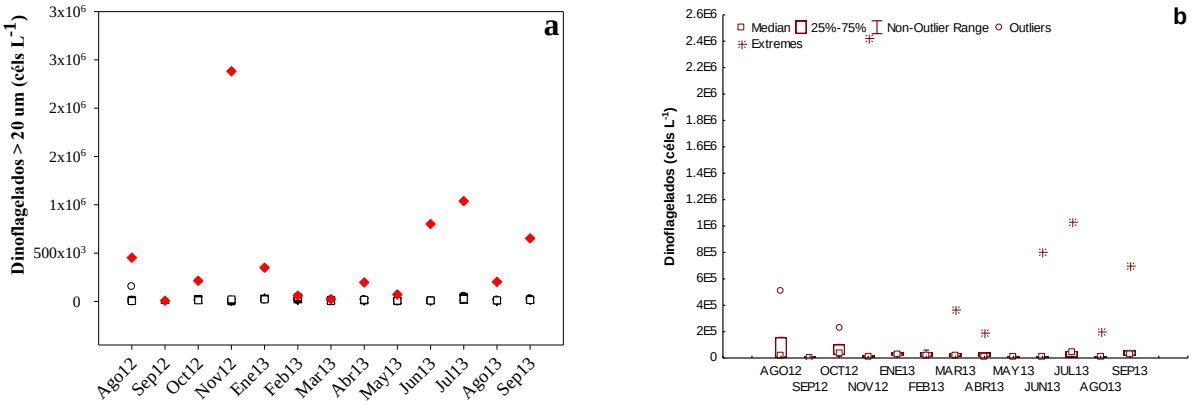


Figura 9. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los dinoflagelados > 20 µm registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

VI.1.7 Dinoflagelados < 20 µm

Los dinoflagelados < 20 µm registraron su máxima abundancia en las estaciones E1-E6, en marzo de 2013, teniendo tres leves pulsos en agosto, noviembre de 2012 y septiembre, mayo de 2013, con un promedio de $1.6x10^4$ céls L^{-1} y un intervalo de 1000 a $7.6x10^4$ céls L^{-1} (Figura 10a, b; Tabla VIII). La estación E7 mostró un orden de magnitud de 10^5 céls L^{-1}, con valor promedio de $8.4x10^4$ y un intervalo de 5000 a $3.4x10^5$ céls L^{-1} (Figura 10a, b; Tabla VIII). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 1.68; P > 0.05), ni entre los meses (F = 0.60; P > 0.05).

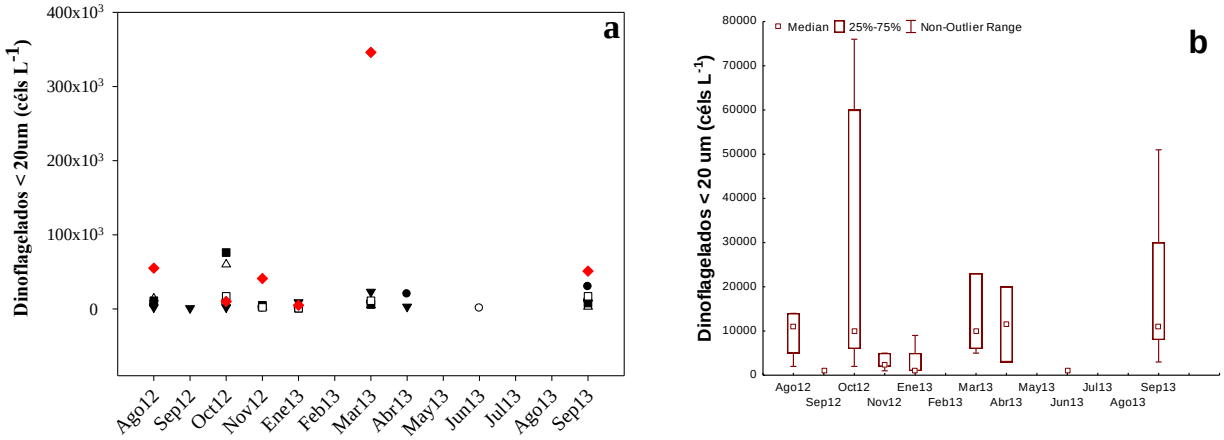


Figura 10. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los dinoflagelados < 20 µm registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

VI.1.8 Cianobacterias

Las cianobacterias presentó valores del orden de 10^6 céls L^{-1} en octubre de 2012 en las estaciones E1-E6, con un valor promedio de $3.2x10^5$ céls L^{-1} y un intervalo de 2000 a $3.1x10^6$ céls L^{-1} (Figura 11a, b; Tabla VIII). Se observaron diferencias significativas entre los meses ($F = 15.09$; $P < 0.05$).

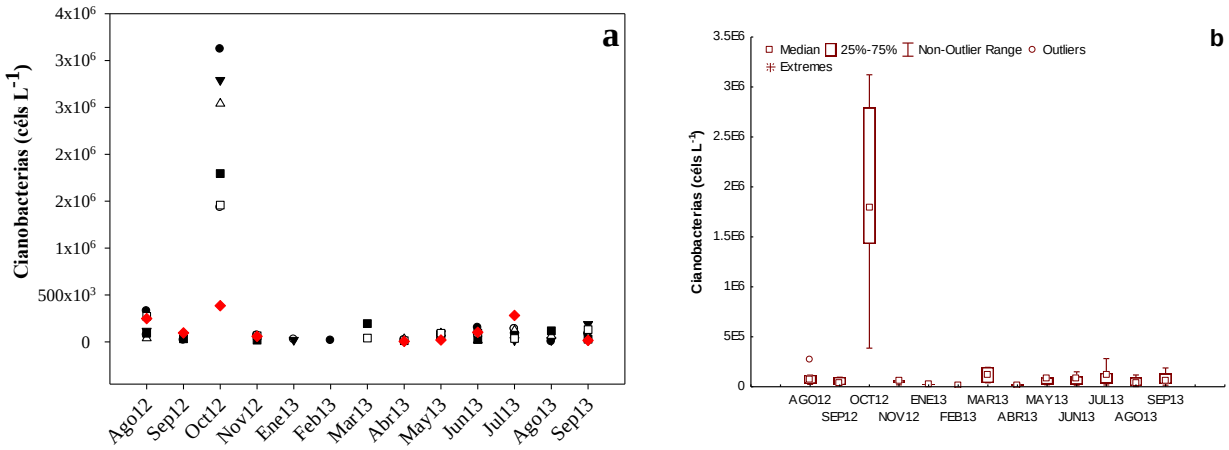


Figura 11. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de las cianobacterias registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

En octubre de 2012 y julio de 2013 en la estación E7 se presentaron los mayores valores en un orden de magnitud de 10^5 céls L^{-1}. El valor promedio registrado fue de $1.3x10^5$ céls L^{-1} con un

intervalo de 5000 a $3.8x10^5$ céls L^{-1} (Figura 11a, b; Tabla VIII). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones ($F = 0.22$; $P > 0.05$).

Tabla VIII. Valores promedio, mínimos y máximos de las variables biológicas registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

Variables biológicas (céls L^{-1})	**ESTACIONES**													
	E1		**E2**		**E3**		**E4**		**E5**		**E6**		**E7**	
Abundancia	1880846		1641077		1666308		1857000		2003615		2041692		6060989	
Intervalo	988000	4718000	777000	3374000	1032000	3986000	985000	4671000	955000	3642000	1009000	3353000	1852000	39685862
Nanoflagelados	1275231		1245615		1262769		1393923		1477000		1429615		4226591	
Intervalo	847000	1871000	703000	1590000	761000	1847000	829000	2119000	724000	2066000	642000	2294000	825000	32659677
Diatomeas > 20 µm	268769		218308		107000		206385		301923		381077		537641	
Intervalo	32000	795000	32000	589000	42000	228000	25000	629000	29000	1105000	39000	984000	83000	1529000
Diatomeas < 20 µm	37250		43000		88000		55750		50000		190667		1284781	
Intervalo	3000	118000	5000	108000	12000	249000	2000	147000	9000	118000	50000	451000	4000	6500469
Dinoflagelados > 20 µm	13083		25750		17583		6692		18500		15583		496645	
Intervalo	4000	28000	6000	152000	4000	46000	1000	32000	1000	49000	2000	45000	8000	2382000
Dinoflagelados < 20 µm	11833		5200		6857		16800		17833		9600		84667	
Intervalo	1000	30000	1000	11000	1000	23000	2000	60000	1000	76000	1000	17000	5000	346000
Cianobacterias	400200		256571		463429		367875		244200		244000		135000	
Intervalo	2000	3122000	20000	1432000	18000	2792000	16000	2541000	19000	1795000	12000	1458000	5000	386000

VI.2 Especies potencialmente nocivas

Del grupo de las diatomeas, el género *Pseudo-nitzschia,* incluye varias especies que producen una neurotoxina llamada ácido domoico, responsable de intoxicación en humanos por consumo de moluscos. Este genero presentó varias especies no identificadas, estando presente en todo el periodo de estudio en las estaciones E1-E6, con abundancias que van desde 2000 céls L^{-1} en octubre de 2012 y en abril de 2013 con un máximo de $3.3x10^5$ céls L^{-1} y un promedio de $8x10^5$ céls L^{-1}(Tabla IX, Anexo 5a). En la estación E7, registra un promedio de $7.2x10^5$ céls L^{-1}y un valor mínimo de 2000 céls L^{-1}, un valor máximo de $4.4x10^5$ céls L^{-1} (Tabla X).

Cylindrotheca closterium, reportada como especie formadora de florecimientos algales, estuvo presente en las estaciones E1-E6 con valores promedio de $2.9x10^5$ céls l^{-1}, con un valor mínimo de $5.8x10^5$ céls L^{-1} y un valor máximo de $1x10^6$ céls L^{-1}, siendo esta última, una especie de crecimiento rápido (Tabla IX, Anexo 5b). La estación E7, presentó un valor promedio de $6.8x10^5$ céls L^{-1} con un valor mínimo de 2000 céls L^{-1} y un valor máximo de $1.4x10^5$ céls L^{-1} (Tabla X).

Rhizosolenia setigera, reportada especie formadora de florecimientos algales, presentó abundancias de 4700 céls L^{-1} en las estaciones E1-E6, con un valor mínimo de 2000 céls L^{-1} y un valor máximo de 9000 céls L^{-1} (Tabla IX, Anexo 5i). En la estación E7 tuvo un valor promedio de $4.9x10^5$ céls L^{-1}, un valor mínimo de 2000 céls L^{-1} y un máximo de $2.3x10^5$ céls L^{-1} (Tabla X).

Los dinoflagelados como especies potencialmente toxicos para seres humanos son *Alexandrium* spp., *Karenia* cf. *mikimotoi, Prorocentrum hoffmanianum, P. mexicanum, P. minimum* y *Pyrodinium bahamense* var. *bahamense* (Tabla IX, Anexo 6).

Alexandrium spp. en las estaciones E1-E6, presentaron altas abundancias de $1.3x10^4$ céls L^{-1} en octubre de 2012, estando presente a lo largo de todo el periodo de estudio con abundancias de 1000 a 5000 céls L^{-1} exceptuando septiembre de 2012, febrero, mayo y junio de 2013 (Tabla IX). En la estación E7 mostraron abundancias de 1000 céls L^{-1} a 6000 céls L^{-1} en mayo de 2013 (Anexo 6l) con un valor promedio de 3875 céls L^{-1} (Tabla X).

Gymnodinium spp. estuvieron presentes en las estaciones E1-E6, con valores promedio de 9285 céls L^{-1}, con un valor mínimo de 1000 céls L^{-1} y un valor máximo de $3x10^4$ céls L^{-1}, durante

agosto de 2012 y agosto de 2013, así como durante el periodo de octubre de 2012 a abril de 2013 (Tabla IX, Anexo 6b,c). Para la estación E7, se observó de marzo a abril de 2013 así como en julio de 2013, con valores promedio de $5.1x10^5$ céls L^{-1}, un mínimo de 1000 céls L^{-1} y un máximo de $1.4x10^5$ céls L^{-1} (Tabla X).

Prorocentrum mexicanum presentó abundancias promedio de 5909 céls L^{-1} y abundancias de $1.5x10^4$ céls L^{-1} en marzo de 2012 y en enero de 2013 de 7000 céls L^{-1}, estando presente a lo largo de todo el periodo de estudio (Tabla IX, Anexo 6i). En la estación E7, se registró un promedio de 3800 céls L^{-1} con un valor mínimo de 1000 céls L^{-1} y un valor máximo de 8000 céls L^{-1} (Tabla X).

Prorocentrum minimum predominó con una marcada presencia durante todo el periodo de estudio en las estaciones E1-E6 con abundancias promedio de $1.1x10^4$ céls L^{-1}, con incrementos excepcionales en noviembre de 2012 con una abundancia de $1.8x10^4$ céls L^{-1} y enero de 2013 con $4.6x10^4$ céls L^{-1} (Tabla IX, Anexo 6e). En la estación E7 en noviembre de 2012, se registró una abundancia máxima de $2.3x10^6$ céls L^{-1} y en agosto de 2013 con un valor de $1x10^5$ céls L^{-1}, estando presente en casi todo los meses con valores de 3000 a 5000 céls L^{-1} (Tabla X).

Peridinium quinquecorne en las estaciones E1-E6, presentó abundancias máximas de $4.4x10^4$ céls L^{-1} en julio de 2012 y $1.5x10^4$ céls L^{-1} en agosto de 2013 (Tabla IX). En la estación E7, presentó abundancias máximas en octubre de 2012 de $2x10^5$ céls L^{-1}, en junio de 2013 de $7.9x10^5$ céls L^{-1} y en septiembre de 2013 con un valor de $6.3x10^9$ céls L^{-1} (Tabla X).

El grupo de las cianobacterias estuvo compuesto principalmente por las especies de *Anabaena*, *Merismopedia*, *Oscillatoria y Cylindrospermopsis cuspis* (Anexo 7), siendo el género *Anabaena* la que estuvo presente de agosto a octubre de 2012, con abundancias de $1.8x10^4$ a $8.6x10^5$ céls L^{-1} y de marzo a agosto de 2013, con una abundancia mínima de $4x10^4$ céls L^{-1} y una máxima de $3.8x10^5$ céls L^{-1} (Tabla IX, Anexo 9).

En la estación E7 estuvo presente de agosto a octubre de 2012 con un valor promedio de $9.8x10^4$ céls L^{-1} y de abril a julio de 2013 con un valor promedio de $5.2x10^4$ céls L^{-1} (Tabla X).

Tabla IX. Lista de especies potencialmente nocivas y sus abundancias observadas en las estaciones E1-E6 sitios de muestreo en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. Grupo taxonómico (Grup. Tax.) se indica: dinoflagelados (DIN), diatomeas (DIA) y cianobacterias (CYA).

Especies	Grup. Tax.	Abundancias máximas (células L^{-1})												
		Ago-12	Sep-12	Oct-12	Nov-12	Ene-13	Feb-13	Mar-13	Abr-13	May-13	Jun-13	Jul-13	Ago-13	Sep-13
Especies potencialmente toxicas para seres humanos[1]														
Intoxicación paralítica por mariscos (PSP)														
Alexandrium sp.	DIN	3000		13000	2000	1000		2000	3000			5000	2000	1000
Gymnodinium cf. *catenatum* Graham	DIN	14000		30000	1000	8000	3000		2000				7000	74000
Pyrodinium bahamense Plate var. *bahamense*	DIN				3000		3000						2000	4000
Intoxicación amnésica por mariscos (ASP)														
Pseudo-nitzschia spp.*	DIA	11000	10000	2000	128000	199000		130000	332000	38000	13000	10000	11000	123000
Neurotóxico (NTX, ensayo en ratón)[2]														
Prorocentrum hoffmannianum Faust	DIN		2000											
Prorocentrum minimum (Pavillard) J. Schiller	DIN	7000		18000	5000	46000	12000	4000	9000	1000		11000	10000	2000
Microcistina LR y lipopolisacaridos (LPS)[3]														
Merismopedia sp.	CYA	33000	80000		26000									
Oscillatoria sp.	CYA	869000	18000	36000				40000	61000	384000	366000	256000	230000	202000
Microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a (S), saxitoxina y lipopolisacaridos (LPS)[3]														
Anabaena sp.	CYA	869000	18000	36000				40000	61000	384000	366000	256000	230000	202000
Microcistina LR cilindrospermopsina, saxitoxina, neusaxitoxina and neosaxitoxina[3]														
Cylindrospermopsis cuspis Komárek et Kling	CYA			13224000	24000									
Especies potencialmente ictiotoxicas[4]														
Karenia cf. *mikimotoi* (Miyake & Kominami ex Oda) G. Hansen & Ø.Moestrup	DIN						2000	7000					1000	
Prorocentrum mexicanum B. F. Osorio	DIN	2000		5000	7000	8000	6000	15000	4000	7000	3000	1000	7000	27000
Skeletonema costatum (Grev.) Cleve	DIA					80000	35000							
Thalassiosira sp.	DIA	7000					10000		2000	3000	75000	955000	554000	
Especies potencialmente formadoras de FAN[5]														
Akashiwo sanguinea (K.Hirasaka) G.Hansen & Ø.Moestrup	DIN				25000	35000	18000	12000	4000	15000	18000	15000	3000	1000
Cylindrotheca closterium Ehrenberg.	DIA	58000	71000	117000	93000	146000		140000	1060000	489000	582000	412000	66000	52000
Peridinium quinquecorne T. H. Abé	DIN				1000							44000	15000	1000
Rhizosolenia setigera Brightw.	DIA			2000	9000	3000	3000		5000	3000	8000			1000

[1]Especies conocidas como potencialmente toxicas: PSP, DSP, ASP, NTX (IOC, 2002).
[2]Responsable de mortalidad en 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).
[3]Especies conocidas como potencialmente tóxicas: Microcistina LR, lipopolisacaridos (LPS), microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a (S), saxitoxina, cilindrospermopsina, neusaxitoxina and neosaxitoxina (UNESCO 2009).
[4]Especies que se sabe o se sospecha que causan pérdidas de peces en maricultura (Anderson *et al*., 2001).
[5]Especies que se sabe que producen floraciones en otros lugares (Anderson *et al*., 2001) o que las abundancias de vez en cuando alcanzan concentraciones superiores a 10^6 céls L^{-1} en las muestra

Sin embargo, en octubre de 2012 se registró un florecimiento del género *Cylindrospermopsis cuspis* con un $1.3x10^6$ céls L^{-1}, perdurando hasta noviembre de 2012 con un valor de $2.4x10^3$ céls L^{-1} (Anexo 7a).

Tabla X. Lista de especies potencialmente nocivas y sus abundancias observadas en la estación E7 de muestreo Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013. Grupo taxonómico (Grup. Tax.) se indica: dinoflagelados (DIN), diatomeas (DIA) y cianobacterias (CYA).

Especies	Grup. Tax.	Abundancias máximas (células L^{-1})												
		Ago-12	**Sep-12**	**Oct-12**	**Nov-12**	**Ene-13**	**Feb-13**	**Mar-13**	**Abr-13**	**May-13**	**Jun-13**	**Jul-13**	**Ago-13**	**Sep-13**
Especies potencialmente toxicas para seres humanos[1]														
Intoxicación paralítica por mariscos (PSP)														
Alexandrium sp.	DIN			1000		1000	4000		1000	6000	1000			2000
Gymnodinium cf. *catenatum* Graham	DIN							9000	145000			1000		
Intoxicación amnésica por mariscos (ASP)														
Pseudo-nitzschia spp.*	DIA	2000	6000	2000	183000	442000	120000	12000	12000	5000	9000	6000		25000
Neurotóxico (NTX, ensayo en ratón)[2]														
Prorocentrum minimum (Pavillard) J. Schiller	DIN	3000		3000	2357000	3000		4000		5000	3000	4000	103608	3000
Microcistina LR y lipopolisacaridos (LPS)[3]														
Oscillatoria sp.	CYA	106000			59000							200000		
Microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a (S), saxitoxina y lipopolisacaridos (LPS)[3]														
Anabaena sp.	CYA	142000	96000	56000					5000	20000	102000	82000		16000
Microcistina LR cilindrospermopsina, saxitoxina, neusaxitoxina and neosaxitoxina[3]														
Cylindrospermopsis cuspis Komárek et Kling	CYA			330000										
Especies potencialmente ictiotoxicas[4]														
Karenia cf. *mikimotoi* (Miyake & Kominami ex Oda) G. Hansen & Ø.Moestrup	DIN							5000			1000			3000
Prorocentrum mexicanum B. F. Osorio	DIN	3000	8000					2000		5000	1000			3000
Skeletonema costatum (Grev.) Cleve	DIA					13000								
Thalassiosira sp.	DIA	70000				4000	4000				9000	35000		
Especies potencialmente formadoras de FAN[5]														
Akashiwo sanguinea (K.Hirasaka) G.Hansen & Ø.Moestrup	DIN			1000	1000	3000	1000	2000						
Cylindrotheca closterium Ehrenberg.	DIA	55000	2000	86000	31000	119000	45000	12000	120000	148000	76000	46000	76747	52000
Peridinium quinquecorne T. H. Abé	DIN			204000						11000	794000		99771	639000
Rhizosolenia setigera Brightw.	DIA			2000	239000	35000	2000		14000		4000			

[1]Especies conocidas como potencialmente toxicas: PSP, DSP, ASP, NTX (IOC, 2002).
[2]Responsable de mortalidad en 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).
[3]Especies conocidas como potencialmente tóxicas: Microcistina LR, lipopolisacaridos (LPS), microcistina, anatoxina-a, anatoxina-a (S), saxitoxina, cilindrospermopsina, neusaxitoxina and neosaxitoxina (UNESCO 2009).
[4]Especies que se sabe o se sospecha que causan pérdidas de peces en maricultura (Anderson *et al*., 2001).
[5]Especies que se sabe que producen floraciones en otros lugares (Anderson *et al*., 2001) o que las abundancias de vez en cuando alcanzan concentraciones superiores a 10^6 céls L^{-1} en las muestra.

Tomando en cuenta el total de especies registradas de agosto de 2012 a septiembre de 2013 (136 taxa), se pudo observar que el 87% (119 taxa) no son nocivas, mientras que el 23% (17 taxa) son potencialmente nocivas.

VI.3 Condiciones ambientales

VI.3.1 Variables climatológicas

Dirección del viento

Los vientos reinantes de agosto de 2012 a marzo de 2013 fueron del noreste (NE) al este (E) y las variaciones temporales menos frecuentes del sureste (SE) al suroeste (SO). De abril a agosto de 2013 los vientos fueron del noreste (NE) al este (E) y en septiembre de 2013, muestra vientos del noreste (NE) al este (E) y las variaciones temporales menos frecuentes del sureste (SE) al suroeste (SO) (Figura 12a).

Velocidad del viento

Se consideraron los datos del viento dominante diario a partir de agosto de 2012 a septiembre de 2013. La velocidad se expresa en kilómetros por hora (Figura 12b). Para expresar los valores del viento en el medio marino, se utilizó la escala de Beaufort[16] (Anexo 7).

La velocidad del viento mostró un intervalo de 6 a 12 km h^{-1} durante agosto de 2012 con vientos superiores a los 18 km h^{-1}, observándose vientos suaves que generaron olas de pequeñas a moderados con crestas y rompientes en aumento hasta olas más largas. De septiembre a noviembre de 2013 hubo viento ligero con crestas de apariencia vítrea y sin romper las olas, con un intervalo de 6 a 12 km h^{-1}. En diciembre del 2012 se registró un intervalo de 5 a 15 km h^{-1} con vientos superiores a 20 km h^{-1}.

De febrero a septiembre de 2013 se observó una velocidad del viento de 5 a 15 km h^{-1} con características de viento suave con pequeñas olas con presencia de crestas y un oleaje rompiente (Figura 12b; Anexo 3).

[16]En 1912, la Comisión Internacional de Telegrafíe de Tiempo buscó poco acuerdo de las equivalentes de velocidad para la escala de Beaufort. Una colección uniforme de equivalentes fue aceptada en 1926 y fue revisada ligeramente en 1946, extendiendo la escala hasta 17 valores (los 5 valores adicionales refinen más por los vientos de fuerza de huracanes). Por 1955, las velocidades de vientos en nudos reemplazaron los números de escala Beaufort a los mapas meteorológicos (Consultado de: http://www.srh.noaa.gov/srh/jetstream_sp/oceano/beaufort_sp_max.htm)

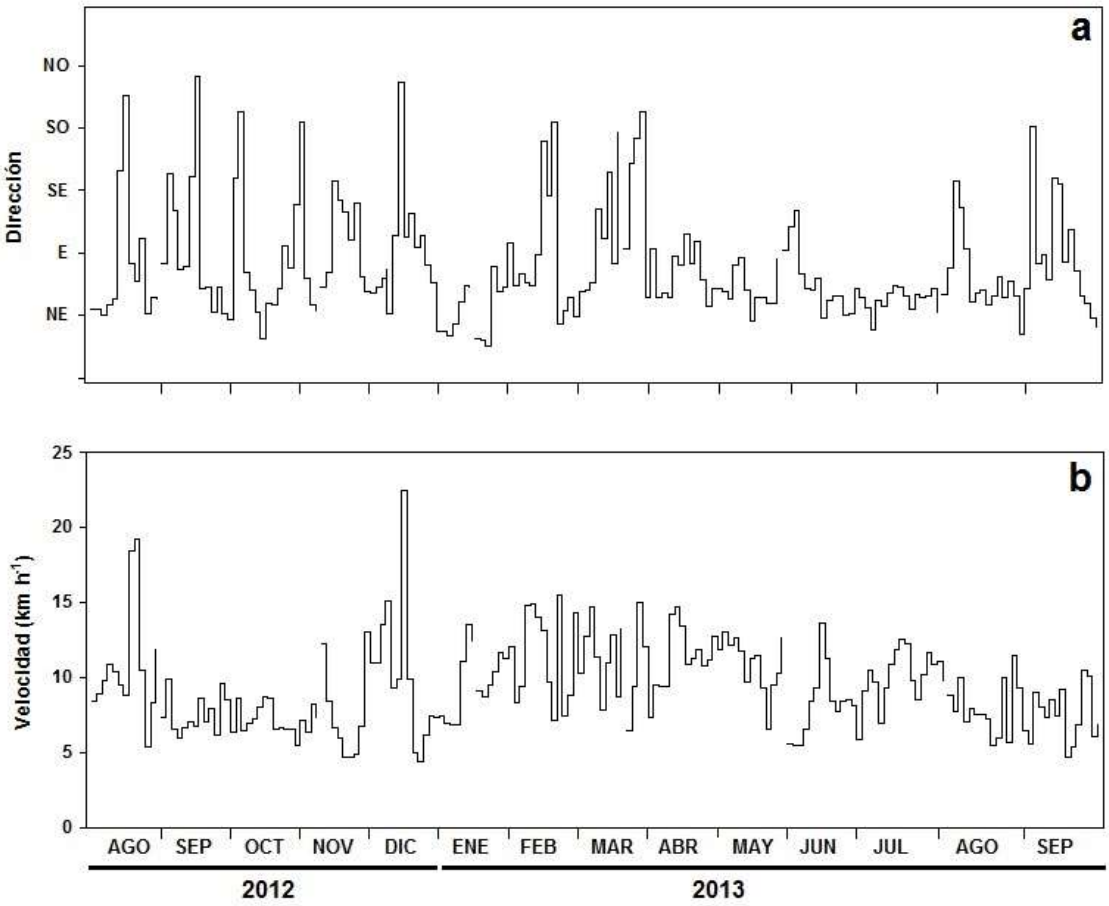


Figura 12. Análisis temporal de la dirección y velocidad del viento dominante mensual del municipio de Ciudad del Carmen (Fuente: CNA).

Precipitación pluvial

La precipitación media correspondiente desde agosto de 2012 a septiembre de 2013 en la zona de estudio fue de 40.6 mm. Las mayores precipitaciones (> 30 mm) ocurrieron en agosto y octubre de 2012 y lluvias frecuentes de mayo a agosto de 2013. Se observan dos periodos de lluvias de agosto a noviembre del 2012 y de mayo a agosto del 2013. En abril de 2013, se registró una lluvia excepcional con una precipitación de > 120 mm (Figura 13).

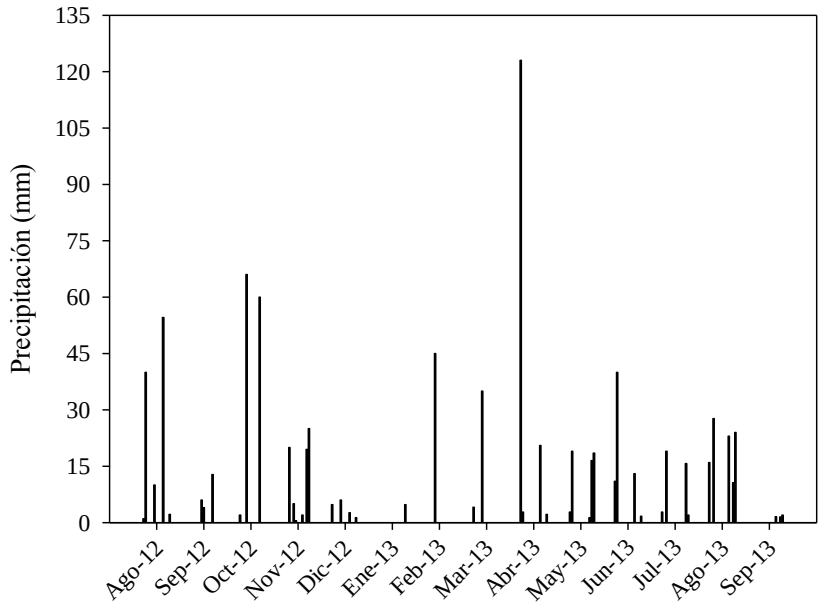


Figura 13. Variación temporal de la precipitación pluvial del municipio de Ciudad del Carmen (Fuente: CNA)

VI.3.2 Variables fisicoquímicas

Temperatura

Su variación en la serie analizada presenta dos periodos cálidos de agosto a octubre de 2012 y de abril a septiembre de 2013, observados en todas las estaciones (E1-E7) con un intervalo de 28 a 32°C. De noviembre de 2012 a marzo de 2013 se registró un intervalo de 24 a 27°C en todas las estaciones.

La temperatura media del agua superficial fue de 28.6°C. La temperatura mínima se presentó en enero de 2013 en todas las estaciones y fue de 24.3°C y la máxima en agosto en la estación E7 con 32°C. Para la estación E7, el valor promedio fue de 29.2°C, con un intervalo de 24.3 a 32°C (Figura 14a).

No se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 0.18; P > 0.05). Sin embargo, si se observaron diferencias significativas entre los meses (F = 176.54; P < 0.05) de noviembre de 2012 a marzo de 2013 (Figura 14b).

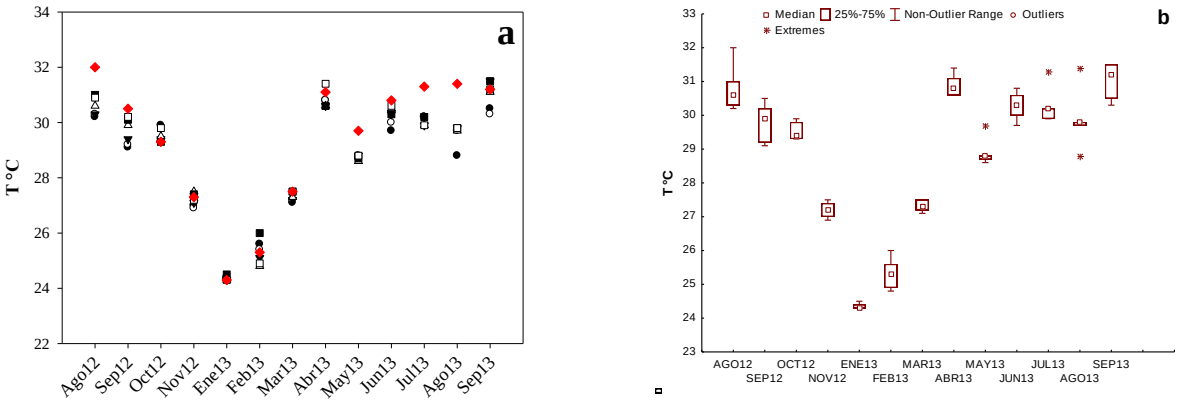


Figura 14. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de la temperatura registrada en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Salinidad

La salinidad mostró valores menores de 6, de agosto a octubre de 2012. De noviembre del 2012 a febrero de 2013, registro un valor promedio de 10, para las estaciones E1-E6. La salinidad media del agua para las estaciones E1 a la E6 fue de 13.4 con un intervalo de 0.4 a 27.6 (Figura 15a).

Las salinidades mas bajas se registraron de agosto de 2012 a enero de 2013, incrementándose de febrero (12.54) a septiembre de 2013 (21.2). La estación E7 mostró el mismo comportamiento pero en un orden de magnitud mayor, presentando un promedio de 22.2 y un intervalo de 13.4 a 34.8 (Figura 15a).

Se observaron diferencias significativas entre las estaciones siendo la estación E7 la que presentó las más altas salinidades ($F = 3.1$; $P > 0.05$). En la figura 15b se observa que de agosto a octubre del 2012 se registraron las más bajas salinidades (0.45 a 6.62) y de abril a septiembre de 2013 las más altas (12.76 a 27.61) salinidades ($F = 23.96$; $P < 0.05$).

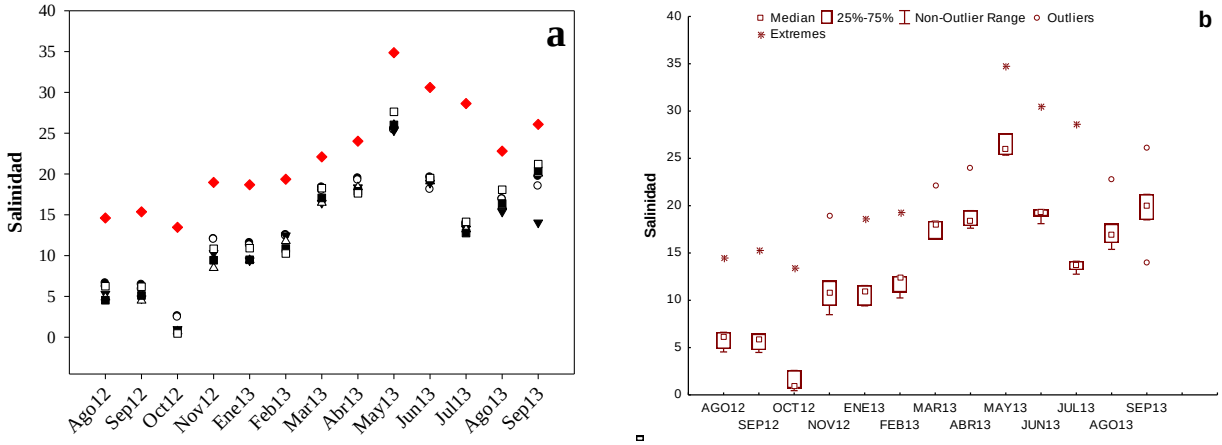


Figura 15. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de la salinidad registrada en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

pH

Para el pH se observan de agosto de 2012 a enero de 2013 valores mínimo de 7.2 y un máximo de 8.99, con un valor promedio de 8.1, en tanto que de febrero a septiembre de 2013, se observaron valores mínimos de 6.3 y un máximo de 8 con un valor promedio de 7.2 en todas las estaciones (Figura 16a). Para la estación E7, el valor promedio fue de 7.7 con un intervalo de 6.5 a 8.4. No se observan diferencias significativas entre las estaciones ($F = 0.11$; $P > 0.05$). En la figura 16b se observa diferencias significativas entre los meses de agosto de 2012 a enero de 2013 con valores máximos y mínimos de pH de febrero a septiembre de 2013 ($F = 43.69$; $P < 0.05$).

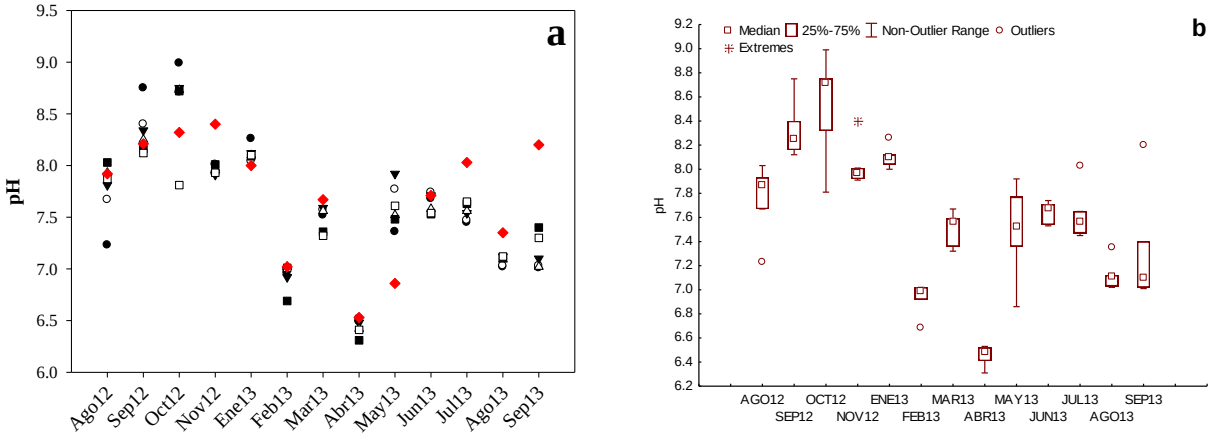


Figura 16. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del pH registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Oxígeno disuelto

El valor promedio del oxígeno en las estaciones E1-E6 fue de 7.8 mg L^{-1} con un intervalo de 5.9 a 10 mg L^{-1}. En las estaciones E1-E6 se observa los valores máximos de noviembre de 2012 a mayo de 2013 con un intervalo de 8 a 10 mg L^{-1} y valores mínimos en junio a septiembre de 2013 con un intervalo de 6 a 8 mg L^{-1} (Figura 17a). En la figura 17b no se observa diferencias significativas entre los meses (F = 1.48: P > 0.05).

Para la estación E7, se registró un valor de 11.7 mg L^{-1} con un intervalo de 7.6 a 17.9 mg L^{-1}, siendo la estación con los valores más altos por lo que se observan diferencias significativas entre las estaciones (F = 10.53; P < 0.05).

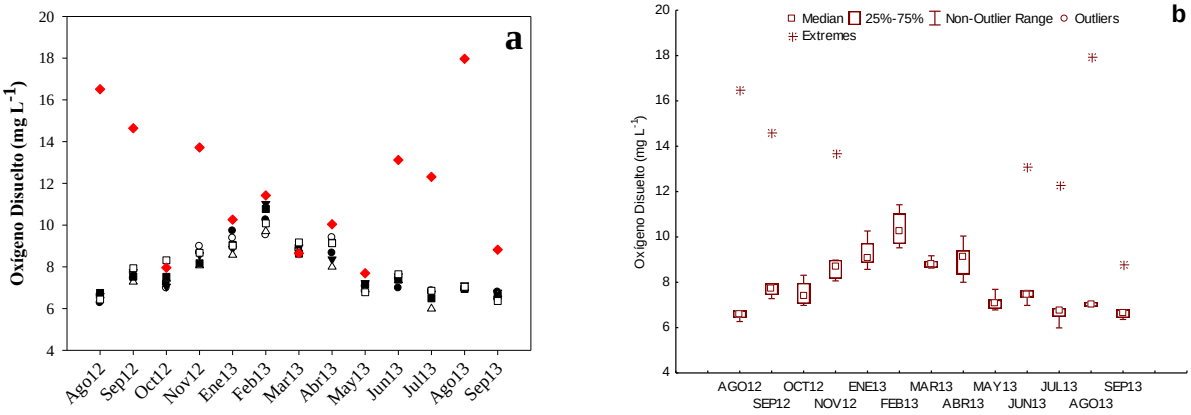


Figura 17. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del oxígeno disuelto registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Saturación de oxígeno

Se observó de agosto de 2012 a enero de 2013 valores promedio de 107%, con un valor mínimo de 83.7% y un máximo de 195.2%. De mayo a septiembre de 2013, el valor mínimo fue de 108.8% y el máximo de 139% con un valor promedio de 120%.

Los valores más altos registrados se observaron en abril a febrero de 2013, con un valor promedio de 120%, un valor mínimo de 108.8% y valor máximo de 139.8% (Figura 18a). No se observan diferencias significativas entre los meses (F = 1.48; P > 0.05).

Para la estación E7 el valor promedio fue de 151.3% con un intervalo 101.5 a 244.6%. El valor más alto de saturación de oxígeno (244.6%) en la zona de estudio se midió en la estación E7 en

agosto de 2013 (Figura 18b). Se observan diferencias significativas entre las estaciones (F = 10.49; $P < 0.05$).

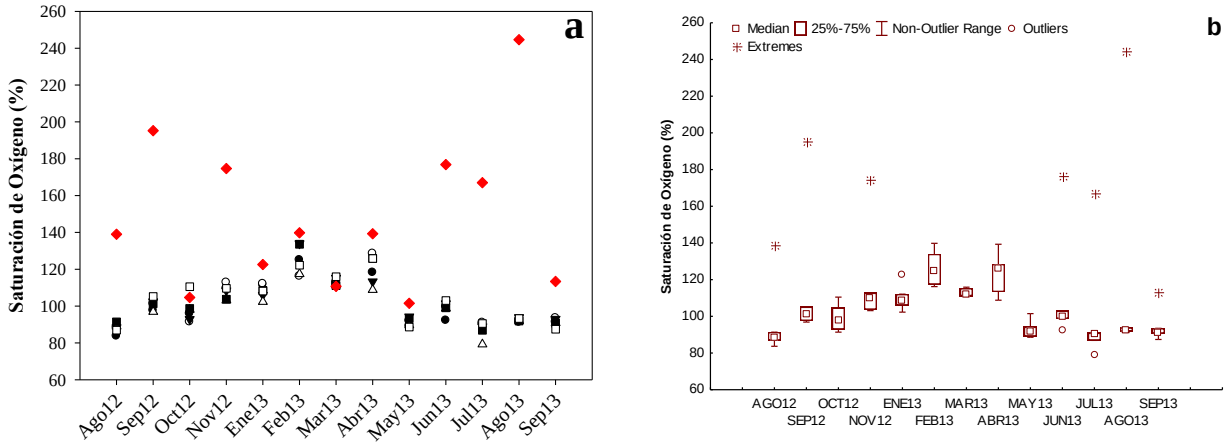


Figura 18. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de la saturación de oxigeno registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Sólidos suspendidos totales

Los meses que mostraron una amplia variación fueron de agosto de 2012 a febrero de 2013 con valores promedio de 45.6 mg L^{-1}, un valor mínimo de 6.91 mg L^{-1} y un valor máximo de 97.1 mg L^{-1}. En tanto que de marzo a agosto de 2013, se registró un valor promedio de 18.4 mg L^{-1}, un valor mínimo de 10.49 mg L^{-1} y un valor máximo de 145.73 mg L^{-1} (Figura 19a).

Las estaciones E1-E7 mostró valores promedio de 31.1 mg L^{-1} y un intervalo de 6.9 a 97.1 mg L^{-1} (Figura 19a). Se observan diferencias entre los meses (F = 8.19, $P < 0.05$).

Para la estación E7, el valor promedio fue de 17.3 mg L^{-1} con un intervalo de 11.3 a 26.5 mg L^{-1}. No se observan diferencias significativas entre las estaciones (F = 0.08; $P > 0.05$) (Figura 19b).

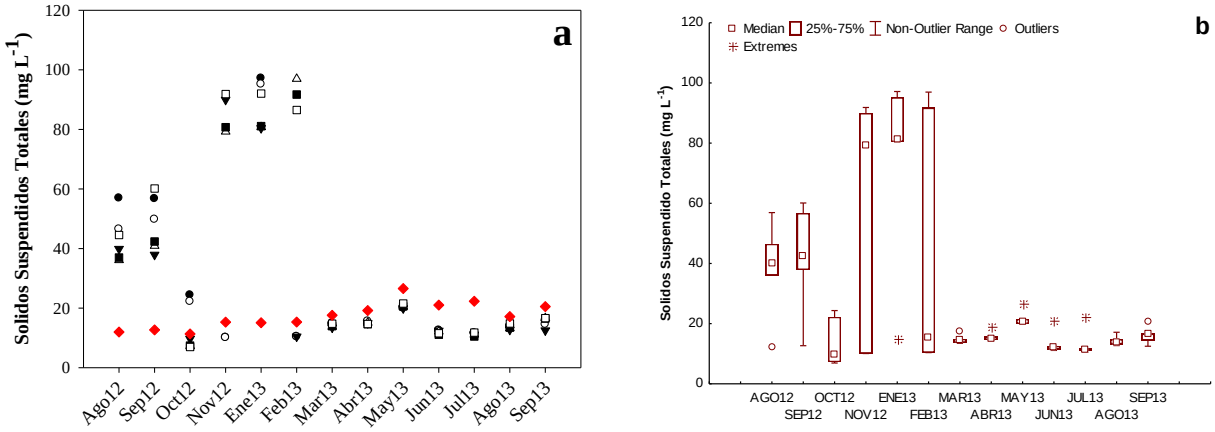


Figura 19. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) de los sólidos suspendidos totales registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

De acuerdo con la escala y del reglamento especificados en las tablas VI y VII para la prevención y control de la contaminación de las aguas, las variables ambientales pH, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno y solidos suspendido totales, mostraron valores promedio en las estaciones E1-E7 menores al valor de referencia, clasificándolo dentro del criterio de -no hay impacto- (Tabla XI).

Cabe destacar, que la salinidad no está considerada dentro de los criterios de calidad del agua, y los límites máximos permisibles son los establecidos para estuarios y aguas marinas (áreas costeras).

Tabla XI. Valores promedio, mínimos, máximos y desviación estándar de las variables ambientales registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013

Variables ambientales	ESTACIONES													
	E1		E2		E3		E4		E5		E6		E7	
Temperatura (°C)	28.6		28.6		28.7		28.8		29		28.9		29.3	
Intervalo	24.4	30.8	24.3	30.8	24.3	31.5	24.3	31.1	24.5	31.5	24.3	31.4	24.3	32
Desviación estándar	2.00		2.05		2.18		2.21		2.08		2.31		2.49	
Salinidad	14.2		13.8		12.6		13		13		13.9		22.2	
Intervalo	2.5	25.4	2.4	25.3	0.9	25.3	0.7	26	0.7	26	0.4	27.6	13.4	34.8
Desviación estándar	6.48		6.40		6.61		7.24		7.24		7.38		6.47	
pH	7.6		7.6		7.6		7.6		7.5		7.5		7.7	
Intervalo	6.4	8.9	6.5	8.7	6.4	8.7	6.4	8.7	6.3	8.7	6.4	8.1	6.5	8.4
Desviación estándar	0.72		0.61		0.61		0.61		0.64		0.48		0.59	
Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	7.8		7.8		7.8		7.5		7.8		7.9		11.7	
Intervalo	6.2	10.2	6.4	9.5	6.6	11	5.9	9.7	6.4	10.7	6.3	10	7.6	17.9
Desviación estándar	1.26		1.18		1.24		1.02		1.24		1.20		3.29	
Saturación de oxígeno (%)	100.8		102.8		102.4		98.2		102.7		103.6		148.4	
Intervalo	83.7	125	88.3	128.5	88.4	134	79.2	117.4	86.9	133.6	86.9	125.8	101.5	244.6
Desviación estándar	12.92		12.81		13.00		10.44		14.01		13.36		41.78	
Solidos suspendidos totales (mg L^{-1})	27.6		25.8		28.1		34.1		33.9		37.5		17.3	
Intervalo	10.1	97.1	10	95.1	9.6	89.9	7.2	96.9	7.4	91.7	6.9	92	11.3	26.5
Desviación estándar	26.37		24.55		27.25		31.15		30.65		33.41		4.44	

Parámetro	Límites máximos establecidos para agua marina (áreas costeras) Promedio mensual	Referencias
Temperatura	Condiciones naturales +1.5	CE-CCA-001/89
Oxígeno disuelto (OD)	>5 mg L^{-1}	CE-CCA-001/89
Potencial de hidrogeno (pH)	>5 a <10 unidades de pH.	NOM-001-ECOL-1996
Sólidos suspendidos totales (SST)	Los sólidos suspendidos (incluyendo sedimentables) en combinación con el color, no deben reducir la profundidad del nivel de compensación de luz para la actividad fotosintética en más del 10% a partir del valor natural.	NOM-001-ECOL-1996 CE-CCA-001/89

Fuente: Modificado de SEMARNAP, Comisión Nacional del Agua, con base en: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, Diario Oficial de la Federación, Miércoles 13 de diciembre de 1989.

VI.3.3 Nutrientes

Nitritos y nitratos

Las variaciones de contenido de los nutrientes fueron relativamente amplias (Tabla XII). Las concentraciones promedio de nitritos y nitratos ($N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$) fueron bajos durante todo el estudio comparado con la concentración de amonio para las estaciones E1 a E6.

Las concentraciones de nitritos fluctuaron en un intervalo promedio de 0.07 a 1.35 μmol L^{-1} con el mínimo registrado de febrero a mayo de 2013 y con un intervalo máximo promedio de 1.31 a 3.42 μmol L^{-1} en junio a septiembre de 2013 (Figura 20a, b). No se observan diferencias significativas entre los meses (F = 0.98; P > 0.05), pero sí entre las estaciones (F= 10.61; P < 0.05).

En tanto que los nitratos, las concentraciones presentaron un intervalo máximo de 1.31 a 3.42 μmol L^{-1} de junio a septiembre de 2013 y un intervalo mínimo de febrero a mayo de 2013 de 0.54 a 1.28 μmol L^{-1}(Figura 20c, d). Cabe destacar que hubo muestras que presentaban valores por debajo del límite de detección. No se observan diferencias significativas entre las estaciones (F = 2.17; P > 0.05), pero sí entre los meses (F= 8; P < 0.05).

Para la estación E7, los nitritos mostraron un promedio de 2.95 μmol L^{-1} con un intervalo 0.24 a 6.31 μmol L^{-1} (Figura 20a, b), en tanto que los nitratos registraron un promedio de 3.18 μmol L^{-1} con un intervalo de 0.44 a 4.98 μmol L^{-1} (Figura 20c, d).

De acuerdo con la escala y del reglamento especificados en las tablas VI y VII para la prevención y control de la contaminación de las aguas, los nitritos mostraron valores promedio en las estaciones E1-E7 de -impacto moderado a impacto intenso-. Con relación a los nitratos mostraron valores promedio en las estaciones E1-E2 de -bajo impacto-, de la E3-E6 dentro del criterio de -no hay impacto-. Es la estación E7 se sitúa en el criterio de -impacto intenso- (Tabla XII).

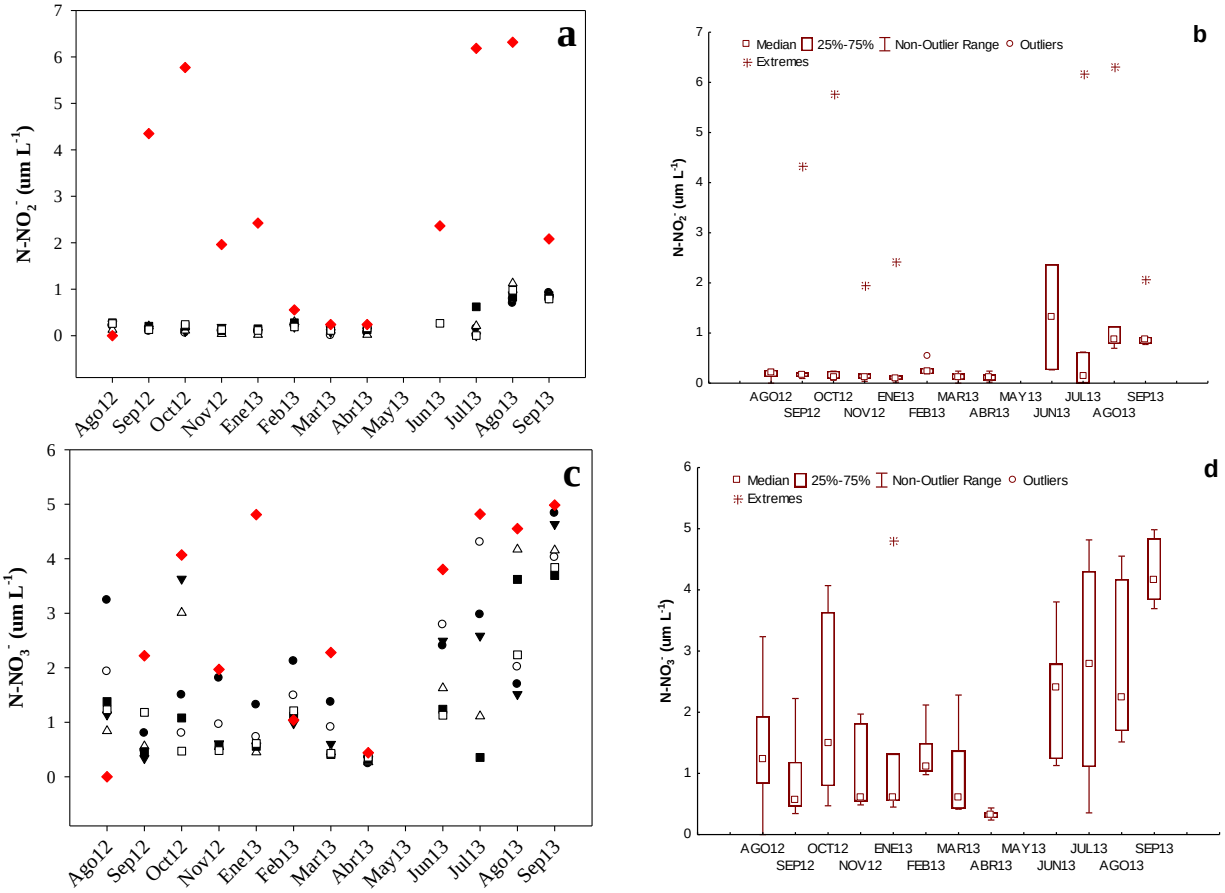


Figura 20. Variación temporal (a,c) y diagrama de cajas-y-bigotes (b,d) de los nitritos y nitratos registrados en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Amonio

Las concentraciones mínimas de amonio ($N\text{-}NH^{4+}$) registradas en las estaciones E1-E6, se observaron de febrero a septiembre de 2013 con un intervalo de 1.62 a 2.05 µmol L^{-1}, en tanto que los valores promedios máximos se observaron de octubre de 2012 a enero de 2013 con un intervalo de 2.8 a 3.64 µmol L^{-1} (Figura 21a, b). No se observan diferencias significativas entre los meses ($F = 0.67$; $P > 0.05$).

Para la estación E7, el valor promedio fue 8.97 con un intervalo de 0.44 a 4.98 µmol L^{-1}. Presentando las mayores concentraciones entre los meses, sin embargo, no se observan diferencias significativas (F = 1.74; P > 0.05).

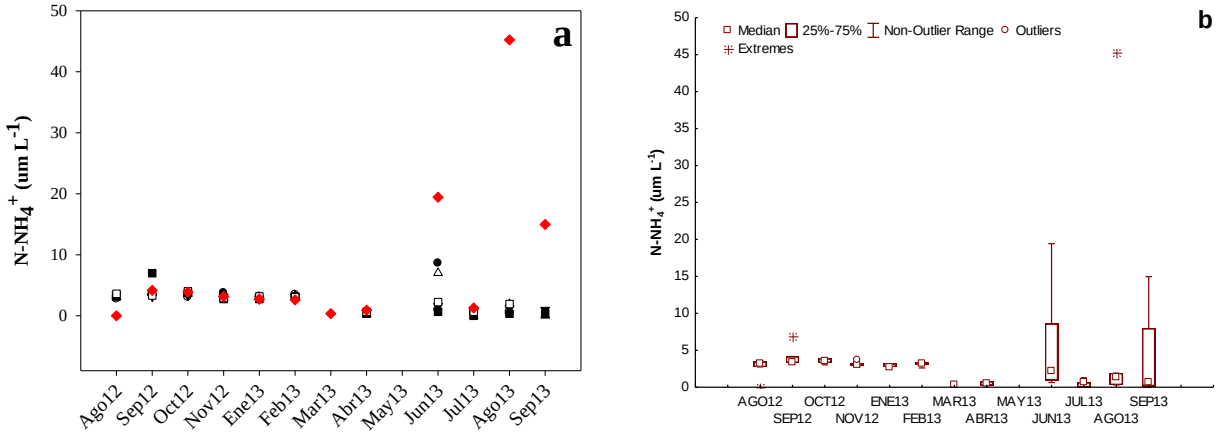


Figura 21. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del amonio registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013
● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Nitrógeno total

Se define como nitrógeno total (NT) a la sumatoria de las diversas formas de nitrógeno orgánico e inorgánico. Las concentraciones promedio de NT en las estaciones E1-E6 fue de 27.83 µmol L^{-1} con un intervalo de 0.16 a 54.87 µmol L^{-1} (Figura 22a, b).

En tanto que para la estación E7 mostró y un valor promedio de 37.24 µmol L^{-1}con un intervalo de 30 a 48.4 µmol L^{-1}. Se observaron incrementos promedios puntuales de septiembre a noviembre del 2013 (35 µmol L^{-1}) (Figura 22a, b). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones pero sí entre los meses (P < 0.05). No se observan diferencias significativas entre los meses (F = 0.64; P > 0.05) ni entre las estaciones (F= 1.72; P > 0.05).

De acuerdo con la escala y del reglamento especificados en las tablas VI y VII para la prevención y control de la contaminación de las aguas, los nitritos mostraron valores promedio en las estaciones E1-E7 de -impacto extremo- (Tabla XII).

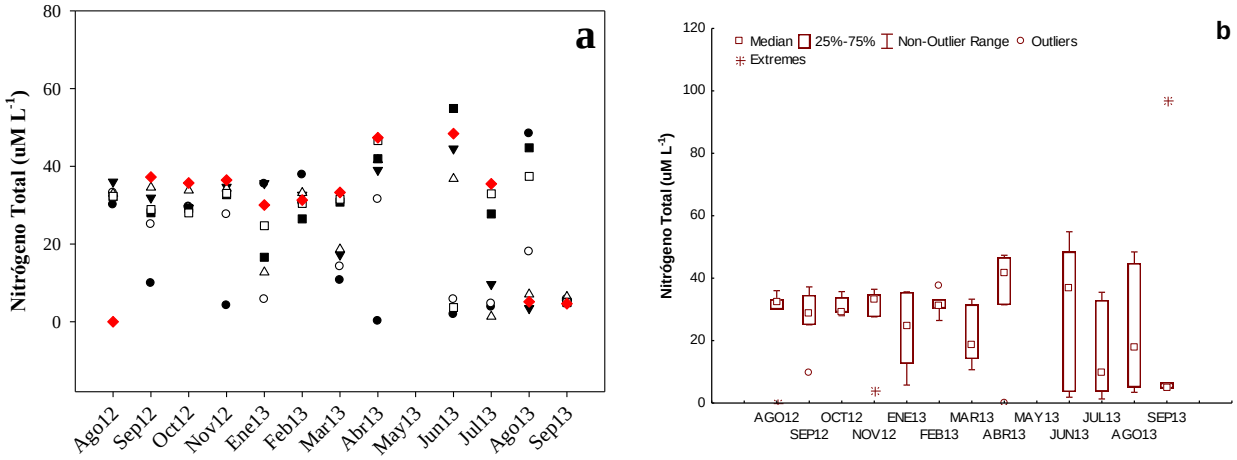


Figura 22. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del nitrógeno total registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013 ● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Ortofosfatos

Los ortofosfatos ($P - PO_4^{3-}$) registraron el intervalo mínimo de 0.14 a 0.6 µmol L^{-1} de junio a septiembre de 2013, en tanto que los valores máximos fueron registrados de febrero a mayo de 2013, con un intervalo de 0.73 a 1.52 µmol L^{-1}(Figura 23a, b). Se observaron diferencias significativas entre los meses ($F = 7.26$; $P < 0.05$).

La estación E7 presento un promedio de 1.29 µmol L^{-1} con un intervalo de 0.09 a 2.95 µmol L^{-1}. Siendo esta estación la que presentó las mayores concentraciones en comparación con el resto de las estaciones. Se observaron diferencias significativas entre las estaciones ($F = 2.72$; $P < 0.05$).

De acuerdo con la escala y de los reglamentos especificados en las tablas VI y VII para la prevención y control de la contaminación de las aguas, los nitritos mostraron valores promedio en las estaciones E1-E6 de -no hay impacto-, siendo la estación E7 clasificada dentro del criterio de -bajo impacto- (Tabla XII).

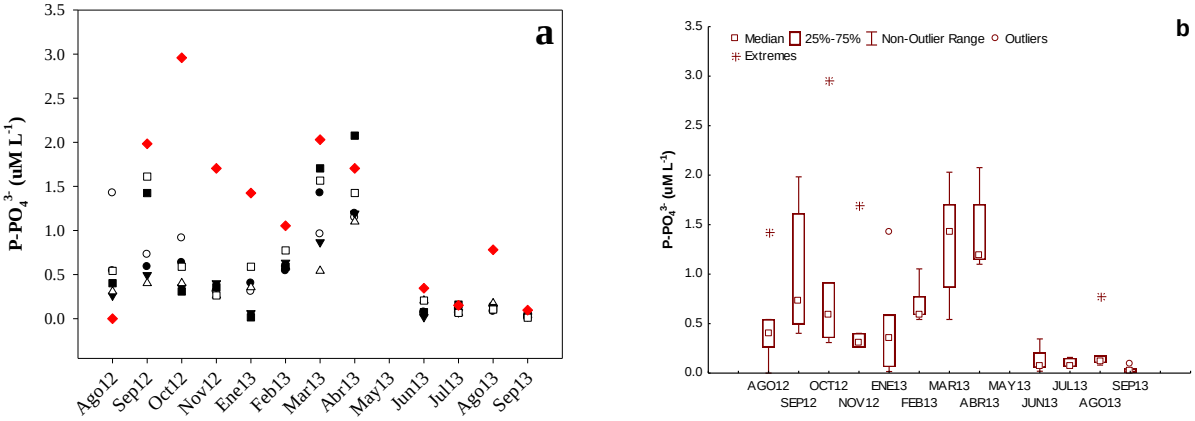


Figura 23. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del ortofosfato registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

Silicatos

Los niveles de silicatos (Si $-SiO_2^{4-}$) presentaron un valor máximo promedio en la temporada de lluvias con un intervalo de 29.5 a 51.52 µmol L^{-1}, siendo la época de secas la que mostró los valores promedio mínimos con un intervalo de 6.48 a 18.81 µmol L^{-1} (Figura 24a, b). Se observaron diferencias significativas entre los meses ($F = 4.30$; $P < 0.05$).

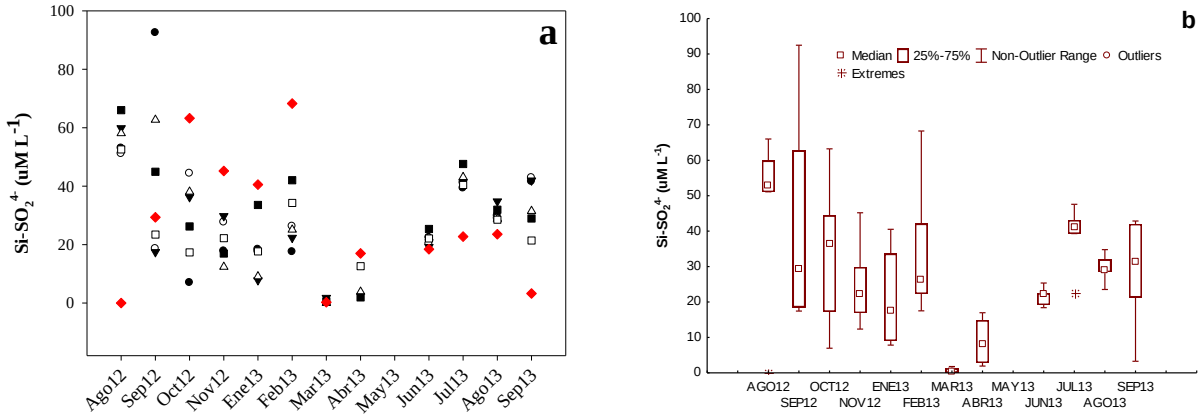


Figura 24. Variación temporal (a) y diagrama de cajas-y-bigotes (b) del silicato registrado en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche en 2012-2013

● E1 ○ E2 ▼ E3 △ E4 ■ E5 □ E6 ◆ E7

La estación E7 mostró un promedio de 30.16 µmol L^{-1}con un intervalo de 0.25 a 68.27 µmol L^{-1}. No se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 0.20; $P > 0.05$). Los silicatos

($\mathrm{Si} - SiO_2^{4-}$) no están contemplados en la escala y el reglamento especificados en las tablas VI y VII para la prevención y control de la contaminación de las aguas.

Tabla XII. Valores promedio, mínimos, máximos y desviación estándar de los nutrientes registradas en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013

Nutrientes (µmol L^{-1})	ESTACIONES						
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
$N - NO_2^-$	0.26	0.22	0.25	0.28	0.34	0.28	2.95
Intervalo	0.05 0.9	0.001 0.79	0.003 0.88	0.019 1.12	0.11 0.86	0.003 0.97	0.24 6.31
Desviación estándar	0.27	0.28	0.30	0.36	0.28	0.29	2.38
$N - NO_3^-$	2.02	1.73	1.61	1.52	1.23	1.19	3.18
Intervalo	0.24 4.84	0.36 4.3	0.32 4.63	0.27 4.17	0.32 3.69	0.36 3.89	0.44 4.98
Desviación estándar	1.22	1.34	1.41	1.43	1.19	1.03	1.81
$N - NH_4^+$	3.26	2.25	2.35	2.6	2.2	2.54	8.97
Intervalo	0.33 8.61	0.33 3.46	0.65 3.46	0.01 7.01	0.01 6.98	0.63 4.02	0.35 45.22
Desviación estándar	2.35	1.24	1.10	2.05	2.12	1.17	13.12
Nitrógeno total	20.8	22.54	31.05	28.55	32.04	32.02	37.24
Intervalo	0.16 48.4	5.75 33.15	9.63 44.23	7.04 41.62	16.59 54.87	24.68 46.59	30.03 48.4
Desviación estándar	17.35	11.00	10.32	11.48	10.18	6.09	13.26
$P - PO_4^{3-}$	0.49	0.55	0.37	0.37	0.6	0.64	1.29
Intervalo	0.01 1.42	0.01 1.42	0.01 1.19	0.04 1.1	0.01 2.07	0.01 1.61	0.09 2.95
Desviación estándar	0.44	0.47	0.37	0.28	0.71	0.58	0.93
$Si - SiO_2^{4-}$	33.91	31.88	28.42	27.9	30.5	26.57	30.16
Intervalo	6.95 92.48	17.61 51.1	1.79 59.84	0.003 62.67	0.56 66.01	12.58 52.55	0.25 68.27
Desviación estándar	24.78	12.04	16.78	20.13	18.7	11.68	22.85

Parámetro	Límites máximos establecidos para agua marina (áreas costeras) Promedio mensual	Referencias
Nitritos (NO_2)	0.043 µmol L^{-1}	CE-CCA-001/89
Nitratos (NO_3)	0.64 µmol L^{-1}	CE-CCA-001/89
Amonio (NH_4)	0.55 µmol L^{-1}	CE-CCA-001/89
Nitrógeno total	Estuarios (1.07µmol L^{-1}) y protección a la vida acuática (1.07 µmol L^{-1})	NOM-001-ECOL-1996
Ortofosfatos (PO_4)[1]	0.02 µmol L^{-1}	CE-CCA-001/89

[1]Los fosfatos totales, medidos como fósforo, no deberán exceder de 0.05 mg L^{-1}en afluentes a lagos o embalses ni de 0.025 mg L^{-1} dentro del lago o embalse, para prevenir el desarrollo de especies biológicas indeseables y para controlar la eutrofización acelerada.

Fuente: Modificado de SEMARNAP, Comisión Nacional del Agua, con base en: Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, Diario Oficial de la Federación, Miércoles 13 de diciembre de 1989.

VI.4 Correlaciones estadisticas

VI.4.1 Análisis de correspondencia canónica

El efecto del conjunto de variables físico-químicas en la composición de especies de fitoplancton fue probado usando el análisis de correspondencia canónica (ACC). Para las estaciones E1-E6, el ACC indica que las respuestas de las especies a las variables físico-químicas se explican principalmente por los tres primeros ejes (67.1 %; Tabla XIII). La correlación entre las especies y las variables físico-químicas fue baja ($r \approx 0.5$), que indica una relación no significativa entre los

taxones y las variables físico-químicas que se utilizan en el análisis. Sin embargo, en el ACC, todos los ejes canónicos no fueron estadísticamente significativas ($P > 0.05$, Monte Carlo).

Tabla XIII. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica temporal de las estaciones E1-E6 de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

Ejes	**Eigenvalores**	**Especies-correlaciones ambientales**	**Variación porcentual acumulada**
1	0.025	0.476	29.8
2	0.017	0.523	50.5
3	0.014	0.431	67.1
4	0.011	0.399	79.9
Prueba de significancia del primer eje canónico:	F = 2.025		$p = 0.850$
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos	F = 0.813		$p = 0.916$

Para la estación E7, el ACC indica que las respuestas de las especies a las variables físico-químicas se explican principalmente por los tres primeros ejes (67.1%; Tabla XIV). La correlación entre las especies y las variables físico-químicas fue baja ($r \approx 0.5$), que indica una relación no significativa entre los taxones y las variables físico-químicas que se utilizan en el análisis. Sin embargo, en el ACC, todos los ejes canónicos no fueron estadísticamente significativos ($P > 0.05$, Monte Carlo).

Tabla XIV. Eigenvalores y porcentaje de la varianza total explicada por el análisis de correspondencia canónica temporal de la estación E7 de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

Ejes	**Eigenvalores**	**Especies-correlaciones ambientales**	**Variación porcentual acumulada**
1	0.025	0.476	29.8
2	0.017	0.523	50.5
3	0.014	0.431	67.1
4	0.011	0.399	79.9
Prueba de significancia del primer eje canónico:	F = 2.025		$p = 0.8500$
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos	F = 0.813		$p = 0.9160$

Esto significa que la estructura de la comunidad fitoplanctónica no se puede explicar, al menos, durante el período estudiado, por los parámetros ambientales evaluados.

VI.5 Índices ecológicos

VI.5.1 Diagrama de Olmstead-Tukey

En las estaciones E1-E6, muestra 15 especies que por su alta frecuencia y altas abundancias son dominantes, destacando *Anabaena*, *Asterionella, Chaetoceros*, dinoflagelados tecados de < 20 µm, *Gymnodinium* y *Prorocentrum minimum* (Figura 25a). Dentro de los géneros que se muestran de manera ocasional (7), denominados como poco frecuentes y con altas abundancias, se registran a las cianobacterias *Merismopedia*, *Oscillatoria, Cylindrospermopsis cuspis* y las diatomeas *Skeletonema y Thalassiosira* (Figura 25a). Dentro del cuadrante de las especies raras, poco frecuentes y poco abundantes se encuentran 18 géneros y se registran a las diatomeas *Lioloma*, *Hemiaulus* y *Rhizosolenia setigera*. En el mismo grupo se encuentran los dinoflagelados *Alexandrium*, *Dinophysis caudata*, *Peridinium quinquecorne* y *Prorocentrum micans,* y la cianobacteria *Lyngbya* (Figura 25a). No se registraron géneros en el cuadrante de los organismos constantes.

Para la estación E7 se observa 15 especies en el cuadrante denominado como dominantes tales como: la cianobacteria *Anabaena* y de los dinoflagelados *Peridinium quinquecorne* y *Prorocentrum minimum*. En el mismo cuadrante se observa a las diatomeas *Chaetoceros, Rhizosolenia setigera* y *Leptocylindrus* (Figura 25b). Con 8 géneros el cuadrante correspondiente a los géneros ocasionales tales como las diatomeas *Cyclotella* y *Tabellaria*, el dinoflagelado *Gymnodinium* cf *catenatum*, las cianobacterias *Oscillatoria* y *Cylindrospermopsis cuspis*. Por la alta abundancia se identificó a dos fitoflagelados *Chattonella* sp. y *Euglena* sp. En el cuadrante de las especies denominadas como constantes, muy frecuentes y poco abundantes se observan 4 géneros, donde se registraron los dinoflagelados *Akashiwo sanguinea y Alexandrium, Oxyphysis oxytoxoides*. Dentro del cuadrante de las especies raras (10 géneros), se observaron a las diatomeas *Bacteriastrum, Guinardia* y *Skeletonema*, y a los dinoflagelados *Ceratium furca, Dinophysis* y *Karenia* (Figura 25b).

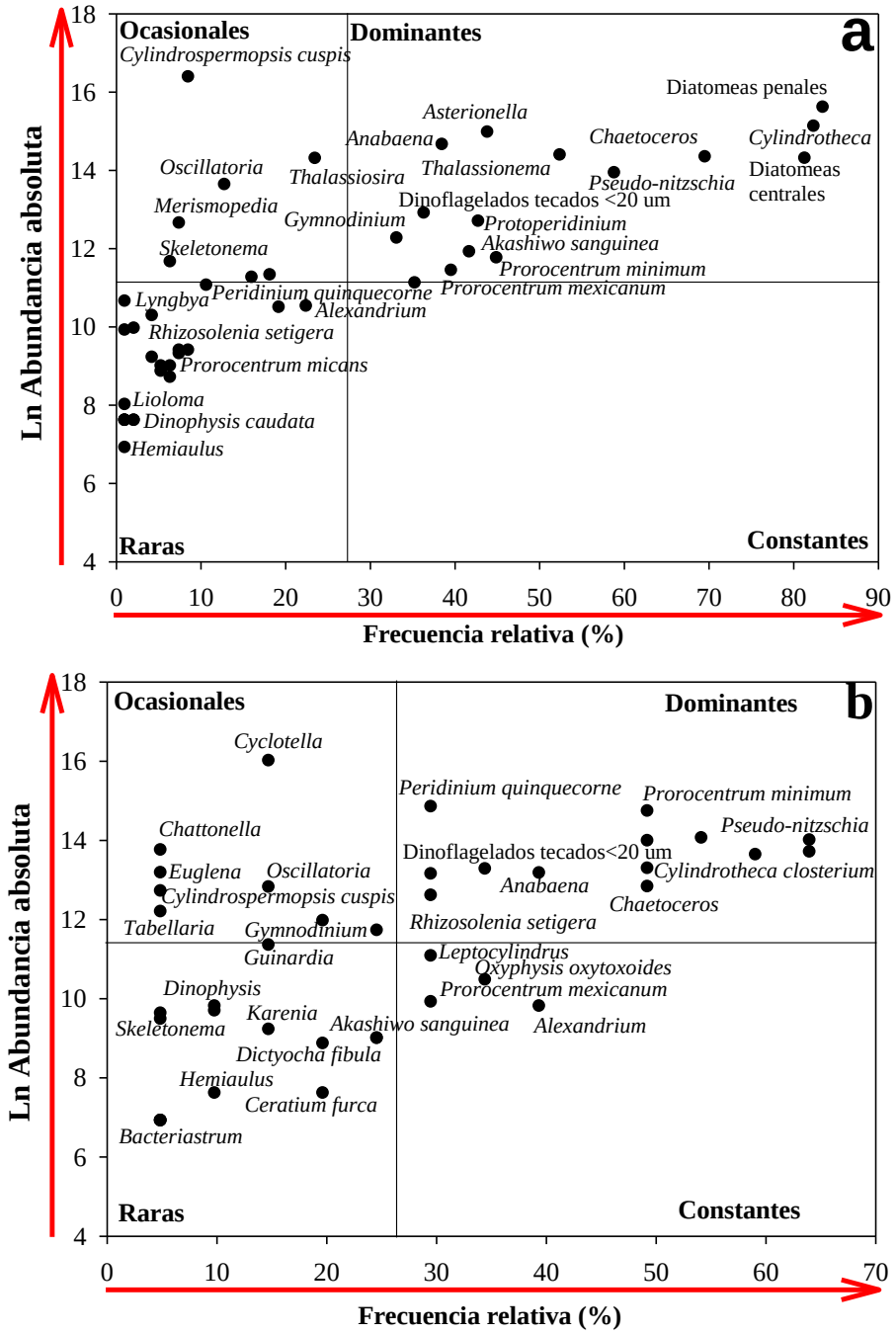


Figura 25. Diagrama de Olmstead-Tukey de las especies fitoplanctónicas a) estaciones E1-E6 y b) estación E7, en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

VI.5.2 Índice de diversidad de Shannon-Wiener

En general, los valores de diversidad (H´) se mantuvieron altos, con un intervalo de 3 a 4 bits/individuos, con excepción de septiembre de 2012, que mostró un intervalo de 1.5 a 3 bits/individuo. Los mínimos valores se registraron en todas las estaciones en septiembre de 2012. La estación E7 presentó los mayores valores con un promedio de 3.9 bits/individuo y un intervalo de 3 a 4.5 bits/individuo (Figura 26). No se observaron diferencias significativas entre las estaciones No se observaron diferencias significativas entre las estaciones (F = 1.67; P > 0.05), pero si entre los meses (F = 12.41; P < 0.05).

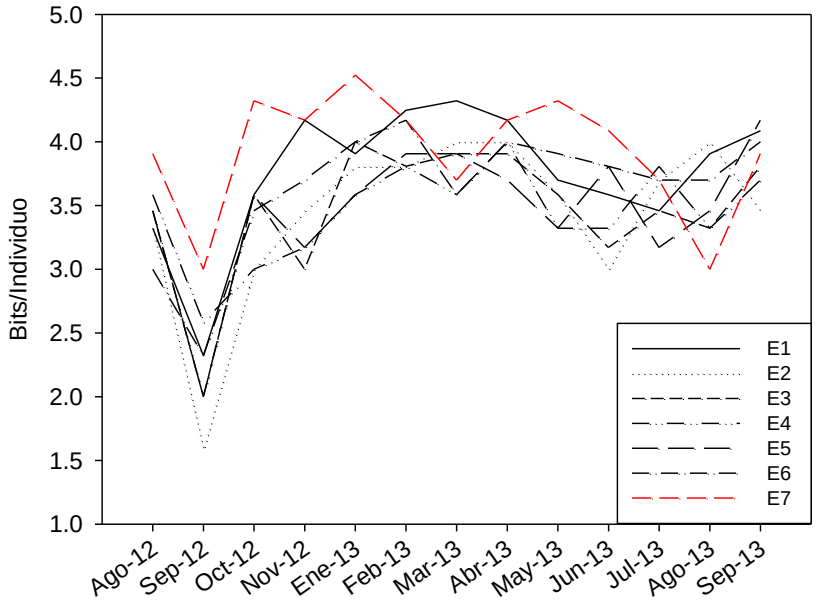


Figura 26. Índice de diversidad de Shannon (H´) por mes y sitio de muestreo de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

VI.5.3 Porcentaje de cianobacterias

En la figura 27, se observan los porcentajes de la presencia de cianobacterias (señalado en color rojo) con respecto a los grupos de las diatomeas y dinoflagelados estimados en abundancias totales. No se considera el grupo de los nanoflagelados por sus altos valores, que no permiten observar las contribuciones de los grupos mencionados.

En la estación E6 se observa una contribución mínima de las cianobacterias de 28%, siendo el grupo de las diatomeas con un 62% la que domina en la estación ubicada en la boca del

subsistema Lagunar. En la estación E2, se registraron valores de 35% y valores máximos de 51 a 62% en las estaciones E1 y E3, respectivamente. Son las diatomeas las que muestran mayor contribución cuando las cianobacterias no son abundantes (Figura 27).

En la estación E7 se observa un 5% de contribución del grupo de las cianobacterias, siendo las diatomeas las que mayor contribución tiene para esta estación con un valor de 37% y con un 29% las diatomeas de < 20 μm (Figura 27).

Cabe señalar que la presencia de las cianobacterias, son más frecuentes y con altas abundancias, tan solo 14 especies que corresponden al 17% del total. Y que de acuerdo con la propuesta modificada del esquema de clasificación ECOFRAME[17] (Moss *et al*., 2003), para su aplicación en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico en la Laguna de Términos. Este menciona que las cianobacterias no presentan natas o agregados sin embargo, cuando hay floraciones evidentes (por conteo celular) y poco frecuentes en el tiempo hay dominancia de más del ≈ 40% de filamentos o colonias de cianobacterias, tal como se observa en la figura 27 y en el anexo 6a.

[17] ECOFRAME. Propuesta metodológica para la determinación del estado ecológico en lagos someros (Moss *et al*., 2003).

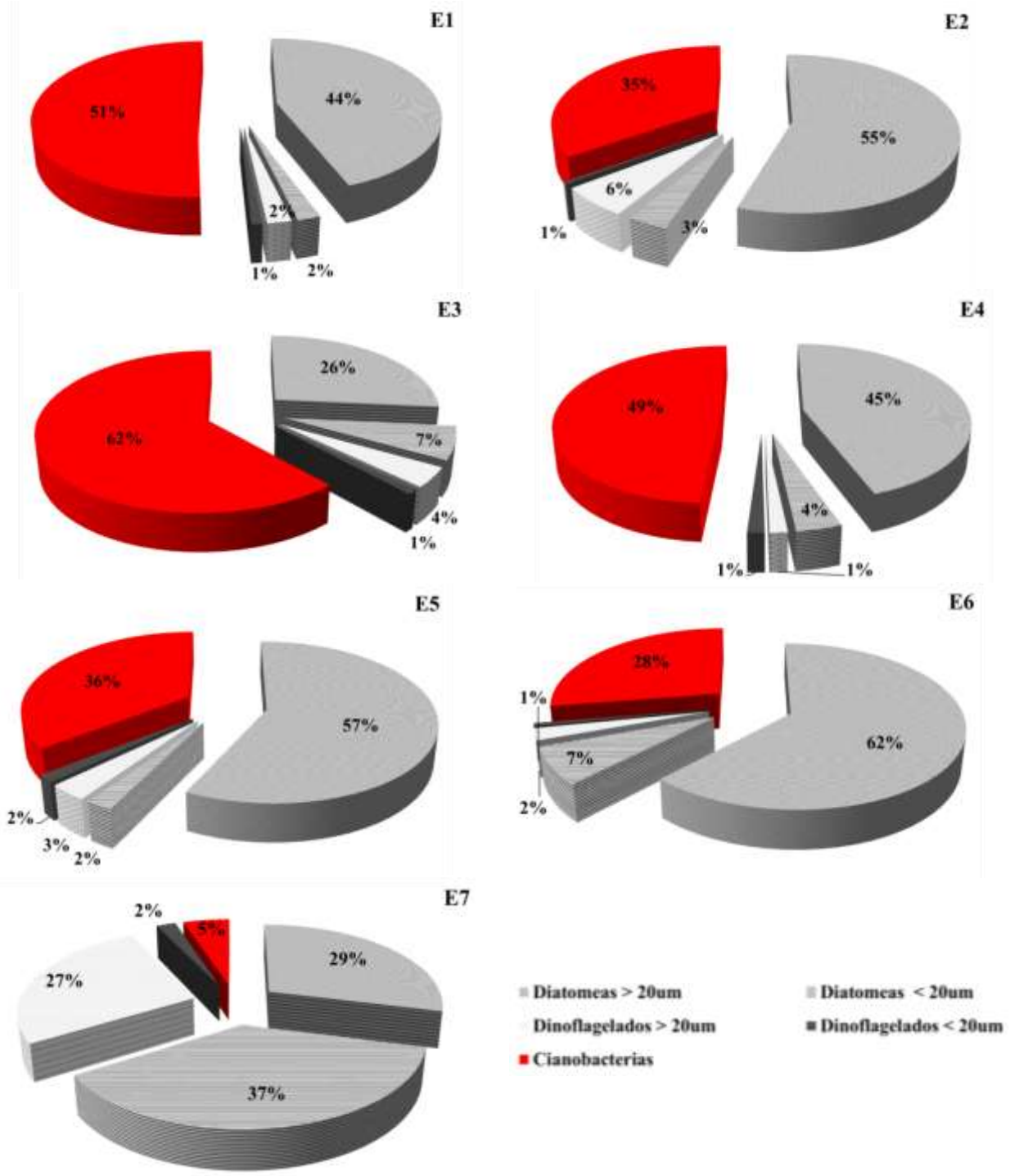


Figura 27. Porcentaje de cianobacterias registradas en las estaciones de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

VI.5.4 Índice de diversidad *versus* razón de N/P

Las siguientes gráficas de índice de diversidad de la comunidad fitoplanctónica *versus* la razón de N/P (Figura 28a, b) muestran que la relación entre ellos no es linear. Principalmente, la alta diversidad que muestra el índice de diversidad de la comunidad fitoplanctónica esta acompañada de una baja razón de N/P. La excepción a este principio es el caso por el cual el índice de diversidad de la comunidad fitoplanctónica es muy baja, como se observa en ambas gráficas.

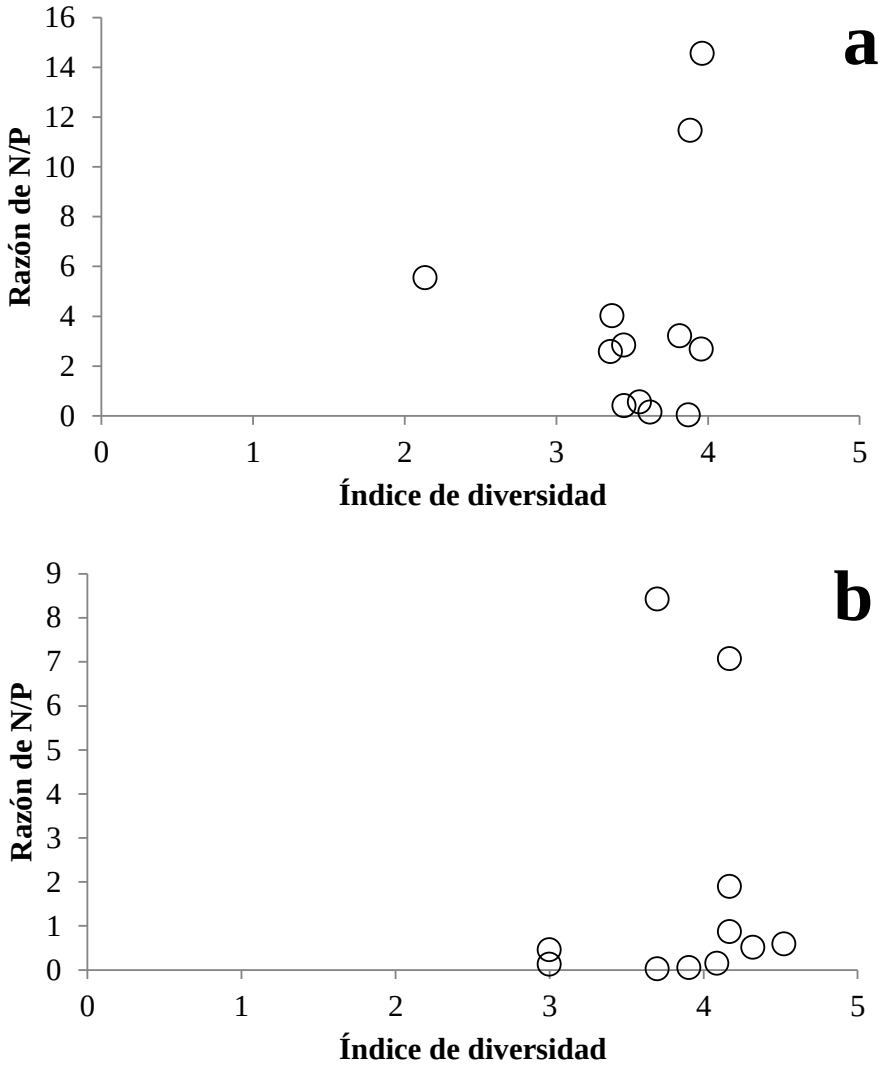


Figura 28. Relación del índice de diversidad del fitoplancton versus la razón de N/P en las estaciones a) E1-E6 y b) E7 de los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

VII. DISCUSIÓN

El establecer una serie de indicadores basados en la taxocenosis del fitoplancton en los bancos ostrícolas, como respuesta a un proceso de eutrofización, debe ser considerado como un proceso ecológico debido a la complejidad y las particularidades de cada sistema (Nixon, 2009). Esto fue evidente en los resultados presentados en este estudio (Figura 29). Aunado a que las comunidades de fitoplancton están expuestas a los efectos sinérgicos de presiones selectivas conocidas (pastoreo selectivo, nutrientes, luz, salinidad y competencia) y desconocidas (Pinckney *et al*., 1998).

Partiendo de la premisa, de que el fitoplancton se ha utilizado ampliamente como un indicador del estado ecológico, por su función crítica en la producción primaria que tiene incidencia en la cadena alimentaria y por ende un enorme impacto sobre la calidad del agua (Domingues *et al*., 2008). Sin embargo, diversos estudios del fitoplancton en diversos cuerpos acuáticos demuestran que la comunidad fitoplanctónica es sumamente heterogénea y de difícil interpretación, esto quizá se deba a muchas de las presencias o ausencias de los componentes estructurales de la comunidad fitoplanctónica (ver Tabla IV).

Por lo que la elección de indicadores ecológicos para los estudios de calidad de agua debe ser el resultado de una cuidadosa consideración y comprensión de los mecanismos naturales que causan el estrés en los medios acuáticos (Arhonditsis *et al*., 2003). En el caso de la eutrofización, se debe tener en cuenta que el enriquecimiento por nutrientes, puede causar cambios en la diversidad, teniendo como respuesta cambios en la composición de las especies de la comunidad fitoplanctónica (Van Donk *et al.*, 1997). No obstante, los cambios en la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica no son axiomáticos, debido a la complejidad y variabilidad de los ecosistemas fitoplanctónicos (Kuuppo *et al*., 2006).

Este comportamiento fue observado con la comparación de la relación del índice de diversidad del fitoplancton *versus* la razón de N/P, donde la alta diversidad que muestra el índice de diversidad de la comunidad fitoplanctónica está acompañada de una baja razón de N/P (Ver figura 28).

Esto podría explicarse debido a que las aguas residuales urbanas presentan relaciones N/P muy bajas debido en gran parte al empleo de detergentes con polifosfatos (Jaworski, 1981; Pachés-Giner, 2010). Esto es confirmado por Ruiz-Marín *et al*. (2009) quienes realizaron un estudio en el sistema Lagunar Pom-Atasta adyacente al área de estudio, donde observan que las más altas concentraciones de N y P cerca de las áreas habitadas sugieren una importante contribución de nutrientes provenientes de aguas residuales urbanas, asociado con la descomposición de material orgánico (Figura 29).

Tal es el caso de Ciudad del Carmen, donde la mayor parte de las personas viven en torno a la Laguna de Términos, donde la descarga de residuos y otras formas de contaminación provenientes de la ciudad afectan la calidad del agua del estuario, generalmente sin tratamiento previo (Bach *et al*., 2005). Las lagunas de Pom-Atasta están sujetas a impactos ambientales tales como la actividad petrolera (construcción de infraestructura, dragado de la laguna para instalar tuberías para el transporte de petróleo crudo y gasolina e instalación de plataformas de perforación), las actividades agrícolas (eliminación de manglares), las actividades de acuacultura, así como por asentamientos humanos (falta de mantenimiento de los sistemas de drenaje, deficientes tratamientos de las aguas residuales) que tienen como consecuencia el alterar las características físicas, químicas y biológicas de la laguna (Ruiz-Marín *et al*., 2009 y 2011; Sonda-Santos, 2014).

De acuerdo con Crites & Tchobanoglous (2001) los valores de las relaciones N/P bajas, son indicadores de entrada de aguas residuales urbanas al cuerpo acuático. La presencia de aguas residuales urbanas genera menores niveles de oxígeno por acción bacteriana para la degradación del material orgánico, creando altos valores redox negativos que resultan en niveles bajos de nitritos y altos valores de amonio (Masters & Ela, 2007).

Estas condiciones en la zona de estudio pueden estar contribuyendo a que se registren cambios en la composición y abundancia del fitoplancton, nanoflagelados y diatomeas < 20 µm. Estos grupos presentaron sus máximas abundancias, en torno a 10^6 células L^{-1}, en la temporada de lluvias (julio-octubre) cuando también ocurren temperaturas altas, ya que estos grupos son susceptibles de beneficiarse de las altas temperaturas (30.2°C) y baja salinidad (13.2), vinculado al período de

mayor caudal de los ríos y arrastres continentales por época de lluvia durante estos meses (Yáñez-Arancibia & Day, 2005) que pudieron conjugarse al arrastre de compuestos ligados a aguas residuales urbanas de los poblados adyacentes.

El tamaño de la célula fitoplanctonica es importante ya que menor tamaño aumenta el cociente de superficie: volumen, esto proporciona una ventaja competitiva cuando los nutrientes son limitantes (Chisholm, 1992). De acuerdo con este principio, la abundancia del nanofitoplancton en la Laguna de Términos es alta, ya que en este sitio se observa a lo largo del año condiciones limitantes por nitrógeno, lo que puede explicar la dominancia de microorganismos de talla pequeña (células < 20 μm), cuyo crecimiento estaría sustentado principalmente por formas reducidas del nitrógeno tales como el amonio.

Por otra parte, los valores de pH y la saturación de oxígeno sugieren alta actividad de los productores primarios en la columna de agua, dando lugar a cambios en la calidad del agua (especialmente en el pH y oxígeno disuelto) según lo reportado por Martínez-López *et al*. (2006), Poot-Delgado (2006), Hakspiel-Segura (2009) y Escobedo-Urías (2010) y que pudiera estar relacionado con las proliferaciones fitoplanctónicas que se presentan en la zona para las lagunas del noroeste del Pacífico mexicano.

Los valores promedios observados para el nitrito, nitrato y amonio registrados en diferentes estaciones del año son inferiores a los valores reportados por Contreras-Espinoza *et al*. (1996), Herrera-Silveira *et al.* (2002) y Ramos-Miranda *et al.* (2006), para el sur del Golfo de México; lo que sugiere una entrada importante de compuestos nitrogenados de origen antropogénico. Sin embargo, el mismo patrón de valores altos registrados en la temporada de lluvias (julio-octubre), de este trabajo, son similares a reportes anteriores obtenidos en el área de estudio (Yáñez-Arancibia & Day, 2005; Ramos-Miranda *et al*., 2006), lo cual se relaciona con los aportes antropogénicos debido a proximidad de las bocas de los ríos con fuerte influencia de agua dulce.

En este sentido los altos valores de ortofosfato y silicato están asociados con el período de mayor descarga de los ríos determinado por procesos de circulación y biogeoquímicos como lo ha reportado Ramos-Miranda *et al.* (2006). Estas variables están vinculadas al período de alta

descarga de los ríos por las lluvias que enriquecen las aguas en la entrada de nuevos nutrientes, causando alta turbidez y disminuyendo la salinidad (Yáñez-Arancibia & Day, 2005).

Los valores de silicatos registrados en este estudio, son considerados dentro de los intervalos normales de silicatos para ríos y arroyos no contaminados (0.6 a 50.0 μmol L^{-1}). De acuerdo con lo reportado por Rendón-von Osten *et al*. (2004) para un sistema cercano, como lo es el sistema fluvial del Río de Palizada, los valores reportados en este trabajo provenien de aportes alóctonos, principalmente de suelos expuestos debido a deforestación y a la actividad agropecuaria en la cuenca.

El ACC no reveló un impacto de los nutrientes en los cambios en la composición de la comunidad de fitoplancton. Además, la correlación estadísticamente no significativa de los resultados demuestran que los nutrientes en general se relacionan con 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). Para la Laguna de Términos, una relación no lineal se observó entre la concentración de nutrientes y abundancia de fitoplancton; esto puede explicarse sobre la base del tiempo de residencia del agua en la Laguna. De acuerdo con Yáñez-Arancibia & Day (2005), el tiempo de residencia es de 30 días, durante la temporada de lluvias (julio-octubre), veintidós días durante la temporada de nortes (febrero-mayo) y 210 días durante la estación seca. A diferencia de la Laguna de Alvarado en el estado de Veracruz, en el sur del Golfo de México, donde la producción primaria es controlada por la temperatura y la salinidad (De la Lanza-Espino & Lozano-Montes, 1999). Esta diferencia se atribuyó al tiempo de residencia del agua, que de acuerdo con Garnier *et al*. (2002) regulan los patrones de los organismos autótrofos, lo que es consistente con nuestra sugerencia.

Establecer un patrón del contenido de los nutrientes en las lagunas costeras ha resultado difícil ya que, como es ampliamente conocido, la variabilidad de estos parámetros son característicamente marcados (Poot-Delgado, 2006). Por lo que el conocimiento de la hidrografía local, permite la interpretación de los procesos más importantes que influyen en las comunidades biológicas (Bulger *et al.*, 1993; Boyer *et al*., 1997; Souissi *et al.*, 2000). Esta situación fue observada por Varona-Cordero *et al.* (2010) para 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, lo que indica que la comunidad fitoplanctonica se adapte a los cambios en los recursos y al entorno físico-químico.

Una de las características del fitoplancton es la respuesta rápida a los cambios ambientales (Biswas *et al.,* 2010), por lo tanto algunas de las especies del fitoplancton se utilizan como indicadores de la calidad del agua (Brettum & Andersen, 2005).

Esta situación es contrastante con los datos de la región de la costa de la bahía de Campeche, donde los cocolitofóridos y las diatomeas nanoplanctónicas dominan numéricamente a la comunidad fitoplanctónica en la estación seca, en abril de 2000 (Hernández-Becerril *et al.,* 2008). En el presente estudio, se observaron cocolitofóridos solo en la temporada seca (invierno) con 1000 células L^{-1} lo que concuerda con el hecho de que dominan en condiciones pobres en nutrientes (nulos aportes continentales por escorrentías) cuando y con frecuencia en áreas donde sus competidores no tienen acceso a los nutrientes (Weier, 1999).

Sin embargo, es probable que no se hayan observado mayor número de registros debido a que las muestras fueron fijadas con lugol, que no es un buen fijador para los cocolitofóridos, ya que disuelve las estructuras formadas de carbonato de calcio (Alonso-Rodríguez *et al*., 2004).

En el sur del Golfo de México, incluyendo el área de altamar frente a la Laguna de Términos, se observaron abundancias máximas de cocolitofóridos en el capa subsuperficial (10 a 30 m) (Hernández-Becerril *et al*., 2008). Sin embargo, ambos estudios en el área de altamar y en la Laguna costera, respectivamente, mostraron la importancia de nanoplancton, al menos en términos de abundancia celular. Esto también fue confirmado recientemente para el Golfo de California, donde la abundancia de fitoplancton estuvo dominado tanto temporal como espacialmente por nanoplancton (Verdugo-Díaz *et al*., 2012).

Los parámetros físico-químicos, tales como la temperatura y la salinidad pueden determinar la distribución o la aparición de FAN, junto con la disponibilidad de nutrientes que regulan la tasa de crecimiento, la biomasa y la duración de la floración (Vargo, 2009). Lo anterior se debe a distintas causas, entre las que sobresale la dinámica en la circulación Lagunar causada por el

efecto de la marea, los vientos, la profundidad que provoca una resuspensión casi constante, los procesos de regeneración originados por la actividad microbiana tanto en la columna de agua como en los sedimentos, los flujos de agua provenientes de los ríos, insumos anormales provocados por las actividades humanas, descritos anteriormente.

La salinidad impacta sobre la dinámica física, química y biológica en los ambientes costeros (Gibson & Najjar, 2000). El rango de salinidad registrada, varía en función de la temporada climática, condición que se acentúa de junio a septiembre durante la estación de lluvias. Según Ramos-Miranda *et al.* (2006), esto refleja el cambio estacional de la insolación que a su vez, da lugar a una mayor evaporación y por lo tanto una mayor concentración de sales antes del inicio de la estación de lluvias (julio-octubre).

Los cambios en la salinidad, en el nivel de impacto de la comunidad fitoplanctónica fueron observados en el diagrama de Olmstead-Tukey, con diferencias entre las estaciones E1-E6 y la E7, siendo esta última la que mantiene especies constantes y donde se observan proliferaciones ocasionales de las especies *Cyclotella* sp., *Cylindrospermopsis cuspis*, *Chattonella* sp. y *Euglena* sp., asociados a una disminución en la salinidad durante la estación de lluvias. Tal como lo reportan Bach *et al*. (2005) quienes mencionan que hay un flujo de agua neto en dirección este a oeste en la Laguna, por lo que a los ríos ingresan grandes volúmenes de agua dulce a la Laguna, la salinidad de todo el estuario disminuye e incrementan las temperaturas.

Posteriormente, durante la estación de nortes (febrero-mayo), el viento aumenta de magnitud y cambia de dirección y, en consecuencia, la circulación invierte la dirección y se vuelve turbulenta, formando corrientes de agua superficiales 1.3 ms^{-1}, cuando se registran vientos del noroeste con una velocidad de ~ 8 m s^{-1}, con una duración de 6 días por mes durante la estación (Yáñez-Arancibia & Day 1982). Esta condición se registra junto con bajas temperaturas, baja salinidad y un incremento en pH, lo que ocasiona altas abundancias de dinoflagelados de >20 µm y cianobacterias, y bajas abundancias de diatomeas y dinoflagelados de <20 µm.

Algunos fitoplanctontes tienen características estructurales que pueden afectar negativamente a otras especies marinas lo que ocurre por tener una frustula de silicio que no solo es muy fuerte, pero a menudo provista de proyecciones, espinas o setas que pueden cavar o desgarrar los tejidos

blandos de los organismos. Es este sentido el exoesqueleto de *Chaetoceros convolutus* Castrac. y *C. concavicornis* Mangin que poseen setas o espínulas finas que pueden dañar las branquias de varias especies de peces al adeherirse a ellas e incluso causarles la muerte por asfixia (Horner *et al*., 1990).

La exposición experimental al dinoflagelado productor de toxinas paralizantes *Alexandrium tamarense* (Lebour) Balech produjo mortalidades en los bivalvos *Crassostrea virginica*, *Ostrea edulis* Linnaeus (Lesser & Shumway, 1993) y *Mytilus edulis* Linnaeus (Shumway & Cucci 1987). *Alexandrium minutum* Halim, otra especie tóxica, produjo mortalidad en juveniles y adultos de *Mytilus edulis* y *M. galloprovincialis* Lamarck (Gainey & Shumway, 1988).

Lo anterior se relaciona con la presencia de diatomeas potencialmente nocivas como *Rhizosolenia setigera* (planctónica) y *Cylindrotheca closterium* (planctónica-bentónica) son reportadas como causantes de FAN en los mares mexicanos tanto en el Pacífico noroeste (Gárate-Lizárraga *et al.*, 2001; Gárate-Lizárraga *et al*., 2009) como en el sureste del Golfo de México (Poot-Delgado *et al*., 2011; Muciño-Márquez *et al*., 2014) y en las aguas costeras del norte de Yucatán, en la cual *C. closterium* presentó una abundancia elevada en la temporada de lluvias del 2011 al 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 registran que *Cylindrotheca closterium* fue la especie más abundante en los dos sistemas, con una abundancia de 5.35×10^{4} células L^{-1}. Poot-Delgado *et al.* (2013) reportan en los bancos ostrícolas del subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico cercano al área de estudio valores de $2.00x10^{5}$ células L^{-1}. En ambos casos, las abundancias elevadas de *C. closterium* se observaron durante la temporada de secas (febrero-mayo).

La presencia de especies potencialmente nocivas reduce el porcentaje de saturación de oxígeno en la columna de agua por un aumento extraordinario en el número de células de fitoplancton y la generación de metabolitos secundarios, además de que las altas densidades de diatomeas planctónicas altamente silicificados y silicofalgelados taponan las branquias de moluscos bivalvos (Smayda, 1997; Band-Schmidt *et al*., 2011). Esto puede causar respuestas diferentes en el ciclo de vida de algunas ostras: por ejemplo, *Alexandrium taylori* Balech produjo mortalidad

en larvas de *Crassostrea gigas* Thunberg en la exposición experimental (Matsuyama *et al*., 2000). También se producen otros menos graves, siendo frecuente la aparición de reacciones de defensa o rechazo como, el cierre de las valvas, la expulsión de las células por medio de rápidas aperturas y cierres de las mismas, la reducción de las tasas de filtración y de aclaramiento y otras probablemente derivadas de estas como la disminución de la tasa de biodeposición, consumo de oxígeno, producción de biso y alteraciones de la actividad cardíaca (Gainey & Shumway, 1988).

Los FAN en el Golfo de México son regularmente causados por dinoflagelados alrededor de 644 especies de dinoflagelados de estudios realizados desde 1970 a 2009 (Steidinger *et al*., 2009), de los cuales *Peridinium quinquecorne*, *Prorocentrum mexicanum* y *P. minimum* presentan altas abundancias. *Prorocentrum minimum* 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 de por lo menos 25 años atrás (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 (Licea-Durán *et al*., 1999; Band-Schmidt *et al*., 2011). *P. minimum* es común en estuarios y lagunas costeras, y en algunas ocasiones se la atribuye la mortandad de peces y de moluscos, así como a problemas de salud humana asociados al consumo de moluscos (Day *et al*., 1989; Cortés-Altamirano *et al*., 1994). Hasta el momento, no es claro cuál es el tipo de toxina que produce *P. minimum*, ya que se le ha atribuido la producción de diferentes toxinas, entre ellas la venerupina en el humano, la cual produce síntomas peculiares que incluyen daño al hígado (Akiba & Hattori, 1949). Asimismo, se han encontrado evidencias que indican que produce una toxina desconocida, la cual provoca síntomas neurotóxicos (Silva & Sousa, 1981; Grzebyk & Berland, 1996).

Una de las características a considerar durante el periodo de estudio es que solo se observaron altas abundancias del orden 10^6 células L^{-1} de las diatomeas *Thalassiosira* sp. y *Cylindrotheca closterium*, reportadas como especies ictiotóxicas y formadoras de florecimientos. Así como el de las cianobacterias *Anabaena* sp. y *Cylindrospermopsis cuspis*, reportadas como productoras de ficotoxinas (ver tablas IX y X).

En el monitoreo realizado para la detección de toxinas marinas por la COPRISCAM, cuyos resultados se enlistan en la tabla XV, se observa la signología compatible a la presencia de toxinas tipo brevetoxinas, en concentraciones subletales. Sin embargo, en el área de estudio no se encontró la especie productora de brevetoxinas comúnmente asociada a ellas: *Karenia brevis.* Sólo se obtuvo el registró de *Karenia* cf. *mikimotoi*.

Las abundancias de las especies reportadas en este estudio, como potencialmente productoras de ficotoxinas, no fueron mayores a 10^5 células L^{-1} (ver tablas IX y X). Esto no asegura que no exista un episodio tóxico, tal como se observa en la tabla XV. Núñez-Vázquez *et al*. (2013) reportan para la zona central de Campeche la presencia de análogos de toxinas paralizantes (dcGTX2-3, GTX2-3, NeoSTX y STX) que se asemejan al perfil de toxinas descrito para el dinoflagelado *Pyrodinium bahamense,* que de acuerdo con lo reportado previamente por Poot-Delgado *et al*. (2014) no rebasa el orden de 10^4 células L^{-1}. Así mismo se ha reportado que otras biotoxinas marinas (amnésicas y diarreicas) han afectado a peces (*Sphoeroides*) las cuales tienen su origen en las especies planctónicas, dado que en las costas de Campeche se han detectado florecimientos de microalgas nocivas, productoras de estas toxinas tales como *Pyrodinium bahamense, Pseudo-nitzschia* y *Dinophysis* (Poot-Delgado & Rosado-García, 2011) que pueden ser transmitidas a los peces *Sphoeroides* a través de la cadena alimentaria, vía molusco bivalvos y otros invertebrados, organismos que regularmente forman parte de la dieta de estos peces en el litoral campechano (Colmenero *et al.,* 1982).

Otro indicador de presiones antrópicas en la zona de estudio es la presencia de cianobacterias, esta característica se refuerza donde las salinidades son bajas donde la proporción relativa de biomasa compuesta por cianobacterias puede ser utilizada como un indicador de la eutrofización. Tal como se observa en la figura 27 donde los mayores porcentajes respecto a las abundancias se encuentran en las estaciones E1-E6 catalogadas como salobres (salinidad ≈ 14). Este indicador se ha reforzado, como resultado del aumento de la temperatura terrestre, propiciando un incremento en las proliferaciones de cianobacterias, en ecosistemas continentales (Jöhnk, 2008), estrechamente asociados con el proceso de eutrofización (Anderson *et al*., 2002).Sin embargo, de acuerdo con Sommer (1989) la dominancia de las cianobacterias se encuentra alrededor de un cociente de N:P de 15 $\mu M\ L^{-1}$, lo que explica las altas abundancias de cianobacterias, dado que

fijan nitrógeno cuando hay un exceso de P sobre N (Domíngues *et al*., 2005). Esto se puede observar en los resultados obtenidos en la figura 28.

Tabla XV. Toxicidad por medio del bioensayo en ratón (MBA) y HPLC* en los tejidos de *Crassostrea virginica*, obtenidos de la estación E6 en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013 (COPRISCAM, 2013).

FECHA	TOXINAS	CONCENTRACIÓN	SIGNOS CLÍNICOS
jul-12	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 10 UR/100 gr de carne de molusco[1]	Letargo, espasmos ocasiónales y diarrea
	[3]Acido domoico	No detectado[3]	
ago-12	[4]Toxinas paralizantes (PSP) Saxitoxina	No detectado[4]	
	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 10 UR/100 gr de carne de molusco[1]	Letargo, espasmos ocasiónales
oct-12	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 20 UR/100 gr de carne de molusco[1]	Letargo, espasmos ocasiónales, diarrea y dificultad respiratoria
	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 9.4 UR/100 gr de carne de molusco[1]	
nov-12	[4]Toxinas paralizantes (PSP) Saxitoxina	303.9 ug SXT equ./10Kg. de carne de molusco[4]	
	[3]Acido domoico	No detectado[3]	
abr-13	[4]Toxinas paralizantes (PSP) Saxitoxina	600 ug SXT equ./10Kg. de carne de molusco[4]	
	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 20 UR/100 gr de carne de molusco[1]	Letargo, espasmos ocasiónales y diarrea
may-13	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 10 UR/100 gr de carne de molusco[1]	Letargo, espasmos ocasiónales y diarrea
jun-13	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 10 UR/100 gr de carne de molusco[1]	Letargo, espasmos ocasiónales, temblores, disnea, incoordinación motora y diarrea
ago-13	[4]Toxinas paralizantes (PSP) Saxitoxina	<800 ug SXT equ./Kg. de carne de molusco[4]	
sep-13	[2]Brevetoxinas/PbTxs de *Karenia brevis*	< 10 UR/100 gr de carne de molusco[1]	

[1]NOM-EM-005-SSA-2001 Limite máximo permisible 20 UR/100 gr de carne de molusco

[2]APHA (1985)

[3]Metodo modificado de Wekel J., Quilliam M & Hungerford J. (1995). Domoic acid in unsalted fresh or frozen shellfish methanol-water extraction Lc Method

[4]NOM-242-SSA-2009 Limite máximo permisible 800 ug SXT equ./Kg. de carne de molusco

*HPLC-UV: Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución con detector Ultravioleta

En general, las cianobacterias muestran una distribución cosmopolita, habitando ambientes hipersalinos, marinos y de agua dulce por lo que poseen un hábitat más amplio que los eucariotas fototróficos (Golubic, 1999; Mur *et al*., 1999; Graham & Wilcok, 2000; Whitton & Potts, 2002; Ludeña-Hinojosa, 2007), y dado que en los estuarios se producen variaciones de salinidad en función de las cantidades de agua dulce que ingresan, estos cambios, ofrecen a las cianobacterias una ventaja frente a otros competidores (Domingues *et al*., 2005; Lanzarot-Freudenthal, 2007).

En el área de estudio, las cianobacterias estuvieron presentes en orden de magnitud de 10^6 células L^{-1}, los géneros presentes fueron; *Anabaena* y *Cylindrospermopsis cuspis* con abundancias de $1.9x10^6$ y $1.3x10^6$ células L^{-1}, respectivamente. En octubre del 2012, *C. cuspis*, provocó el cierre temporal de la actividad pesquera de extracción de ostión *Crassostrea virginica* Gmelin con una duración de 15 días.

Ambas especies han sido registradas en los subsistemas fluvio-Lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacente al área de estudio, con abundancias de $1.5x10^3$ y 0.5 a $8.2x10^3$ células 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.*, 2014, 2015). *Cylindrospermopsis cuspis* fue reportada en la región de Los Tuxtlas en el sur del estado de Veracruz (Komárek & Komárková-Legnerová, 2002; Komárek, 2003), sin episodios tóxicos aparentes.

Los florecimientos de cianobacterias han sido recurrentes en diversos cuerpos de agua tales como el lago de Catemaco en Veracruz, donde se registró el florecimiento de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.), ocasionando un alto grado de bioacumulación de la toxina producida por esta especie en toda la cadena alimentaria (Berry & Lind, 2010). En tanto que en la laguna costera de Alvarado en Veracruz, *Dolichospermum flos-aquae* (Brébisson ex Bornet & Flahault) P. Wacklin, L. Hoffmann & J. Komárek, se registro un florecimiento de $91x10^6$ céls L^{-1}, en octubre del 2013 (Áke-Castillo & Campos-Bautista, 2014).

		Factores ambientales			
		↑T °C		**↑Eutrofización**	
		Bancos ostrícolas	Referencias	Bancos ostrícolas	Referencias
Tipos de FAN	Diatomeas (e.g. *Pseudo-nitzschia* spp.)	↕+	↕+	↓	↓
	Dinoflagelados tóxicos (e.g. *Alexandrium, Pyrodinium, Gymnodinium*)	↑	↑	↑	↑
	Cianobacterias (e.g. *Anabaena* sp.)	↑+	↑+	↑++	↑++
	Alta abundancia celular (muchas especies)	↕	↕	↑++	↑++

Modificado de Wells *et al* (2015)
Razonablemente probable (+), más probable (++)

Figura 29. Tipos de FAN y factores ambientales del área de estudio versus referencias bibliográficas. Las flechas indican los cambios (aumentan↑, disminuyen↓, o ambas direcciones ↕).

Otra de las especies de cianobacterias registrada es *Merismopedia* spp., a finales de la estación de lluvias (julio-octubre) y mediados de la estación de nortes (febrero-mayo) con abundancias en

torno a 10^5 células L^{-1}. De acuerdo con Moreno-Ruíz, (2000) y John *et al*. (2002), esta es una especie indicadora de aguas con contaminación moderada (Figura 29).

Las características de estos organismos es que los géneros *Anabaena, Aphanizomenon, Lyngbya, Microcystis, Oscillatoria, Phormidium* y *Schizothrix* producen compuestos de olor terroso y mohoso (geosmina), representando una molestia en la industria del agua potable, áreas de cultivo y lagos recreacionales (Perrson, 1983; Chorus & Bartram, 1999). En las últimas décadas, la ocurrencia de proliferaciones de cianobacterias ha aumentado notoriamente en ecosistemas continentales y costeros en todo el mundo, debido principalmente al incremento de la eutrofización de los cuerpos de agua (Chorus & Bartram, 1999; Acevedo-Torrano, 2012).

Sin embargo, en México los reportes de cianotoxinas se remiten a contribuciones realizadas en varios lagos y embalses que se han publicado en los últimos 15 años, a pesar de su importancia intrínseca (Oliva *et al*., 2001; Ramírez-García *et al*., 2002; Arzate-Cárdenas *et al*., 2010; Vasconcelos *et al*., 2010; Pica-Granados & Ramírez-Romero, 2012).

Finalmente, tratar de entender las estrategias de vida de las especies fitoplanctónicas, en términos de su población, en parte está determinada por la amplitud y frecuencia de las fluctuaciones de la dinámica de sus recurso limitantes, que puede hacer frente a los problemas relacionados con los FAN que constituyen solo una parte de una tarea más difícil, para controlar y gestionar la calidad del agua en los medios acuáticos dulce acuícolas, salobres y marinos (Poot-Delgado & Okolodkov *en prensa*).

VIII. CONCLUSIONES

1. Con base de un muestreo mensual en 7 sitios en la Laguna de Términos, en el sureste del Golfo de México, durante un año de estudio (2012-2013), la comunidad fitoplanctónica se caracterizó por la dominancia del nanofitoplancton (< 20 µm) y por las diatomeas microfitoplanctónicas (> 20 µm) y mostró un patrón estacional, influenciado principalmente por el régimen hidrometeorológico, con las mayores abundancias durante la temporada de lluvias (junio-septiembre) y las más bajas en la temporada de secas (febrero-mayo). La comunidad estuvo compuesta por 136 especies: 66 diatomeas (49%), 33 dinoflagelados (24%), 23 cianobacterias (17%), 10 fitoflagelados no identificados (7%) y 4 silicoflagelados (3%).
2. La abundancia del nanofitoplancton fue alta, ya que a lo largo del año no se observaron condiciones limitantes por nitrógeno, favoreciendo su dominancia; su crecimiento se debe principalmente a las formas reducidas del nitrógeno.
3. Las diatomeas fueron principalmente de tamaño pequeño (~20 µm), con alta tasa de crecimiento y afinidad por formas nitrogenadas reducidas más que oxidadas, provocando condiciones desfavorables para la mayoría de las especies de este grupo taxonómico.
4. Se registraron 18 especies potencialmente nocivas. En las estaciones E1-E6, se presentaron varias proliferaciones durante la temporada de lluvias (junio-septiembre) causada por las diatomeas *Cylindrotheca closterium* ($1x10^6$ céls L^{-1}) y *Thalassiosira* sp. ($9.5x10^5$ céls L^{-1}) y durante la temporada de nortes (octubre-enero) por la cianobacteria *Cylindrospermopsis cuspis* ($13.2x10^6$ céls L^{-1}), indicando una estacionalidad marcada por la salinidad (≈ 7). En la estación E7, afectada directamente por descargas de aguas residuales, las condiciones ambientales favorecieron el desarrollo de proliferaciones de los dinoflagelados asociados a ambientes eutróficos *Prorocentrum minimum* y *Peridinium quinquecorne* durante la temporada de lluvias, con abundancias del orden de 10^6 céls L^{-1}.
5. Las proliferaciones ocasionales de *Cyclotella* sp., *Cylindrospermopsis cuspis*, *Chattonella* sp. y *Euglena* sp. en todas las estaciones estuvieron asociadas a una disminución en la salinidad durante la estación de lluvias (junio-septiembre).
6. El cambio en las proporciones estequiométricas de los nutrientes definieron parte de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica. El índice de diversidad de Shannon-Wiener de la

comunidad fitoplanctónica más alto estuvo acompañado de una baja razón de N/P. El crecimiento de las diatomeas y dinoflagelados nanoplanctónicos estuvo sustentado principalmente por formas reducidas del nitrógeno tales como el amonio.

7. El Análisis de Correspondencia Canónica no reveló un efecto de los nutrientes en los cambios en la composición de la comunidad de fitoplancton estadísticamente significativo. Además, la correlación estadísticamente no significativa de los resultados demostró que los nutrientes en general se relacionan con 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.
8. La disponibilidad de nutrientes estuvo asociada al periodo de mayor descarga de los ríos (junio-septiembre) con influencia de contaminación antropogénica (aguas residuales urbanas, actividades agrícolas y ganaderas), determinada por la circulación y los procesos biogeoquímicos.
9. Los factores principales que influyeron sobre la dinámica de la comunidad fitoplanctónica presente en la Laguna de Términos fueron la temperatura, el viento, la concentración de nutrientes y las especies químicas de éstos principalmente los compuestos nitrogenados.
10. Las abundancias de las especies, reportadas como potencialmente productoras de ficotoxinas, no fueron mayores a 10^5 células L^{-1} en los bancos ostrícolas (estaciones E1-E6); sin embargo, se registraron signos clínicos compatibles a la presencia de toxinas del tipo brevetoxinas en concentraciones subletales (< 10 UR/100 g de carne de molusco), lo cual significa que el número de células no es indicadora del grado de toxicidad de la especie potencialmente nociva.
11. Se estableció una serie de indicadores tales como: el enriquecimiento por nutrientes, las condiciones ambientales del sitio de estudio, las altas abundancias (del orden de 10^6 células L^{-1}) de las especies fitoplanctónicas, la presencia de especies potencialmente nocivas, la presencia de cianobacterias y los cambios temporales en la comunidad fitoplanctónica.
12. Se aplicaron varios índices ecológicos. (1) El índice de Olmstead-Tukey permitió registrar el impacto de la salinidad en la comunidad fitoplanctónica. (2) El índice de porcentaje de cianobacterias permitió registrar la dominancia de las cianobacterias, particularmente las especies potencialmente toxicas por sus altas abundancias. (3) El índice de diversidad de Shannon-Wiener *versus* razón de N/P permitió registrar que la comunidad fitoplanctónica

presentó diatomeas y dinoflagelados nanoplanctónicos, con afinidad a formas reducidas del nitrógeno.

13. En cuanto a la calidad de agua para propósitos de extracción de moluscos bivalvos para su consumo, los resultados, obtenidos en la Laguna de Términos, permitieron concluir que los elementos contenidos en la normatividad mexicana (aplicada al manejo de moluscos bivalvos expuestos a florecimientos algales nocivos) son muy limitados, por lo que es imperante una normatividad particular para las áreas que tengan como finalidad el mantener la inocuidad alimentaria de los moluscos bivalvos.

IX. LITERATURA CITADA

Acevedo-Torrano, V. 2012. Floraciones de cianobacterias en el Uruguay: Niveles guía y descriptores ambientales. Tesis Profesional. Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 49 pp.

Aguirre-León, A. & S. Díaz-Ruiz. 2000. Estructura poblacional, madurez gonádica y alimentación de *Eugerres plumieri* (Gerreidae) en sistema fluvio-deltáico Pom-Atasta, México. Cienc. Mar. 26(2): 253-273.

Aké-Castillo, J.A. & G. Campos-Bautista. 2014. Bloom of *Dolichospermum flos-aquae* in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. Harmful Algae News, An IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms, The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 49: 12.

Akiba, T. & Y. Hattori. 1949. Food poisoning caused by eating asari and oyster-toxic substance, venerupin. Jpn. J. Exp. Med. 20: 271-284.

Almada-Villela, P.C. 1990. Status of threatened Mexican fishes. J. Fish Biol. 37: 197-199.

Alonso-Rodríguez, R. & F. Páez-Osuna. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. Aquaculture 219(1-4): 317-336.

Alonso-Rodríguez, R., F. Páez-Osuna & I. Gárate-Lizárraga. 2004. El fitoplancton en la camaronicultura y larvicultura: importancia de un buen manejo. ICMyL-UNAM y CESASIN, México. 156 pp.

Álvarez, M.Jr. 1961. Provincias fisiográficas de la República Mexicana. Bol. Soc. Geol. Mex. 24(2): 5-20.

Álvarez-Góngora, C.C. & J. Herrera-Silveira. 2006. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. Mar. Poll. Bull. 52: 48-60.

Amezcua-Linares, F. & A. Yáñez-Arancibia. 1980. Ecología de los sistemas fluvioLagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. Anal. Inst. Cien. Mar. Limnol. 7(1): 68-118.

Anagnostidis, K. & J. Komárek. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes Oscillatoriales. Arch. Hydrobiol. Suppl. 50-53: 327-472.

Anagnostidis, K. & J. Komárek. 1990. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Stigonematales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 59: 1-73.

Anderson, D.M., P. Andersen, V.M. Bricelj, J.J. Cullen & J.E. Rensel. 2001. Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters. Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission, Paris. Technical Series 59: 1-268.

Anderson, D.M., A.D. Cembella & G.M. Hallegraeff. 2012. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. Ann. Rev. Mar. Sci. 4: 143-176.

Anderson, D.M., P.M. Glibert & J.M. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition and consequences. Estuaries 25: 704-726.

Andersson, L. & L. Rydberg. 1988. Trends in nutrient and oxygen conditions within the Kattegat: effects of local nutrient supply. Estuar. Coast. Shelf. S. 26: 559-579.

Aranda-Cirerol, N. 2004. Eutrofización y calidad del agua de una zona costera tropical. Tesis de Doctorado. Universitat de Barcelona. Madrid, España. 230 pp.

Archibald, R.E.M. 1972. Diversity in some South African diatom associations and its relation to water quality. Water Res. 6: 1229-1238.

Argumedo-Hernández, U. 2005. Variaciones temporales en la estructura de las asociaciones de diatomeas epifitas en láminas apicales de *Macrocystis pyrifera* (L.) C.Ag. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. 84 pp.

Arhonditsis, G., M. Karydis & G. Tsirtsis. 2003. Analysis of phytoplankton community structure using similarity indices: A new methodology for discriminating among eutrophication levels in coastal marine ecosystems. Environ. Manag. 31(5): 619-632.

Arzate-Cárdenas, M.A., R. Olvera-Ramírez & F. Martínez-Jerónimo. 2010. Microcystis toxigenic strains in urban lakes: a case of study in Mexico City. Ecotoxicology 19(6):1157-1165.

Ayala-Pérez, L.A. 2006. Modelo de simulación de la comunidad de peces en el área natural protegida Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco. México, D.F. 208 pp.

Ayala-Pérez, L.A. 2010. Humedales costeros. En: Villalobos-Zapata, G.J. & J. Mendoza-Vega (eds.). La biodiversidad en Campeche: estudio de estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Gobierno del Estado de Campeche. Universidad Autónoma de Campeche. El Colegio de la Frontera Sur. México. 730 pp.

Ayala-Pérez, L.A., A. Aguirre-León, O.A. Avilés-Alatriste, M.T. Barreiro-Güemes & J.L. Rojas-Galavíz. 1993. La comunidad de peces en los sistemas fluvio-Lagunares adyacentes a la Laguna de Términos, Campeche, México. En: Salazar-Vallejo, S.I. & N.E. González (eds.). Biodiversidad marina y costera de México. Comisión Nacional de Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. pp: 596-608.

Bach, L., R. Calderón, M.F. Cepeda, A. Oczkowski, S.B. Olsen & 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, Narragansett. 30 pp.

Bakes, A.F. & H.C. Bold. 1970. Phycological studies X. Taxonomic studies in the Oscillatoriaceae. The University of Texas. Austin. 104 pp.

Balech, E. 1988. Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía N. 1. 310 pp.

Band-Schmidt, C.J., J.J. Bustillos-Guzmán, D.J. López-Cortés, E. Núñez-Vázquez & F.E. Hernández-Sandoval. 2011. El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. Hidrobiológica 21(3): 381-413.

Barbiero, R.P., D.C. Rockwell, G.J. Warren & M.L. Tuchman. 2006. Changes in spring phytoplankton communities and nutrient dynamics in the eastern basin of lake Erie since the invasion of *Dreissena* spp. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63: 1549-1563.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C. 339 pp.

Barreiro-Güemes, M.T. & A. Aguirre-León. 1999. Distribución espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica en el sistema Lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. Rev. Biol. Trop. 47(1): 27-35.

Barreiro-Güemes, M.T. & J. Balderas-Cortes. 1991. Evaluación de algunas comunidades de productores primarios de la Laguna de la Mancha, Veracruz. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 18 (2): 229-245.

Barreiro-Güemes, M.T. 1983. Avances en el conocimiento de las comunidades de productores primarios en la Laguna de Términos Campeche. Reportes de Investigación Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. México. 32: 1-23.

Battarbee, R.W., R.J. Flower, S. Juggins, S.T. Patrick & A.C. Stevenson. 1997. The relationship between diatoms and surface water quality in the Hoeylandet area of Nord-Troendelag, Norway. Hydrobiologia 348: 69-80.

Bechtel, T.J. & B.J. Copelend. 1971. Fish species diversity as indicators of pollution in Galveston Bay, Texas. Contrib. Mar. Sci. 15: 103-132.

Beck, W.M. 1955. Suggested method for reporting biotic data. Sewage Ind. Wastes 27: 1193-1197.

Beck, M., W. Michael, Jr.K.L. Heck, K.W. Able, D.L. Childers, D.B. Eggleston, B.M. Gillanders, B. Halpern, C.G. Hays, K. Hoshino, T.J. Minello, R.J. Orth, P.F. Sheridan & M.P. Weinstein. 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. BioScience 51(8): 633-641.

Bell, P.R.F. & I. Elmetri. 1995. Ecological indicators of large-scale eutrophication in the Great Barrier Reef lagoon. Ambio 24: 208-215.

Berry, J.P. & 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 "tegogolo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). Toxicon 55: 930-938.

Biswas, H., M. Dey, D. Ganguly, T. De, S. Ghosh & T. Jana. 2010. Comparative analysis of phytoplankton composition and abundance over a two-decade period at the land-ocean boundary of a tropical mangrove ecosystem. Estuar. Coast. 33: 384-394.

Bledsoe, E.L. & E.J. Philips. 2000. Relationships between phytoplankton standing crop and physical, chemical and biological gradients in the Suwannee River and plume region, USA. Estuaries 23: 458-473.

Boesch, D.F. 2002. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. Estuaries 25: 744-758.

Boesch, D.F., E. Burreson, W. Dennison, E. Houde, M. Kemp, V. Kennedy, R. Newell, K. Paynter, R. Orth & W. Ulanowicz. 2001. Factors in the decline of coastal ecosystems. Science 293: 629-638.

Boyer, J.N., J.W. Fourqurean & R.D. Jones. 1997. Spatial characterization of water quality in Florida Bay and Whitewater Bay by multivariate analyses: zones of similar influence. Estuaries 20(4): 743-758.

Boyer, J.N., P. Sterling & R.D. Jones. 2000. Maximizing information from a water quality monitoring network through visualization techniques. Estuar. Coast. Shelf. S. 50: 39-48.

Boyton, W.R., J.D. Hagy, L. Murray, C. Stokes & W.M. Kemp. 1996. A comparative analysis of eutrophication patterns in a temperate coastal lagoon. Estuaries 19: 408-421.

Brettum, P. & T. Andersen. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVAreport SNO 4818-2004.

Brettum, P. 1989. Alger som indikator pa vannkvalitet i norske innsjoer: Planteplankton. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). Report O-86116, Oslo, Norway. pp: 2344.

Bricker, S.B., J.G. Ferreira & T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. Ecol. Model. 169: 39-60.

Brower, J.E. & J.H. Zar. 1981. Field and Laboratory methods for general ecology. WM.C Brown Company Publishers. 194 pp.

Bulger, A.J., B.P. Hayden, M.E. Monaco, D.M. Nelson & M.G. McCormick-Ray. 1993. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. Estuaries 16(2): 311-322.

Cairns, J. & K.L. Dickson. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of the water discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. J. Water Pollut. Con. F. 43(5): 755-772.

Cairns, J., P.V. McCormick & B.R. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 236: 1-44.

Calvario-Martínez, O. & L. Montoya-Rodríguez. 2003. Manual de buenas prácticas de producción acuícola de moluscos bivalvos para la industria alimentaria. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. Mazatlán, Sinaloa, México. 83 pp.

Caso-Chávez, M. 1991. Patrón de diversidad de las comunidades de peces demersales marinos frente a las bocas de conexión Laguna de Términos-Sonda de Campeche (sur del Golfo de México). Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 100 pp.

CCREM (Canadian Council of Resource and Environment Ministers). 1987. Canadian water quality guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines. Ottawa.

CEPE. 1992. Convection on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes, Helsinki, 17 marzo de 1992, Comisión económica para Europa, Naciones Unidas, Nueva York y Ginebra.

CEPE. 1993. Protection of water resources and aquatic ecosystem. Water series No. 1. ECE/ENVWA/31. Comisión económica para Europa, Naciones Unidas, Nueva York y Ginebra.

Chapra, S.C. & A. Robertson. 1977. Great lakes eutrophication: the effects of point source control of total phosphorus. Science 196: 1448-1450.

Chiaudani, G. & G. Premazzi. 1988. Water quality criteria in environmental management. Commission of the European communities, environment and quality of life. Report EUR 11638 EN. Luxembourg. 92 pp.

Chisholm, S.W. 1992. Phytoplankton size. In: Falkowski, P.G. & A.D. Woodhead (eds.). Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea. Plenum Press, New York, USA. pp: 213-237

Chorus, I. & J. Bartram. 1999. Toxic cyanobacteria in water: A guide to public health significance, monitoring and management. Für WHO durch E & FN Spon /Chapman & Hall, London, 416 pp.

Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 210: 223-253.

Cloern, J.E., T. Schraga, C. López, N. Knowles, R. Labiosa & R. Dugdale. 2005. Climate anomalies generate an exceptional dinoflagellate bloom in San Francisco Bay. Geophys. Res. Lett. 32: 5.

Codd, G.A., L.F. Morrison & J.S. Metcalf. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. Toxicol. Appl. Pharm. 203: 264-272.

Codex Alimentarius Commission. 2000. Proposed draft code of practice for fish and fishery products. Joint FAO/WHO Food standards programme. 156 pp.

Colijn, R. & K. Reise. 2001. Transboundary issues: consequences for the Wadden Sea. In: von Bodungen, B. & R.K. Turner (eds.). Science and integrated coastal management. Dahlem. University Press, Berlin, Alemania. pp: 51-70.

Colmenero, L.M., A. Yáñez-Arancibia & F. Amezcua-Linares. 1982. Taxonomía, biología y ecología de los tetraodontidos de la Laguna de Términos, sur del Golfo de México (Pisces: Tetraodontidae). Ann. Inst. Cien. Mar y Limnol. 9(1): 161-212.

Comar, P.G. 2000. Health-related bacteria in seafood. In: Martin, R.E., E.P. Carter, G.J.Jr. Flick, & L.M. Davis (eds.). Marine & freshwater products handbook. Technomic Publishing Co. E.U.A. pp: 739-749.

Comisión Nacional del Agua (CNA). 1989. Criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89, Diario Oficial de la Federación, 13 de diciembre de 1989.

Confederación Hidrográfica del Ebro. 2001. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la confederación hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente. 235 pp.

Confederación Hidrográfica del Ebro. 2005. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la confederación hidrográfica del Ebro. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos (microalgas bentonicas). Ministerio de Medio Ambiente. 43 pp.

Contreras-Espinoza, F, O. Castañeda-López, R. Torres-Alvarado & F. Gutiérrez. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. Rev. Biol. Trop. 44(2): 417-425.

Cook, S.E.K. 1976. Quest of an index of community structure sensitive to water pollution. Environ. Pollut. 11: 269-288.

Cooper, S.R. 1995. Chesapeake Bay watershed historical land use: impact on water quality and diatom communities. Ecol. Appl. 5: 703-723.

Cornwell, J.C., D.J. Conley, M. Owens & J.C. Stevenson. 1996. A sediment chronology of the eutrophication of Chesapeake Bay. Estuaries 19: 488-499.

Cortés-Altamirano, R. & A.P. Sierra-Beltrán. 2008. Biotoxins from freshwater and marine harmful algal blooms ocurring in Mexico. Toxin Rev. 27(1): 27-77.

Cortés-Altamirano, R. 1998. Mareas rojas. AGT Editores. México. 161 pp.

Cortés-Altamirano, R., D.U. Hernández-Becerril & R. Luna-Soria. 1996. Red tide in Mexico: A review. In: Yasumoto, T., Y. Oshima & Y. Fukuyo (eds.). Harmful and toxic algal blooms. IOC-UNESCO. Sendai, Japon. pp: 101-104.

Cortés-Altamirano, R., A. Núñez-Pastén, H.M. Esparza-Leal & I. Barraza-Guzmán. 1994. Variación y abundancia del fitoplancton de estanques semi-intensivos para cultivo de camarón en Sinaloa, México. Efecto de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas. Informe final Proyecto CONACYT 0625-N9110. pp: 177-245.

Costa, S. M. & S.M.F.O. Azevedo. 1994. Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. IHERINGIA, Sér. Bot. 45: 69-74.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. Van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253-260.

Cottingham, K.C. & S.R. Carpenter. 1998. Population, community, and ecosystem variates as ecological indicators: Phytoplankton responses to whole-lake enrichment. Ecol. Appl. 8: 508-530.

Court, S.J., CH.J. Madden & CH.S.Jr. Hopkinson. 1988. Fuente de nitrógeno nuevo en un sistema tropical de pastos marinos, Laguna de Términos, con referencia especial a N-fijación. En: Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day (eds.). Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sureste del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos. UNAM-OEA. 159-170.

Crites, R. & G. Tchobanoglous. 2001. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Mc Graw Hill. Bogotá, Colombia. pp: 223-226.

Crooks, S. & R.K. Turner. 1999. Intergraded coastal management: sustaining estuarine natural resources. In: Nedwell, D.B. & D.G. Raffaelli (eds.). Estuaries: advances in ecological research. Academic Press. New York. 29: 241-289.

Cruz-Orozco, R., A. Machado-Navarro, V.M. Alba-Cornejo & M. Téllez-Ortiz. 1987. Arcillas minerales del Golfo de México, parte adyacente a la Laguna de Términos, Campeche, México. Invest. Mar. CICIMAR 3(2): 87-96.

Cupp, E.E. 1943. Marine plankton diatoms of the west coast of North America. Bull. Scripps Inst. Oceanogr. 5: 1-238.

Danilov, R. & N.G.A. Ekelund. 1999. The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden. Sci. Total Environ. 234: 15-23.

Danilov, R.A. & N.G.A. Ekelund. 2001. Comparative studies on the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring close to the shore on the Swedish east coast. Environ. Monit. Assess. 66: 265-279.

Darley, W.M. 1987. Biología de las algas, enfoque fisiológico. Editorial Limusa. México. D.F. 236 pp.

David, L.T. & B. Kjerfve. 1998. Mareas y corrientes en dos entradas de Laguna de Términos, México. Cont. Shelf Res. 18(10): 1057-1079.

Day, J.W. & A. Yáñez-Arancibia. 1982. Coastal lagoons and estuaries, ecosystems approach. Ciencia Interamer. 22(1-2): 11-26.

Day, J.W. & A. Yáñez-Arancibia. 1988. Consideraciones ambientales y fundamentos ecológicos para el manejo de la región de Laguna de Términos, sus hábitats y recursos pesqueros. En: Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day (eds.). Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sureste del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos. UNAM-OEA. 453-482.

Day, J.W., C.A. Hall, W.M. Kemp & A. Yáñez-Arancibia. 1989. Estuarine ecology. John Wiley and Sons, Inc., E.U.A. 588 pp.

Day, J.W., F. Ley-Lou, R.L. Wetzel & A. Machado-Navarro. 1988. Aquatic primary productivity in the Terminos Lagoon. Capitulo 13: 221-236. En: Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day (eds.). Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sur del Golfo de México: La Región de la Laguna de Términos. ICMyL-UNAM México, OEA Washington D.C., Louisiana State University E.U.A., Editorial Universitaria, México, D.F. 518 pp.

De la Lanza-Espino, G. & H. Lozano-Montes. 1999. Comparación fisicoquímica de las Lagunas de Alvarado y Términos. Hidrobiológica 9(1): 15-30.

De la Lanza-Espino, G. & J.C. Gómez-Rojas. 2005. Calidad de agua e indicadores fitoplanctónicos en tres ambientes acuáticos costeros al noroeste del Golfo de México. En: Botello, A.V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (eds.). Golfo de México contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. 2da Edición. Universidad Autónoma de Campeche. pp: 565-574. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 696 pp.

De la Lanza-Espino, G. & M. Rodríguez. 1991. Análisis ecológico de los productores primarios en la Laguna de Términos, Campeche, México. Univ. y Cienc. 8(15): 15-25.

De la Lanza-Espino, G., S. Hernández-Pulido & J.L. Carbajal-Pérez. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Edit. Plaza y Valdés. México. 633 pp.

De la Rosa-Vélez, J. & F. Rodríguez-Romero. 1989. Enfoque genético para el análisis de poblaciones de recursos pesqueros; el caso de la población ostrícola de la Laguna de Términos, Campeche. En: De la Rosa-Vélez, J. & F. González-Farías (eds.). Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, México. pp: 255-284.

Del Ángel-Tafoya, F. 2013. 10 Años de monitoreo en la atención de florecimiento algal en el Estado de Campeche. Reunión de Responsables Nacionales y Estatales de los Temas de Moluscos Bivalvos y Marea Roja. Comisión de Operación Sanitaria. Dirección Ejecutiva de Programas Especiales. Del 8-12 de Julio de 2013. Ensenada, B.C., México.

Diario Oficial de la Federación. 1973. Reglamento de prevención y control de la contaminación del agua. Diario Oficial de la Federación, 29 marzo 1973.

Diario Oficial de la Federación. 2001. NOM-EM-005-SSA1-2001. Salud ambiental. Especificaciones sanitarias para el control de los moluscos bivalvos y otros moluscos expuestos a la marea roja. Criterios para proteger la salud de la población. 24 de diciembre de 2001. México. 7 pp.

Diario Oficial de la Federación. 2009. NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba. 10 de febrero de 2011. México. 128 pp.

Díaz-González, G., A.V. Botello & G. Ponce-Vélez. 2005. Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, Laguna de Términos, Campeche, México. En: Botello, A.V., J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot & C. Agraz-Hernández (eds.). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. 2° edición. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología. 695 pp.

Díaz-Pardo, E., G. Vázquez & E. López-López. 1998. The phytoplankton community as a bioindicator of health conditions of Atezca Lake, Mexico. Aquat. Ecosyst. Health 1: 257-266.

Dick, R.I. 1975. Water quality criteria, goals and standards. Second WHO Regional seminar on environmental pollution: Water pollution, Manila, WPR/W.POLL/3, WHO Regional office for the western pacific, Manila, Filipinas.

Dobson, H.F., M. Gilbertson & P.G. Sly. 1974. A summary and comparison of nutrients and related water quality in Lake Erie, Ontario, Huron, and Superior. J. Fish. Res. Board Can. 31: 731-738.

Domingues, R.B., A. Barbosa & H. Galvão. 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). Estuar. Coast. Shelf S. 64(2-3): 249-260.

Domingues, R.B., A. Barbosa & H. Galvão. 2008. Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese waters. Mar. Pollut. Bull. 56: 1389-1395

Enderlein, U.S., R.E. Enderlein & W.P. Williams. 1997. Water quality requirements. In: Helmer, R. & I. Hespanhol (eds.). Water pollution control. A guide to the use of water quality management principles. United Nations Environment Programme. Water Supply & Sanitation Collaborative. Council World Health Organization. Behalf of WHO by F & FN Spon. London. U.K. 526 pp.

Escobedo-Urías, D. 2010. Diagnóstico y descripción del proceso de eutrofización en lagunas costeras del norte de Sinaloa. Tesis Doctoral. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. 298 pp.

Farreras, S.S. 2006. Hidrodinámica de lagunas Costeras. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 193 pp.

Ferreira, J.G., S.B. Bricker & T.S. Castro. 2007. Application and sensitivity testing of an eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. J. Environ. Manage. 82: 433-445.

Fraser, J.E. 1974. Water quality and phytoplankton productivity of Summersville reservoir. Proc. W. Va. Acad. Sci. 46: 8-16.

Gainey, L.F.Jr & S.E. Shumway. 1988. A compendium of the responses of bivalve molluscs to toxic dinoflagellates. J. Shellfish Res. 7: 623-628.

Gárate-Lizárraga, I., C.J. Band-Schmidt, F. Aguirre-Bahena & T. Grayeb-del Álamo. 2009. A multi-species microalgae bloom in Bahía de La Paz, Gulf of California, Mexico (June 2008). CICIMAR Oceánides 24(1): 1-15.

Gárate-Lizárraga, I, R. González-Armas, G. Tiburcio-Pintos, C. Sánchez-García, G. Olvera-Guevara & P. Montero-Becerril. 2014. Fish die-offs along the southern coast of Baja California. Harmful Algae News, IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms 48: 8-9.

Gárate-Lizárraga, I, M.L. Hernández-Orozco, C.J. Band-Schmidt & G. Serrano-Casillas. 2001. Red tides along the coasts of Baja California Sur, Mexico (1984 to 2001). Oceánides 16(2): 127-134.

Garnier, J., G. Billen, E. Hannon, S. Fonbonne, Y. Videnina & M. Soulie. 2002. Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. Estuar. Coast. Shelf S. 54: 285-308.

Gasse, F. 1986. East African diatoms. Taxonomy, ecological distribution. Bibliotheca Diatomologica J. Crammer. Berlin-Stuttgart. 201 pp.

Geitler, L. 1933. Cyanophyceae. In: Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora, 14. Akademische Velagsgessellschaft. Leipzig. Germany. pp: 673-1196.

Gibson, J.R. & R.G. Najjar. 2000. The response of Chesapeake Bay salinity to climate-induced in streamflow. Limnol. Oceanogr. 45(8): 1764-1772.

Gierloff-Emden, H.G. 1977. A manual of interpretation. Laguna de Términos and Campeche Bay, Gulf of México: Water mass interaction lagoonal ocanic visible due to sediment laden waters. In: de Gryter, W. (ed.). Orbital Remote Sensing of Coastal and Offshore Environments: Berlin. pp: 78-89.

Giovanardi, F. & R.A. Vollenweider. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. J. Limnol. 63(2): 199-218.

Giovanardi, F. & E. Tromellini. 1992. Statistical assessment of trophic conditions. In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti & R. Viviani (eds.). Application of the OECD methodology to the marine environment. Marine Coastal Eutrophication. Elsevier, London. pp: 211-233.

Glibert, P.M., D.M. Anderson, P. Gentien, E. Granéli & K.G. Sellner. 2005. The global, complex phenomena of harmful algal blooms. Oceanography 18(2): 136-147.

Goldman, Ch.R. 1974. Eutrophication of lake Tahoe emphasizing water quality. National Environmental Research Center, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, U.S.A. 408 pp.

Golubic, S., T. Le Campion-Alsumard & S.E. Campbell. 1999. Diversity of marine cyanobacteria. In: Charpy, L. & A.W.D. Larkum (eds.). Bull. Inst. Océanogr. (Monaco). No. 19. pp: 53-76.

Gómez-Aguirre, S. 1965. Algunas consideraciones acerca del fitoplancton primaveral en la boca de Paso Real, Campeche, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 36(1-2): 65-69.

Gómez-Aguirre, S. 1974. Reconocimientos estacionales de hidrología y plancton en la Laguna de Términos Campeche, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. l(1): 61-82.

Gómez-Aguirre, S. 1998. First record of *Pyrodinium bahamense* (Dinoflagellata) in brackish waters of the Mexican Caribbean coast. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 69(1): 121-123.

Goncharov, A.V. 1996. Experiments on biological indicators in small rivers (using phytoplankton). Water Resour. 23: 190-197.

González, P.A. 1974. Las cuencas del Usumacinta y el Grijalva. Rev. Mex. Geol. 4: 2-3.

Graham, H.D. & N. Bronikovsky. 1944. The genus *Ceratium* in the Pacific and Atlantic Oceans. Sci. Res. Cruise VII. Carnegie during 1928-1929. Biology-V. Carnegie Institution of Washington. Washington, DC. 565 pp.

Graham, L. & W. Wilcox. 2000. Algae. Prentice Hall Upper Saddle River. New

Graham, S.D., J.P. Daniels, J.M. Hill & J.W. Day. 1981. A preliminary model of the circulation of Terminos lagoon, Campeche, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 8(1): 51-62.

Granéli, E. 2004. Eutrophication and harmful algal blooms. In: Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. In: Wassmann, P. & K. Olli (eds.). Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway Tartu University, Department of Botany and Ecology, Lai st. 40, 51005, Tartu, Estonia. pp: 89-96.

Gray, S.J. 1992. Eutrophication in the sea. In: Colombo, G. & R. Viviani (eds.). Marine Eutrophication and Pollution Dynamics, Olsen & Olsen, Fredensborg. 394 pp.

Grethe, R., E. Hasle & E. Syvertsen. 1997. Marine diatoms. In: Tomas, R.C. (ed.). Identifying marine phytoplankton. 2da ed. Academic Press Inc. London, U.K. pp: 5-385.

Grzebyk, D. & B. Berland. 1996. Influences of temperature, salinity and irradiance on growth of *Prorecentrum minimum* (Dinophyceae) from the Mediterranean Sea. J. Plankton Res. 18: 1837-1849.

Grzebyk, D., A. Denardou, B. Berland & Y.F. Pouchus. 1997. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. J. Plankton Res. 19: 1111-1124.

Gulyás P. 1998. Szaprobiológiai indiká torfajok jegyzéke. [List of saprobic indicator species] Vízi Természet- és Környezetvédelem, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.

Gutiérrez-Estrada, M., V.M. Malpica-Cruz & J. Martínez-Reyes. 1982. Geomorfología y sedimentos recientes del sistema Lagunar Atasta-Pom, Campeche, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 9(1): 89-100.

Guzmán-Noz, Y.A. 2010. Análisis cualitativo y cuantitativo de la comunidad fitoplanctónica de dos sitios de la bahía de San Francisco de Campeche. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, Camp. 106 pp.

Hagy, J.D. 2002. Eutrophication, hypoxia and trophic transfer efficiency in Chesapeake Bay. Tesis de Doctorado. University of Maryland at College Park (USA). 446 pp.

Hakspiel-Segura, C. 2009. Variación estacional de la trama trófica microbiana en la Laguna de Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas-Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. 189 pp.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycology 32: 79-99.

Hallegraeff, G.M. 2003. Harmful algal blooms: a global overview. In: Hallegraeff, G.M. & D.M. Anderson (eds.). Manual on harmful marine microalgae. UNESCO. Paris, France. pp: 25-49.

Harding, J.R., L.H.D. Degobbis & R. Precali. 1999. Production and fate of phytoplankton: annual cycles and interannual variability. In: Malone, T.C., A. Malej, L.W. Harding, Jr.N. Smodlaka & R.E. Turner (eds.). Ecosystems at the land-sea margin: Drainage basin to coastal sea. American Geophysical Union, Washington, D.C. pp: 131-172.

Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finish inland waters. Institute National Board of Waters. Finland. 91 pp.

Hendey, N.L. 1964. An introductory account of smaller algae of Brtish coastal waters. Part V: Bacillariophyceace (Diatoms). Her Majesty's Stationery Office. London. 317 pp.

Hermosilla-Gómez, Z. 2009. Desarrollo metodológico para la correcta evaluación del estado ecológico de las aguas costeras de la Comunidad Valenciana, en el ámbito de la Directiva Marco del Agua, utilizando la clorofila *a* como parámetro indicador de la calidad. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. 156 pp.

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 & S. Rodríguez-Raciel. 2007. Toxic and harmful marine phytoplankton microalgae (HABs) in Mexican coasts. J. Enviro. Sci. Heal. A 42 (10): 1349-1363.

Hernández-Becerril, D.U., J.A. García-Reséndiz, D.A. Salas-de León, M.A. Monreal-Gómez, M. Signoret-Poillon & J. Aldecio-Ramírez. 2008. Nanoplankton fraction in the phytoplankton structure in the southern Gulf of Mexico (April 2000). Cienc. Mar. 34(1): 77-90.

Herrera-Silveira, J.A. & I. Ojeda-Alayón. 1999. Las mareas rojas. Biodiversitas 5(24): 7-11.

Herrera-Silveira, J.A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, diagnóstico y manejo. ECOTROPICOS 19(2): 94-108.

Herrera-Silveira, J.A., I. Medina-Gómez, N. Aranda-Cirerol, A. Zaldivar, J. Ramírez & J. Trejo. 2002. Trophic status in coastal waters of the Yucatán Peninsula (SE, México) using water quality indicators. In: Brebia, C.A. (ed.). Enviroment Problems in Coastal Regions IV. Wit-Press, Southampton, Boston. Fourth International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions. pp: 351-359.

Hodgkin, E.P., P.B. Birch, R.E. Black & R.B. Humphries. 1981. The Peel-Harvey estuarine system study (1976-1980). Department of conservation and environment, Perth, Western, Australia. Report No. 9.

Hodgkiss, I.J. & W.W.S. Yim. 1995. A case study of Tolo Harbour, Hong Kong. In: McComb, A.J. (ed.). Eutrophic shallow estuaries and lagoons. CRC Press, Inc. pp: 41-57.

Hoppenrath, M., P. Reinoud, T. Koeman & B.S. Leander. 2009. Morphology and taxonomy of a new marine sand-dwelling *Amphidiniopsis* species (Dinophyceae, Peridiniales), *A. aculeata* sp. nov., from Cap Feret, France. Mar. Biodivers. 39: 1-7.

Horner, R.A., J.A. Postel & J.E. Rensel. 1990. Noxious phytoplankton blooms in Western Washington waters. A review, In: Granéli, E., B. Sundström, L. Edler & D.M. Anderson. (eds.). Toxic marine phytoplankton. Elsevier, New York. pp: 171-176.

Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. Limnologica (Berlin) 13: 249-261.

Huber, G., J. Komárek & B. Fott. 1983. Das Phytoplankton des Süsswassers. E. Schweizerbart sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 445 pp.

Humm, J.H. & R.S. Wicks. 1980. Introduction and guide to the marine blue-green algae. John Wiley & Sons. Canada. 194 pp.

Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta. In: Pasher, A. (ed.). Die Süsswasser-Flora Mitteleuropas. Otto Koeltz Science Pub., W. Germany. 466 pp.

Hustedt, F. 1959. Die Diatomeenflora des Neusiedler Sees im Österreichischen Burgenland. Österr. Bot. Z. 106(5): 390-430.

Huszar, V.L.M., L.H.S. Silva, P. Domingos, M. Marinho & S. Melo. 1998. Phytoplankton species composition in more sensitive tha OCED criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. Hydrobiologia 369(370): 59-71.

Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol. 22: 415-427.

Ignatiades, L., M. Karydis & P. Vounatsou. 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentrations. Mar. Pollut. Bull. 24(5): 238-243.

INE-SEMARNAT. 1997. Programa de manejo del área de protección de flora y fauna Laguna de Términos. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Primera edición. México D.F. 166 pp.

INE-SEMARNAT. 2000. La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México D.F. 407 pp.

IOC. 2002. IOC Taxonomic reference list of toxic algae. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris. http://www.marinespecies.org/hab/

Jansson, B.O. & K. Dahlberg. 1999. The environmental status of the Baltic Sea in the 1940s, today and in the future. Ambio 28: 312-319.

Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. Ann. Acad. Sci. Fenn. 18: 1-29.

Jaworski, N.A. 1981. Source of nutrients and the scale of eutrophication problems in estuaries. In: Estuaries and nutrients. Neilson, B.J. & L.E. Cronin (eds.). Human Press, New Jersey. pp: 83-111.

Jensen J.R., B. Kjerfue, III E.W. Ramsey, K.E. Magill, C. Madeiros & J.W. Sneev. 1989. Arrastre lejano y modelo numérico de sedimentos en suspensión en Laguna de Términos, Campeche, México. Remote Sens. Environ. 28: 33-44.

Johansson, J.O. & H.S. Greening. 2000. Seagrass restoration in Tampa Bay: a resource-based approach to estuarine management. In: Bortone, S. (ed.). Seagrasses: monitoring, ecology, physiology and management. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp: 279-293.

John, D.M., B.A. Whitton & A.J. Brook. 2002. The Freshwater Algal Flora of the British Isles. Cambridge University Press, UK.

Jöhnk, K.D., J. Huisman, J. Sharples, B. Sommeijer, P.M. Visser & J.M. Stroom. 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. Glob. Change Biol. 14: 495-512.

Jones, A.B., M.J. O´Donohue, J. Udy, & W.C. Denison. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. Estuar. Coast. Shelf S. 52: 91-109.

Jørgensen, B.B. & K. Richardson (eds.). 1996. Eutrophication in coastal marine ecosystems. American Geophysical Union. Coastal and Estuarine Studies 52, Washington, D.C. 273 pp.

Justic, D. 1991. A simple oxygen index for trophic state description. Mar. Pollut. Bull. 22(4): 201-204.

Justíc, D., T. Legovic & L. Rottini-Sandrini. 1987. Trends in oxygen content 1911-1984 and occurrence of benthic mortality in the northern Adriatic Sea. Estuar. Coast. Shelf S. 25: 435-445.

Justic, D., N.N. Rabalais & E. Turner. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. Mar. Pollut. Bull. 30(1): 41-46.

Kaas, H., F. Møhlenberg & P. Kuuppo. 2005. Marine phytoplankton: Relationship between ecological and chemical status of surface waters. REBECCA SSPI-CT-2003-502158 7-10.

Kane, D.D. 2004. The development of a planktonic index of biotic integrity for Lake Erie. Ph.D. Dissertation. Department of evolution, ecology and organismal biology. Ohio State University. Ohio, USA. 299 pp.

Karentz, D. & T.J. Smayda. 1998. Temporal patterns and variations in phytoplankton community organization and abundante in Narragansett Bay during 1959-1980. J. Plankton Res. 20: 145-168.

Karlsen, A.W., T.M. Cronin, S.E. Ishman, D.A. Willard, C.W. Holmes, M. Marot, & R. Kerhin. 2000. Historical trends in Chesapeake Bay dissolved oxygen based on benthic Foraminifera from sediment cores. Estuaries 23: 488-508.

Karydis, M. 2009. Eutrophication assessment of coastal waters based on Indicators: a literature review. Global Nest J. 11(4): 373-390.

Karydis, M., L. Ignatiades & N. Moschopoulou. 1983. An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. Estuar. Coast. Shelf S. 16: 339-344.

Kelly-Gerreyn, B.A., T.R. Anderson, J.T. Holt, R.J. Gowen & R. Proctor. 2004. Phytoplankton community structure at contrasting sites in the Irish Sea: a modelling investigation. Estuar. Coast. Shelf S. 59: 363-383.

Kirby, M.F., M.A. Blackburn, J.E. Thain & M.J. Waldock. 1998. Assessment of water quality in estuarine and coastal waters of England and Wales using a contaminant concentration technique. Mar. Pollut. Bull. 36: 631-642.

Kitsiou, D. & M. Karydis. 1998. Development of categorical mapping for quantitative assessment of eutrophication. J. Coastal. Conservat. 4: 33-44.

Klement, K.W. 1964. Armored dinoflagellates of the Gulf of California. Bull. Scripps Inst. Oceanogr. 8: 347-371.

Komárek, J. & K. Anagnostidis. 1986a. Modern approach to the classification system of cyanophytes (*Croococcales*). Arch. Hydrobiol. Suppl. 43: 157-226.

Komárek, J. & K. Anagnostidis. 1986b. Modern approach to the classification system of cyanophytes (Nostocales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 56: 247-345.

Komárek, J. 1984. Sobre las cianofíceas de Cuba: *Aphanizomenon volzii*; (2) especies de Forticea. Act. Bot. Cub. 18: 1-29.

Komárek, J. & J. Komárková-Legnerová. 2002. Preparation of the world cyanobacterial database. In: Shimura, J., K.L. Wilson & D. Gordon (eds). Proc. 2nd Internat. Workshop “Species 2000”, Res. Rep. NIES, Japan, 171: 64-69.

Komárek, J. 2003. Coccoid and colonial cyanobacteria. En: Wehr, J.D. & R.G. Sheath (eds.). Freshwater algae of North America. Ecology and classification. Academic Press. London. pp: 59-116.

Kümmerlin, R. 1990. Plankton-gemenischaften als bioindikatoren für stehgewässer. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 227-241.

Kuuppo, P., P. Uronen, A. Petermann, T. Tamminen & E. Granéli. 2006. Pectenotoxin-2 and dinophysistoxin-1 in suspended and sedimenting organic matter in the Baltic Sea. Limnol. Oceanogr. 51: 2300-2307.

Labunskaya, E.N. 1994. Investigation of northern Caspian Sea phytoplankton as an indicator of pollution. Water Resour. 21: 398-403.

Lanzarot-Freudenthal, M.P. 2007. Cianobacterias tóxicas y mortandades en mesa de fauna salvaje en las marismas de Doñana. Tesis de Doctorado. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España. 162 pp.

Lara-Domínguez, A.L., G.J. Villalobos-Zapata & E. Rivera-Arriaga. 1990. Catalogo bibliográfico de la región de la Sonda de Campeche. EPOMEX Serie Científica 1. Universidad Autónoma de Campeche. 161 pp.

Lara-Villa, M.A., J.L. Moreno-Ruíz & E.J. Amaro-Mauricio. 1996. Fitoplancton: conceptos básicos y técnicas de laboratorio. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México. 227 pp.

Lauterborn, R. 1901. Die sapropelische lebewelt. Zool. Anz. 25: 50-55.

Lavery, P.S., R.J. Lukatelich & A.J. McComb. 1991. Changes in biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. Estuar. Coast. Shelf S. 33: 1-22.

Legendre, L. & P. Legendre. 1983. Numerical ecology. Elsevier, N.Y. 853 pp.

Lepistö, L. & U. Rosenström. 1998. The most typical phytoplankton taxa in four lakes in Finland. Hydrobiologia 369/370: 89-97.

Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research 16, Tampere.

Lesser, M.P. & S.E. Shumway. 1993. Effects of toxic dinoflagellates on clearance rates and survival in juvenile bivalve molluscs. J. Shellfish Res. 12: 377-381.

Ley-Lou, F., J.W. Day & R. Millán-Núñez. 1990. Química de nutrientes y productividad primaria en un estero del sureste de México. Res. Simp. Intern. Biol. Mar. 41.

Li, B., Y. Wang & L. Zhang. 1993. An evaluation of water pollution and eutrophication in the Dalaihu Lake using phytoplankton communities. Acta Hydrobiol. Sin./ Shuisheng Shengwu Xuebao 17: 27-34.

Li, R., W. Carmichael, G.K. Eaglesham, G.R. Shaw, Y. Liu & M. Watanabe. 2001. First report of the cyanotoxins *Cylindrospermopsin* and *Deoxycylindrospermopsin* from *Raphidiopsis curvata* (Cyanobacteria). J. Phycol. 37: 1121-1126.

Licea-Durán, S. & H. Santoyo-Reyes. 1991. Algunas características ecológicas del fitoplancton de la región central de la bahía de Campeche. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol.18(2): 157-167.

Licea-Durán, S., J.L. Moreno, H. Santoyo-Reyes & G. Figueroa. 1995. Dinoflageladas del Golfo de California, México. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 165 pp.

Licea-Durán, S., S. Gomez-Aguirre, R. Cortés-Altamirano & S. Gomez, 1999. Notas sobre algunos florecimientos algales y la presencia de especies toxicas en cinco localidades del pacifico mexicano (1996–1999). En: Tresierra-Aguilar, A. & Z.G. Culquichicon-Malpica (Eds.). Libro de resumenes ampliados VIII COLACMAR. Editora Nuevo Norte, Trujillo, pp: 335-337.

Licea-Durán, S. 1974. Sistemática y distribución de diatomeas de la Laguna de Agiabampo, Sonora/Sinaloa, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 1: 99-157.

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. 3 pp.

Lindeman, R.L. 1942. The tophic-dynamic aspect of ecology. Ecology 23: 392-412.

Livingston, R.J. 2001. Eutrophication processes in coastal systems: origin and sucession of plankton blooms and effects on secondary production in Gulf Coast estuaries. Center for Aquatic Research and Resource Management. Florida State University, CRC Press. 327 pp.

López-Baluja, L., V.V. Zernova & H.J. Semina. 1992. Phytoplankton of Cuban waters and the Gulf of Mexico. Moscow, Nauka. 214 pp.

Loyo-Rebolledo, M.E. 1965. Notas acerca de la flora de diatomeas de la Laguna de Términos, Campeche, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 36(1-2): 61-64.

Loyo-Rebolledo, M.E. 1966. Sistemática y distribución de las diatomeas del plancton de la Laguna de Términos. Campeche. México. Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 169 pp.

Ludeña-Hinojosa, Y. 2007. Cianobacterias en la bahía de Mayagüez: abundancia, distribución y su relación con las propiedades bio-ópticas. Tesis de Maestría. Universidad de Puerto Rico. San Juan de Puerto Rico, Puerto Rico. 130 pp.

Ludwig, J.A. & J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology: a primer on methods and computing, Wiley, N.Y. 368 pp.

Mackenzie, L., A. Haywood, L. Rodes, D. White, P. Truman, D. Hannah, P. Jones, B. Trusewich, & J. Sim. 1995. Shellfish biotoxins and algal blooms recur in New Zealand during 1994. Hamful algae news 10/11. Intergovernmental Oceanographic Commission, UNESCO, Paris, France. pp: 1-12.

Madden, C.J., K. Goodin, R. Allee, D. Bamford & M. Finkbeiner. 2008. Clasificación Ecológica Estandarizada Costera y Marina–Versión III: La clasificación de referencia para hábitats marinos para la Red Temática de Ecosistemas IABIN. Programa del Golfo de México de la Agencia de

Protección Ambiental de los EE.UU (Acuerdo de ayuda MX 96473607-0) y la Organización de Estados Americanos (Red de Información Inter-Americana de Biodiversidad–Red Temática de Ecosistemas). Nature Serve y NOAA Coastal Services Center. E.U.A. 36 pp.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princenton university press. N.J. 179 pp.

Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. 256 pp.

Mancilla, P.M. & M.F. Vargas. 1980. Los Primeros estudios sobre la circulación y el flujo neto de agua a través de la Laguna de Términos, Campeche. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 7(2): 1-12.

Marcela, M.L. 2003. A comparative analysis of the phytoplankton from six pampean lotic systems (Buenos Aires, Argentina). Hydrobiologia 495(1-3): 103-117.

Margalef, R. 1951. Species diversity in natural communities. Barcelona, Publishing Institute Biology Applied 6: 59-72.

Martínez-López, A., D. Escobedo-Urías, A.E. Ulloa-Pérez & C. Band-Schmidt.. 2006. Bloom of *Chattonella subsalsa* in a eutrophic coastal lagoon in the Gulf of California. Harmful Algae News, An IOC Newsletter on toxic algae and algal blooms, The Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 31(1): 4-5.

Mas-Caussel, J.F. 2006. Actualización del mapa de uso del suelo, vegetación y hábitats críticos y elaboración de una base cartográfica digital del área protegida de Laguna de Términos. Universidad Autónoma de Campeche e Instituto de Geografía-UNAM. Informe final SNIBCONABIO proyecto No. N011 México D. F.

Masters, G. & W. Ela. 2007. Environmental Engineering and Science. 3rd Edition. Prentice Hall. Arizona, USA.3 pp.

Matsuyama, Y., H. Usuki, T. Uchida & Y. Kotani. 2000. Effects of harmful algae on the early planktonic larvae of oyster, *Crassostrea gigas*, In: Hallegraeff, G.M., S.I. Blackburn, C.J. Bolch & R.J. Lewis (eds.). Proceedings of the Ninth International Conference on Harmful Algal Blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris. pp: 411-414.

McComb, A.J., R.P. Atkins, P.B. Birch, D.M. Gordon & R.J. Lukatelich. 1981. Eutrophication in the Peel-Harvey estuarine system. Western, Australia. In: Neilson, B.J. & L.E. Cronin (eds.). Estuaries and nutrients. Humana Press, New Jersey. pp: 323-342.

McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biol. Rev. 73: 181-201.

Medupin, C. 2011. Phytoplankton community and their impact on water quality: an analysis of Hollingsworth Lake, UK. J. Appl. Sci. Environ. Manage. 15(2): 347-350.

Mee, L.D. 2001. Eutrophication in the Black Sea and a basinwide approach to its control. In: von Bodungen, B. & R.K. Turner (eds.). Science and integrated coastal management. Dahlem University Press, Berlin, Germany. pp: 71-91.

Merino-Virgilio, F.C., Y.B. Okolodkov, A.C. Aguilar-Trujillo, I. Osorio-Moreno, L. Ector & J.A. Herrera-Silveira. 2014. Florecimientos de *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) en el norte de Yucatán (2001-2014). XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. De octubre: 8-11, Cozumel, Quintana Roo.

Mihnea, P.E. 1985. Phytoplankton diversity indices as eutrophication indicators of the Romanian inshore waters. Cercerati Marine, I.R.C.M. 18: 139-155.

Moreno-Ruíz, J.L., S. Licea-Durán & H. Santoyo-Reyes. 1995. Diatomeas del Golfo de California, México. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 273 pp.

Moreno-Ruíz, J.L., S. Licea-Durán & H. Santoyo-Reyes. 1996. Diatomeas del Golfo de California. Universidad Autónoma de Baja California Sur. SEP-FOMES. México, D.F. 273 pp.

Moss, B., D. Stephen, C. Alvarez, E. Bécares, W. van de Bund, S.E. Collings, E. van Donk, E. de Eyto, T. Feldmann, C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez, R.J.M. Franken, F. García-Criado, M. E. Gross, M. Gyllström, L.A. Hansson, K. Irvine, A. Järvalt, J.P. Jensen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijów, T. Krause, H. Künnap, A. Laas, E. Lill, B. Lorens, H. Luup, R. Miracle, P. Noges, T. Noges, M. Nykänen, I. Ott, W. Peczula, E.T.H. Peeters, G. Phillips, S. Romo, V. Russell, J. Salujoe, M. Scheffer, K. Siewertsen, H. Smal, C. Tesch, H. Timm, L. Tuvikene, I.

Tonno, T. Virro, E. Vicente & E. Wilson. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes–a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. Aquatic Conservation: Aquat. Conserv. 13: 507-549.

Muciño-Márquez, R.E., M.G. Figueroa-Torres & 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.

Muciño-Márquez, R.E., M.G. Figueroa-Torres & 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 Biol. Colomb. 19(1): 63-84.

Mur, L., O. Skulberg & H. Utkilen. 1999. Cyanobacteria in the environment-Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management.

Murgel, S. 1984. Limnología sanitaria. Estudios de la polución de aguas continentales. Monografía 28. Secretaría General de la OEA. Washington, D.C. 107 pp.

National Research Council (NRC). 2000. Ecological indicators for the nation. National Academy Press. Washington, DC. USA. 405 pp.

Navarro, J.N. 1981a. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. I. Suborders Coscinodiscineae and Rhizosoleniineae. Bot. Mar. 24: 427-439.

Navarro, J.N. 1981b. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. III. Suborder Biddulphiniineae: Families Biddulphiaceae and Eupodiscadeae. Bot. Mar. 24: 615-630.

Navarro, J.N. 1982. A survey of the marine diatoms of Puerto Rico. III. Suborder Biddulphiniineae: Families Chaetoceraceae. Bot. Mar. 24: 305-319.

Niemi, G.J. & M.E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. Annu. Rev. Ecol. Syst. 35: 89-111.

Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: q definition, social causes, and future concerns. Ophelia 41: 199-219.

Nixon, S.W. 2009. Eutrophication and the macroscope. Hydrobiologia 629: 5-19.

Núñez-Vázquez, E.J., I. Gárate-Lizárraga, C.J. Band-Schmidt, A. Cordero-Tapia, D.J. López-Cortés, F.E. Hernández-Sandoval, A. Heredia-Tapia & J.J. Bustillos-Guzmán. 2011. Impact of harmful algal blooms on wild and culture animals in the Gulf of the California. J. Environ. Biol. 32(4): 407-412.

Núñez-Vázquez, E.J., C.A. Poot-Delgado, M. Yotsu-Yamashita, G. Dominguez-Solis, F.E. Hernández-Sandoval & J.J. Bustillos-Guzmán 2013. Toxicidad de los botetes silvestres *Sphoeroides* spp. y *Lagocephalus* spp., de las costas de Campeche, México. XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Oct. 1-5, Los Cabos, B.C.S.

Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Pert II: The quotient hypothesis and some little known plankton organisms. Biol. Skr. 7: 1-293.

Ochoa, J.L. 2003. Mareas rojas. Proliferaciones microalgales nocivas y biotoxinas marinas en México: Impacto en salud pública, pesquerías, acuacultura y medio ambiente. Gobierno del estado de B.C.S., SEP, CIBNOR. México. 84 pp.

Ochoa, J.L., D.U. Hernández-Becerril, S.E. Lluch-Cota, B.O. Arredondo-Vega, E. Núñez-Vázquez, A. Heredia-Tapia, J. Pérez-Linares & R. Alonso-Rodríguez. 2002. Marine biotoxins and harmful algal blooms in Mexico's Pacific litoral. In: Taylor, M.F.J.R. & V.L. Trainer (eds.). Harmful algal blooms in the PICES region of the North Pacific. 10th Annual Meeting North Pacific Marine Science Organization (PICES). Victoria, B.C. Canada. PICES scientific report No. 23. pp: 119-128.

Ochoa, J.L., A. Sánchez-Paz, A. Cruz-Villacorta, E.J. Núñez-Vázquez & A. Sierra-Beltrán. 1997. Toxic events in the North Pacific coastline in Mexico during 1992-1995: origin and impact. Hydrobiologia 352: 195-200.

Ochoa, J.L., A. Sierra-Beltrán, G. Alonso-Colmenares, H. Barrada-Sánchez, A. Cruz-Villacorta, E. Núñez-Vázquez & A. Sánchez-Paz 1998. Biotoxins in the Pacific coasts of Mexico. In: Miraglia, M., H. van Egmond, C. Brera & J. Gilbert (eds.). Mycotoxins and phycotoxins-

developments in chemistry, toxicology and food safety. International union purity analytical chemistry (IUPAC). IX IUPAC International symposium on mycotoxins and phycotoxins. Rome, Italy. Alaken, Inc. Fort Collins Co. U.S. pp: 441-448.

Okolodkov, Y.B. 2003. A review of Russian plankton research in the Gulf of Mexico and the Caribbean Sea in the 1960-1980s. Hidrobiológica 13(1): 207-221.

Okolodkov, Y.B. 2010. Biogeografía Marina. Universidad Autónoma de Campeche. 217 pp.

Oliva, M.G., A. Lugo, J. Alcocer, L. Peralta & M.R. Sánchez. 2001. Phytoplankton dynamics in a deep, tropical, hyposaline lake. Hydrobiologia 466(1): 299-306.

Orellana-Cepeda, E. & L.A. Morales-Zambrano. 1994. Impact of eutrophication on marine phytoplankton. Serie Científica Universidad Autónoma Baja California Sur 2: 17-34.

Ortega-Murillo, M.R. 1984. Catálogo de algas continentales recientes de México. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 566 pp.

Orth, R.J. & K.A. Moore. 1983. Chesapeake Bay: Unprecedented decline in submerged aquatic vegetation. Science 222: 51-53.

Ospina-Álvarez, N. & E.J. Peña. 2004. Alternativas de monitoreo de calidad de aguas: Algas como bioindicadores. Acta Nova 2(4): 513-517.

Pachés-Giner, M.A.V. 2010. PHYMED: Un sistema de indicadores ecológicos para la Directiva Marco del Agua basado en la composición de la comunidad fitoplanctónica. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España. 220 pp.

Padisák, J., G. Borics, I. Grigorszky & É. Soróczki-Pintér. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index Hydrobiologia 553: 1-14.

Padisák, J., C.S. Reynolds & U. Sommer. 1993. Intermediate disturbance hypothesis in phytoplankton ecology. Developments in Hydrobiology 81/Hydrobiologia 249. Kluwer Academic Public Dordrecht, Boston, London.

Paerl, H., L. Valdés, J. Pinckney, M. Piehler, J. Dyble & P. Moisander. 2003. Phytoplankton photopigments as indicators of estuarine and coastal eutrophication. Bioscience 53(10): 1-12.

Paerl, H.W. 2005. Interactive impacts of human activities and storm events on coastal nutrient loading and eutrophication. In: Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. In: Wassmann, P. & K. Olli (eds.). Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway Tartu University, Department of Botany and Ecology, Lai st. 40, 51005, Tartu, Estonia. pp: 89-96.

Paerl, H.W., L.M. Valdes, J.E. Adolf, B.M. Peierls & L.J. Harding. 2006. Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. Limnol. Oceanogr. 51: 448-462.

Pelley, J. 1998. Is coastal eutrophication out of control? Environ. Sci. Technol. 32(19): 462-466.

Perrson, P.E. 1983. Off-flavors in aquatic ecosystems. An introduction. Water Sci. Technol. 15: 1-11.

Pica-Granados, Y. & P. Ramírez-Romero. 2012. Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Morelos, México. 508 pp.

Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. John Wiley. New York. 326 pp.

Pielou, E.C. 1984. Ecological diversity. J. Wiley & Sons. 165 pp.

Pinckney, J.L., H.W. Paerl, M.B. Harrington & K.E. Howe. 1998. Annual cycles of phytoplankton community-structure and bloom dynamics in the Neuse River Estuary, North Carolina. Mar. Biol. 131: 371-381.

Pinzón-Medina, R.M. 1985. Sistemática y distribución del género *Rhizosolenia* (Ehrenberg) Brightwell en la Laguna de Términos, Campeche. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de México. México, D.F. 40 pp.

Planas, D., L. Lapierre, G. Moreau, & M. Allard. 1989. Structural organization and species composition of lotic periphyton community in response to experimental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 827-835.

Ponce-Manjarrez, E.J., F. Varona-Cordero, I.R. Herrera-Moro-Chao & F.J. Gutiérrez-Mendieta. 2012. Estudio de la variación espacio-temporal del fitoplancton de Laguna de Términos mediante la huella pigmentaria (HPLC) en dos épocas climáticas. En: Gutiérrez, M.E. (ed.). XVII Reunión Nacional y X Reunión Internacional de la Sociedad Mexicana de Planctología. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. KU002. México D.F.

Poot-Delgado, C.A. & Y.B. Okolodkov (en prensa; 2016). Microalgae as water quality indicators: an overview. En: Aquatic Ecosystems: Influences, Interactions and Impact on the Environment. Nova Science Publishers, Inc., Happauge, New York, USA.

Poot-Delgado, C.A. & P.I. Rosado-García. 2011. Monitoreo del fitoplancton marino potencialmente toxico y/o nocivo en la bahía de Campeche, México. REFORMARE. Rev. Inv. Educ. Med. Sup. 1(1): 114-118.

Poot-Delgado, C.A. & P.I. Rosado-García. 2013. Fitoplancton marino potencialmente nocivo en las aguas costeras de Champotón, Campeche. XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Los Cabos, B.C.S. 01-05 de octubre de 2013. 10 pp.

Poot-Delgado, C.A. & Y.A. Guzmán-Noz. 2010. Composición y abundancia del fitoplancton marino, con énfasis en las especies potencialmente toxicas y/o nocivas, en la bahía de Campeche, México. III Congreso Internacional de Investigación. Parral, Chihuahua. Del 13-15 de octubre 2010. pp: 437-444.

Poot-Delgado, C.A. 2006. Estructura de la comunidad fitoplanctónica con énfasis en las especies toxicas y/o nocivas de la Laguna de Macapule, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, B.C.S. 160 pp.

Poot-Delgado, C.A. 2014. Normativa aplicada al manejo de moluscos bivalvos expuestos a mareas rojas. XXI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Cozumel, Quintana Roo. 08-11 de octubre del 2014. 8 pp.

Poot-Delgado, C.A., E.J. Núñez-Vázquez & J.A. Ruiz-Ibáñez. 2011. Intoxicaciones humanas por consumo de peces Botete (Tetraodontidae) en Campeche, México. XVIII Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Septiembre. 07-09, San Carlos, Sonora.

Poot-Delgado, C.A., P.I. Rosado-García & Y.A. Guzmán-Noz. 2014. Fitoplancton marino potencialmente nocivo en las aguas costeras de Campeche. pp: 117-132. En: Botello, A.V., J. Rendón von Osten, J.A. Benítez & G. Gold-Bouchot (eds.). Golfo de México. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias. UAC, UNAM-ICMYL, CINVESTAV-Unidad Mérida. 1174 p.

Poot-Delgado, C.A., Y.B. Okolodkov, J.A. Aké-Castillo & J. Rendón-von Osten. 2015a. Annual cycle of phytoplankton with emphasis on potentially harmful species in oyster beds of Términos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. Rev. Biol. Mar 50(3): 465-477.

Poot-Delgado, C.A., Y.B. Okolodkov, J.A. Aké-Castillo & J. Rendón-von Osten. 2013. Microalgas potencialmente nocivas en bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México. XX Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar. Octubre 1-5, Los Cabos, B.C.S.

Poot-Delgado, C.A., Y.B. Okolodkov, J.A. Aké-Castillo & J. Rendón-von Osten. (2015b). Fitoplancton potencialmente nocivo en el muelle la Puntilla, Laguna de Términos, sureste del Golfo de México. BIOCYT 8(32): 540-552.

Pospelova, V., G.L. Chumura & H.A. Wlaker. 2004. Enviromental factors influencing the spatial distibution of dinoflagellate cyst assemblages in shallow lagoons of southern New England (USA). Rev. Paleobot. Palyno. 128: 7-34.

Prakash, A. 1987. Coastal organic pollution as a contributing factor to red-tide development. International Council for the Exploration of the Sea. pp: 61-65.

Prescott, G.W. 1970. The freshwater algae. W.M.C. Brown Company Publishers, Washington, D.C. USA. 282 pp.

Rabalais, N.N., R.E. Turner, D. Justíc, Q. Dortch, Jr. W.J. Wiseman & B.K. Sen Gupta. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. Estuaries 19: 386-407.

Ramírez-García, P., S. Nandini, S.S.S. Sarma, E. Robles-Valderrama, I. Cuesta & M. Dolores-Hurtado. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). Hydrobiologia 467(1): 99-108.

Ramos-Miranda, J., D. Flores-Hernández, L.A. Ayala-Pérez, J. Rendón-von Osten, G. Villalobos-Zapata & A. Sosa-López. 2006. Atlas hidrológico e ictiológico de la Laguna de Términos. Universidad Autónoma de Campeche. 173 pp.

Raz-Guzmán, A. & A.J. Sánchez. 1996. Trophic structure related to seagrass habitat complexity. In: Kuo, J., R.C. Phillips, D.I. Walker & H. Kirkman. (eds.). Seagrass biology. Proceedings of an International Workshop. Rottnest Island, Western Australia. The University of Western Australia. 385 pp.

Raz-Guzmán, A. & E. Barba. 2000. Seagrass biomass, distribution and associated macrofauna in southwestern Gulf of Mexico coastal lagoons. Biol. Mar. Medit. 7(2): 271-274.

Raz-Guzmán, A. 2010. Estudio de caso: crustáceos de la Laguna de Términos. En Villalobos-Zapata, G.J. & J. Mendoza-Vega (eds.). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México. 730 pp.

Raz-Guzmán, M.A. & G. De la Lanza-Espino. 1991. Evaluation of photosynthetic pathways of vegetation, and of sources of sedimentary organica matter through §^{13}C in Terminos Lagoon, Campeche, México. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 62(1): 39-63.

Reguera-Ramírez, B. 2002. Establecimiento de un programa de seguimiento de microalgas toxicas. In: Sar, E.A., M.E. Ferrario & B. Reguera (eds.). Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Instituto Español de Oceanografía. España. pp. 19-55

Reguero, M., D. Pech, & P.L. Ardisson. 2010. Estudio de caso: moluscos de la Laguna de Términos. En Villalobos-Zapata, G.J. & J. Mendoza-Vega (eds.). La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México. 730 pp.

Rendón-von Osten, J., R. Dzul-Martínez, M. Memije & G. Palacio. 2004. Silicato disuelto en agua: posible indicador de uso del suelo?. Jaina 14(2): 11-14.

Rendón-von Osten, J., A. Ortiz-Arana, R. Dzul-Martínez, L. Gilhermino & A. Soares. 2005. Variabilidad en la actividad de la acetilcolinesterasa en músculo de peces del sistema fluvio Lagunar del río Palizada, Campeche. En: Wakida, K., R. Solana-Sansores & J. Uribe-Martínez. (eds.). III Foro de camarón del Golfo de México y Mar Caribe. Instituto Nacional de la Pesca. 92 pp.

Revenga, C., J. Brunner, N. Henninger, K. Kassem & R. Payne. 2000. Pilot analysis of global ecosystems: Freshwater Systems. World Resources Institute. USA. 78 pp.

Reyna-González, P.C, F. Lango-Reynoso, M.R. Castañeda-Chávez, C. Landeros-Sánchez & C. Quiroga-Brahms. 2012. Diagnóstico socioeconómico del ostión americano *Crassostrea virginica* del sistema Lagunar de Mecoacán, Tabasco, México. En: Sánchez, A.J., X. Chiappa-Carrara & R. Brito-Pérez (eds). Recursos acuáticos costeros del sureste. Vol. II. 462 pp.

Reynolds C.S. 1997. Vegetation Processes in the pelagic. A model for ecosystem theory. In: Kinne, O. (ed.). Excellence in ecology. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany. pp: 1-371.

Reynolds, C., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24: 417-428.

Reynolds, C.S. 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. Holarctic Ecol. 3: 141-159.

Reynolds, C.S. 1997. Vegetation Processes in the Pelagic. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.

Riley, J.P. & R. Chester. 1989. Introduction to Marine Chemistry. Academic, London. 459 pp.

Rines, J.E.B. 1994. Systematics of selected species of the marine diatom genus *Chaetoceros* Ehrenberg 1844. Tesis de Doctorado. University of Rhode Island. USA. 70 pp.

Rippka, R., J. Deruelles, J. Waterbury, M. Herdman & R. Stainer. 1979. Generic assignments, strain histories properties of pure cultures of cyanobacteria. J. Gen. Microbiol. 111: 1-61.

Rodhe, W. 1958. Primarproduktion und Seetypen. Verh. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol. 13: 121-141.

Roelke, D., S. Augustine & Y. Buyukates. 2003. Fundamental predictability in multispecies competition: the influence of large disturbance. Amer. Nat. 162(5): 615-623.

Rojas-Galaviz, J.L., J. Benítez-Torres, F. Vera-Herrera & D. Zarate-Lomelí. 1992. Procesos de azolvamiento en el sistema fluvio-deltáico del Río Palizada y el riesgo de su alteración ecológica. Jaina 2(4): 2.

Rosén, G. 1981. Phytoplankton indicators and their relation to certain chemical and physical factors. Limnologica 13: 263-290.

Rosenberg, R., R. Elmgren, S. Fleischer, P. Jonsson, G. Persson & H. Dahlin. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. Ambio 19:102-108.

Roujiyaynen, M.I., L.V. Georgieva & L.G. Senichkina. 1968. Composition, quantitative development and distribution of phytoplankton in the Central-American seas. In: Studies on the Central-American seas, 2. Kiev. pp.14-39.

Round, F.E., R.M. Crawford & D.G. Mann. 1990. The diatoms: biology and morphology of the genera. 1st ed. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 747 pp.

Ruiz-Marín, A., S. Campos-García, J. Zavala-Loría & Y. Canedo-López. 2009. Hydrological aspects of the lagoons of Atasta and Pom, Mexico. Trop. Subtrop. Agroecosyt. 10(1): 63-74.

Ruiz-Marín, A., Y. Canedo-Lopez, S. Campos-García, J. Zavala-Loria, N. Elvira-Antonio & Y. Sabido-Pérez. 2011. Hydrology and pollution in coastal zone of Carmen City: Relationships with efluents of urban areas. Int. J. Environ. Protec. 5: 33-40.

Ryther, J.H. & W.M. Dunstan. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. Science 171: 1008-1013.

Sánchez, A.J., A. Raz-Guzmán & E. Barba. 1996. Habitat value of seagrasses for decapods in tropical coastal lagoons of the southwestern Gulf of Mexico: an overview. In: Kuo, J., R.C. Phillips, D.I. Walker, & H. Kirkman (eds.). Seagrass Biology. Proceedings of an International Workshop. Rottnest Island, Western Australia. The University of Western Australia. 385 pp.

Sánchez-Gil, P., D. Flores, J. Ramos-Miranda, F. Arreguín-Sánchez & J. Sánchez-Chávez. 1993. Hábitat, recursos pesqueros y estrategias de explotación: Hacia un diagnóstico pesquero en el estado de Campeche. Jaina 4(2): 2-3.

Sar, E.A., M.E. Ferrario & B. Reguera. (eds.). 2002. Floraciones Algales Nocivas en el Cono Sur Americano. Instituto Español de Oceanografía. España. 303 pp.

Scheffer, M., S. Reinaldi, J. Huisman & F.J. Weissing. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. Hydrobiologia 491: 9-18.

Schiller, J. 1933. Dinoflagellatae (Peridineae). In: Kolkwitz, R. (ed.). Dr. L. Rabenhorst´s Kryptogamen-Flora von Deutschland. Österreich und der Schweiz, Teil 1. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H. 617 pp.

Schiller, J. 1937. Dinoflagellatae (Peridineae). In: Kolkwitz, R. (ed.). Dr. L. Rabenhorst´s Kryptogamen-Flora von Deutschland. Österreich und der Schweiz, Teil 2. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft M.B.H. 590 pp.

Schönfelder, I. 1997. Eine Phosphor-Diatomeen-relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. Dissertaiones Botanicae 283 pp.

Secretaría de Salud, 1995. Norma oficial mexicana NOM-031-SSA1-1993, bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Disponible en: http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/031ssa13.html (Consultado el 19 de junio del 2013).

SEDUE (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/1989. Diario Oficial de la Federación, órgano del Gobierno Constitucional de los Estados Unidos Mexicanos, México, D.F., tomo CDXXXV, No. 9, Miércoles 13 de Diciembre de 1989, pp. 7-23. http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/191/criterios.html (consultado el 3 de septiembre 2015).

SEMARNAT. 2005. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Disponible en: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_04/introduccion/presentacion.html (Consultado el 25 de junio del 2013).

Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press. 125 pp.

Shumway, S.E. 1990. A review or effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. J. World Aquac. Soc. 21: 65-104.

Sierra-Beltrán, A., R. Cortés-Altamirano & M.C. Cortés-Lara. 2005. Occurrences of *Prorocentrum minimum* (Pavillard) in Mexico. Harmful Algae 4: 507-517.

Sierra-Beltrán, A., A. Cruz, E. Núñez-Vázquez, L.M. Del Villar, J. Cerecero & J.L. Ochoa. 1998. An overview of the marine food poisoning in Mexico. Toxicon 36(11): 1493-1502.

Silva, E.S. & I. Sousa. 1981. Experimental work on the dinoflagellate toxin producction. Arq. Inst. Nac. Saúde 4: 381-387.

Silva-Bárcenas, A. 1963. Sistemática y distribución de los géneros de diatomeas de la Laguna de Términos, Campeche, México. Bol. Inst. Geol. Univ. Nal. Autón. México 67(2): 1-31.

Simpson, E. 1949. Measurement of diversity. Nature 163: 688.

Smayda, T.J. 1980. Phytoplankton species succession. In: Morris, I. (ed.). Studies in Ecology Vol. 7. The physiological ecology of phytoplankton. University of California Press, Berkley and Los Angeles, E.U.A. pp: 493-570.

Smayda, T.J. 1984. Variations and long-term changes in Narragansett Bay, a phytoplankton-based coastal marine ecosystem: relevance to field monitoring for pollution assessment. In: White, H.H. (ed.). Concept in marine pollution, pp. 663-679. Maryland Seagrant College, University of Maryland. 743 pp.

Smayda, T.J. 1989. Primary production and the global epidemic of phytoplankton blooms in the sea: a linkage? In: Cosper, E.M., V.M. Bricelj & E.J. Carpenter (eds.). Novel phytoplankton blooms. New York: Springer. pp: 449-483

Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. In: Granéli, E., B. Sundstrôm, L. Edler & D.M. Anderson (eds.). Toxic marine phytoplankton. New York: Elsevier. pp: 29-40

Smayda, T.J. 1992. Global epidemics of noxius phytoplankton blooms and food chain consequences in large ecosystems. In. Sherman, K., L.M. Alexander & B.D. Gold (eds.). Food chains, models and management of large marine ecosystems. Westview Press, San Francisco, California, E.U.A. pp: 275-307.

Smayda, T.J. 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. Limnol. Oceanogr. 42(5-II): 1137-1153.

Sokal, R. & F.J. Rohlf. 1981. Biometry. Freeman, San Franciso, California. 259 pp.

Sommer, U. 1986. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. Hydrobiologia 138: 1-7.

Sommer, U. 1989. The role of competition for resources in plankton succession. In: Sommer, U. (ed.) Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities. Springer Verlag, New York, 57-106.

Sonda-Santos, K.Y. 2014. Determinación de la calidad bacteriológica de los bancos de ostión americano *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) del municipio del Carmen, Campeche durante el periodo 2012-2013. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México. 115 pp.

Soto-Ramos, I.M. 2013. Harmful algal blooms of the west Florida shelf and Campeche bank: visualization and quantification using remote sensing methods. Tesis de Doctorado. University of South Florida. Florida, E.U.A. 135 pp.

Souissi, S., O.D. Yahia-Kéfi & M.N.D. Yahia. 2000. Spatial characterization of nutrient dymanics in the Bay of Tunis (south-western Mediterranean) using multivariate analyses: consequences for phyto and zooplankton distribution. J. Plankton Res. 22(1): 2039-2059.

Spodniewska, I. 1979. Phytoplankton as the indicator of lake eutrophication. II. Summer situation in 25 Masurian lakes in 1976. Ecol. Pol. 27: 481-496.

Stefanou, P., G. Tsirtsis & M. Karydis. 2000. Nutrient scaling for assessing eutrohication: the development of a simulated normal distribution. Ecol. Appl. 10: 303-309.

Steidinger, K. & E. Garcés. 2006. Life cycles of harmful algae: an overview. In: Granéli, E. & J.T. Turner (eds.). Ecology of Harmful Algae. Springer Verlag. pp: 37-49.

Steidinger, K.A., A.M. Faust & D.U. Hernández-Becerril. 2009. Dinoflagellates (Dinoflagellata) of the Gulf of Mexico. In: Tunnel, J.W.Jr., D.L. Felder, & S.A. Earl (eds.). Gulf of Mexico: origin, waters, and biota. Vol.1, Biodiversity. 1st ed. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies Series, Texas A&M University Press, Corpus Christi, Texas, USA. pp. 131-154.

Steidinger, K.A., G.A. Vargo, P.A. Tester & C.R. Tomas. 1998. Bloom dynamics and physiology of *Gymnodinium breve* with emphasis on the Gulf of Mexico. In: Anderson, D.M., A.D.

Cembella & G.M. Hallegraeff (eds.). Physiological ecology of harmful algal blooms. Springer, New York. pp: 133-173.

Strickland, J.D. & T.R. Parsons. 1972. A practical handbook for the sea water analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin. Ottawa, Canada. 310 pp.

Suárez-Caabro, J.A. & S. Gómez-Aguirre. 1965. Observaciones sobre el plancton de la Laguna de Términos, Campeche, México. B. Mar. Sci. 15(4): 1073-1119.

Suárez-Valencia, V.J. 2012. Estimación del riesgo a la salud por consumo de ostión americano (*Crassostrea virginica*) depurado mediante tecnologías avanzadas de oxidación (mezclas UV/ozono). Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana. Veracruz, Veracruz. 122 pp.

Sundström, B.G. 1986. The marine diatom genus *Rhizosolenia*. A new approach to the taxonomy. Tesis de Doctorado. Lund University, Lund, Sweden. 117 pp.

Suzuki, T. 2001. Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. J. Environ. Qual. 30: 291-302.

Teiling, E. 1955. Some mesotrophic phytoplankton indicators. Proc. Int. Assoc. Limnol. 12: 212-215.

Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67:1167-1179.

Terán-Suarez, J.M., V. Castro-Georgana, H.F. Mayor-Nucamendi & G.A. Brito-López. 2006. Florecimientos algales en Tabasco. Salud Tab. 12(1): 414-422.

Throndsen, J. 1978. Chapter 4. Preservation and storage. In: Sournia, A. (ed.): Phytoplankton manual. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology, UNESCO 6: 69-74.

Thunmark, S. 1945. Zur Soziologie des Süsswasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. Folia. Limnol. Scand. 3: 1-66.

Tomas, R.C. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press. San Diego. USA. 858 pp.

Torres, C. 1987. Sistemática y distribución del género *Chaetoceros*, Ehrenberg (*Bacillariophyceae*) en la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis Profesional. Universidad Veracruzana. Jalapa, Veracruz, México. 46 pp.

Trainor, F.R. 1978. Introductory phycology. John Wiley & Sons. New York. 525 pp.

Tremel, B. 1996. Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in twi gravel pit lakes. Hydrobiologia 323: 1-38.

Troccoli, G.L., J.A. Herrera-Silveira & F.A. Comín. 2004. Structural variations of phytoplankton in the coastal seas of Yucatan, Mexico. Hydrobiologia 519: 85-102.

Tsirtsis, G. & M. Karydis. 1998. Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. Environ. Monit. Assess. 50: 255-269.

Ulloa-Pérez, A.E. 2005. Influencia de la disponibilidad de nutrientes sobre los cambios espacio-temporales de la comunidad de fitoplancton en el litoral del Municipio de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR, Sinaloa. 89 pp.

Underwood, A.J. 1995. Ecological research and (and research into) environmental management. Ecol. Appl. 5(1): 232-247.

UNESCO. 2009. Cianobacterias planctónicas del Uruguay. In: Bonilla, S. (ed). Manual para la identificación y medidas de gestión. Documento Técnico PHI 16: 1-105. Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe (PHI-LAC). Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe. UNESCO. Montevideo.

US-EPA. 1997. Protecting coastal waters from nonpoint source pollution. In: U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., USA. 841-F-96-004E.

Utermöhl, H. 1958. Zur vervolkommung der quantitative. Phytoplankton-Methodik. Verh. Internat. Verein. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-38.

Valiela, I. 1984. Marine ecological processes. Springer-Verlag N.Y. 686 pp.

Vallentyne, J.R., J. Shapiro & A.M. Beeton. 1969. The process of eutrophication and criteria for trophic state determination. In: Modelling the eutrophication process proceedings of the workshop. St. Petersburg, Florida. pp: 57-67.

Van Apeldoorn, M.E., H.P. van Egmond, G.J.A. Speijers & G.J.I. Bakker. 2007. Toxins of cyanobacteria. Mol. Nutr. Food Res. 51: 7- 60.

van Dam, H. & A. Mertens. 1990. A comparison or recent ephihitic diatom assemblages from the industrial acidified and cooper pulluted lake Orta (northern Italy whit old literature data). Diatom Res. 5: 1-13.

van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 117-133.

Van Dolah, F.M. 2000. Marine algal toxins: origins, health effects, and their increased occurrence. Environ. Health Perspec. 108: 133-141.

Van Donk, E., M. Lurling, D.O. Hessen & G.M. Lokhorst. 1997. Altered cell wall morphology in nutrient-deficient phytoplankton and its impact on grazers. Limnol. Oceanogr. 42: 357-364.

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.

Varona-Cordero, F. & F.J. Gutiérrez-Mendieta. 2003. Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. Hidrobiológica 13(3): 177-194.

Varona-Cordero, F., F.J. Gutiérrez-Mendieta & M.E. Meave del Castillo. 2010. Phytoplankton assemblages in two compartmentalized coastal tropical lagoons (Carretas-Pereyra and Chantuto-Panzacola, Mexico). J. Plankton Res. 32(9): 1283-1299.

Vasconcelos, V., A. Martins, M. Vale, A. Antunes, J. Azevedo, M. Welker, O. López & G. Montejano. 2010. First report on the occurrence of microcystins in planktonic cyanobacteria from Central Mexico. Toxicon 56(3): 425-31.

Verdugo-Díaz, G., A. Martínez-López, G. Gaxiola-Castro & J.E. Valdez-Holguín. 2012. Phytoplankton photosynthetic parameters from the Gulf of California southern region. Rev. Biol. Mar. 47(3): 527-535.

Villalobos-Zapata, G.J., J. Mendoza-Vega, A. Cruz-Angón & E. Martínez-Romero. 2010. Hacia la estrategia para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad en el estado de Campeche. En: Villalobos-Zapata, G.J. & J. Mendoza-Vega (eds.). La biodiversidad en Campeche: estudio de estado. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México. 730 pp.

Villegas, I. & G. De Giner. 1973. Phytoplankton as a biological indicator of water quality. Water Res. 7: 479-487.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenko & J.M. Mellilo. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. Science 277: 494-499.

Vollenweider, R.A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris. Tech. Rpt. DA 5/SCI/68.27. 250 pp.

Vollenweider, R.A. 1992. Coastal marine eutrophication. In: Vollenweider, R.A., R. Marchetti & R. Viviani (eds.). Marine Coastal Eutrophication. Elsevier, London. pp: 1-20.

Vuorio, K., L. Lepisto & A.L. Holopainen. 2007. Intercalibrations of freshwater phytoplankton analyses. Boreal Environ. Res. 12: 561-569.

Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Res. 18(6): 653-694.

Weier, J. 1999. *Coccolithophores* are one-celled marine plants. NASA Earth Observatory, EOS Project Science Office, NASA's Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, USA, April 29, 1999. http://earthobservatory.nasa.gov/Features/Coccolithophores

Wells, M.L., V.L. Trainer, T.J. Smayda, B.S.O. Karlson, C.G. Trick, R.M. Kudela, A. Ishikawa, S. Bernard, A. Wulff, D.M. Anderson & W.P. Cochlan. 2015. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. Harmful Algae 49: 68-93.

Whitton, B.A. & M. Potts (eds.). 2002. The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space. Springer Netherlands. Netherlands. 669 pp.

Wiener, N. 1948. Cybernetics, or control and communication in the animal and the machine. Massachusetts Institute of Technology Press, Cambridge, Massachusetts. 212 pp.

Wilhm, J.L. 1967. Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. J. Water Pollut. Control. Fed. 42: 221-224.

Yáñez-Arancibia, A. & J.W.J.R. Day. 1982. Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of Mexico. Oceanol. Acta 5(4): 431-440.

Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day. 1988. Caracterización ecológica de la Laguna de Términos, un sistema Lagunar-estuarino tropical en el sur del Golfo de México. En: Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day (eds.). Ecología de los ecosistemas costeros en el sureste del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos. UNAM-OEA. 1-26.

Yáñez-Arancibia, A. & A. Aguirre-León. 1988. Pesquerías en la región de la Laguna de Términos. En: En: Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day (eds.). Ecología de los ecosistemas costeros en el sureste del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos. UNAM-OEA. 1-26.

Yáñez-Arancibia, A. & D. Zárate-Lomelí. 1999. The pattern of estuarine dynamics in the Southern Gulf of Mexico and the Mexican Caribbean. 15th Biennial International Conference Estuarine Research Federation '99. New Orleans, September, 25-30.

Yáñez-Arancibia, A. & J.W. Day. 2005. Ecosystem functioning: the basis for sustainable management of Terminos Lagoon, Campeche, México. The Nature Conservancy Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island. 77pp.

Yáñez-Arancibia, A. 1987. Lagunas costeras y estuarios: cronología, criterios, y conceptos para una clasificación ecológica de sistemas costeros. Rev. Soc. Mex. Hist. Nat. 39: 35-54.

Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, J.L. Rojas-Galaviz, D.J. Zárate-Lomelí, G.J. Villalobos-Zapata & P. Sánchez-Gil. 1999. Integrating science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of Mexico. Ocean Coast. Manage. 42: 319-344.

Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, P. Chavance & D. Flores-Hernández. 1983. Environmental behavior of Terminos Lagoon ecological system, Campeche, Mexico. Anal. Inst. Cien. Mar Limnol. 10(1): 137-176.

Yunes, J., S. De La Rocha, D. Giroldo, S.B.D. Silveira, R. Comin, M.D. Bicho, S.S. Melcher, C.L. Sant' Anna & A.A. Vieira. 2009. Release of carbohydrates and proteins by a subtropical strain of *Raphidiopsis brookii* (cyanobacteria) able to produce saxitoxin at three nitrate concentrations. J. Phycol. 45: 585-591.

Zaitsev, Y.P. 1999. Eutrophication of the Black Sea and its major consequences. In: Mee, L.D. & G. Topping (eds.). Black Sea pollution assessment. Black Sea Environmental Series, U.N. Publications, New York. 10: 58-74.

Zernova, V.V. 1970. On changes in colour of water in the Gulf of Mexico produced by planktonic algae. Oceanological Studies (USSR) 20: 105-109.

Zernova, V.V. 1982. On the dependence of the quantitative development of phytoplankton on the abiotic factors in the Gulf of Mexico. Proceedings of the Institute of Oceanology, USSR Academy of Sciences 114: 60-72.

Zimmerman, A.R. & E.A. Canuel. 2000. A geochemical record of eutrophication and anoxia in Chesapeake Bay sediments: Anthropogenic influence on organic matter composition. Mar. Chem. 69: 117-137.

ANEXOS

Anexo 1. Indicadores de los parámetros de calidad del agua de la zona costera que se utilizan para analizar el estado ambiental de los ecosistemas costeros. Fuente: INE-SEMARNAT (2000).

NO.	PARÁMETRO FÍSICOS QUÍMICOS	AGUA	SEDIMENTO	ORGANISMO
1	Alcalinidad Total	X		
2	Amonio	X	X	
3	Carbono Orgánico Total (COT)	X	X	
4	Color	X	X	
5	Cianuros	X	X	
6	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	X		
7	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	X		
8	Fenoles	X	X	
9	Ortofosfatos	X		
10	Fósforo Orgánico Disuelto	X		
11	Fósforo Orgánico Particulado	X		
12	Fósforo Total	X		
13	Grasas y Aceites	X		
14	Nitratos	X	X	
15	Nitritos	X		
16	Nitrógeno Orgánico Disuelto	X		
17	Nitrógeno Orgánico Particulado	X		
18	Nitrógeno Total	X		
19	Oxígeno Disuelto	X		
20	pH	X		
21	Potencial Redox	X	X	
22	Profundidad Total	X	X	
23	Profundidad de Muestreo	X	X	
24	Salinidad	X		
25	Sólidos Disueltos Totales	X		
26	Sólidos Suspendidos Totales	X		
27	Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM)	X		
28	Temperatura (OC)	X	X	
29	Tiempo de Renovación del Agua	X		
30	Materia Orgánica	X	X	
31	Sulfuros	X		
32	Transparencia	X		
33	Turbidez	X		
NO.	**METALES PESADOS**	**AGUA**	**SEDIMENTO**	**ORGANISMO**
1	Aluminio	X	X	X
2	Antimonio	X	X	X
3	Arsénico	X	X	X
4	Bario	X	X	X
5	Cadmio	X	X	X
6	Cobre	X	X	X
7	Cromo	X	X	X
8	Estaño	X	X	X
9	Hierro	X	X	X
10	Manganeso	X	X	X
11	Mercurio	X	X	X
12	Molibdeno	X	X	X
13	Níquel	X	X	X
14	Plata	X	X	X

15	Plomo	X	X	X
16	Selenio	X	X	X
17	Vanadio	X	X	X
18	Zinc	X	X	X
NO.	**COMPUESTOS ORGÁNICOS PERSISTENTES**	**AGUA**	**SEDIMENTO**	**ORGANISMO**
1	Aldrín	X	X	X
2	Arsenicales	X	X	X
3	BHC alfa	X	X	X
4	BHC beta	X	X	X
5	BHC gama	X	X	X
6	Carbamatos	X	X	X
7	Clordano	X	X	X
8	DDE	X	X	X
9	DDT	X	X	X
10	Derivados de 2,4,5-T	X	X	X
11	Derivados de 2,4-D	X	X	X
12	Derivados de Triazina	X	X	X
13	Dieldrín	X	X	X
14	Durbán	X	X	X
15	Endosulfán	X	X	X
16	Endosulfán I alfa	X	X	X
17	Endosulfán II beta	X	X	X
18	Endosulfán Sulfato	X	X	X
19	Endrín	X	X	X
20	Endrín aldehído	X	X	X
21	Heptacloro	X	X	X
22	Heptacloro Epóxido	X	X	X
23	Lindano	X	X	X
24	Malatión	X	X	X
25	p,p´-DDD	X	X	X
26	p,p´-DDE	X	X	X
27	p,p´-DDT	X	X	X
28	Paratión	X	X	X
NO.	**HIDROCARBUROS**	**AGUA**	**SEDIMENTO**	**ORGANISMO**
1	Acenafteno	X	X	X
2	Acenaftileno	X	X	X
3	Antraceno	X	X	X
4	Benzo (a) antraceno	X	X	X
5	Benzo (a) pireno	X	X	X
6	Benzo (b) fluoranteno	X	X	X
7	Benzo (ghi) perileno	X	X	X
8	Benzo (k) fluoranteno	X	X	X
9	Criseno	X	X	X
10	2,6 Dimetilantraceno	X	X	X
11	Fenantreno	X	X	X
12	Fluoranteno	X	X	X
13	Fluoreno	X	X	X
14	Hidrocarburos Aromáticos Polinucleares Totales	X	X	X
15	Hidrocarburos Totales del Petróleo	X	X	X
16	Hidrocarburos Alifáticos	X	X	X
17	Indo (1,2 Cd) pireno	X	X	X
18	Naftaleno	X	X	X
19	Pireno	X	X	X

20	Tolueno	X	X	X
NO.	**GEOLÓGICOS**	**AGUA**	**SEDIMENTO**	**ORGANISMO**
1	% Arena		X	
2	% Grava		X	
3	% Lodo		X	
4	Tasa de Sedimentación		X	
5	Tipo de Sedimento			
NO.	**BIOLÓGICOS**	**AGUA**	**SEDIMENTO**	**ORGANISMO**
1	Bacterias Heterótrofas	X	X	X
2	Bacterias Hidrocarbonoclásticas	X	X	X
3	Clorofila *a*	X		
4	Coliformes Fecales	X	X	
5	Coliformes Totales	X	X	
6	Estreptococos Fecales	X	X	
7	Estreptococos Totales	X	X	
8	Productividad Primaria	X		
9	Respiración	X		
TOTAL DE PARÁMETROS		**106**	**88**	**68**

Anexo 2. Características de las hepatotoxinas y neurotoxinas producidas por cianobacterias de ambientes acuáticos continentales.

Géneros	Toxinas	Compuestos molecular	Modo de acción
Hepatotoxinas			
Anabaena *Anabaenopsis* *Aphanocapsa* *Microcystis* *Nostoc* *Oscillatoria* *Planktothrix*	Microcistinas	Heptapéptidos cíclicos (más de 80 variantes)	Daños hepáticos. Inhiben la proteína-fosfatasa hepáticas, induciendo la hiperfosforilación de filamentos del citoesqueleto.
Nodularia	Nodularina	Pentapéptido cíclico (aprox. 8 variantes)	Similar a las microcistinas
Anabaena *Aphanizomenon* *Cylindrospermopsis* *Lyngbya* *Raphidiopsis*	Cylindrospermopsina (Algunos autores la clasifican como "citotoxina")	Alcaloide guanidínico cíclico (aprox. 3 variantes)	Inhibe la síntesis proteica. Efecto predominantemente hepatotóxico. Produce severas lesiones necróticas en hígado, riñón, pulmón, bazo e intestino de mamíferos
Neurotoxinas			
Anabaena *Aphanizomenon* *Cylindrospermopsis* *Lyngbya* *Raphidiopsis*	Saxitoxinas	Alcaloides carbamatos no sulfatados (saxitoxinas), monosulfatados (goniautoxinas) o disulfatados (Ctoxinas) (aprox. 20 variantes)	Inhibe la transmisión nerviosa a través del bloqueo de los canales de sodio en las células induciendo parálisis muscular
Anabaena *Aphanizomenon* *Oscillatoria* *Phormidium* *Planktothrix* *Raphidiopsis*	Anatoxina-a/ Homoanatoxina a	Alcaloides (2 variantes)	Bloquea los receptores nicotínicos y colinérgicos postsinápticos neuromusculares Mimetizan la acción de la acetilcolina
Anabaena	Anatoxina-a(s)	Organofosforado natural	Inhibe la actividad de la acetilcolinesterasa, más tóxica que la anatoxina-a

Se indican el número de variantes químicas conocidas y los géneros que producen cada grupo de toxinas.
Fuente: Chorus & Bartram (1999), Li *et al.* (2001), Codd *et al*. (2005), van Apeldoorn *et al*. (2007), Yunes *et al.* (2009), UNESCO (2009).

Aprox.: aproximadamente

Anexo 3. Elenco taxonómico del fitoplancton en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Campeche, México, en 2012-2013.

Bacillariophyta	***E1***	***E2***	***E3***	***E4***	***E5***	***E6***	***E7***
Achnanthidium sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Actinoptychus senarius Ehrenberg 1843	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Amphora laevis Gregory 1857	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Anaulus australis G. Drebes & D.Schulz	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Asterionellopsis glacialis (Castracane) Round in Round, R.M.Crawford & D.G.Mann	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Asteromphalus hookeri Ehrenberg 1844	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Attheya sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Bacillaria paxillifera (O.F.Müller) T. Marsson	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Bacteriastrum sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Biddulphia sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Catenula adhaerens (Mereschkowsky)	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Cerataulina pelagica (Cleve) Hendey	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Chaetoceros peruvianus Brightwell							*x*
Chaetoceros sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Climacodium frauenfeldianum Grunow	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Cocconeis sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Corethron criophilum Castracane						*x*	*x*
Coscinodiscus concinnus W. Smith	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Coscinodiscus radiatus Ehrenberg					*x*	*x*	*x*
Coscinodiscus sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Cyclotella litoralis Lange & Syvertsen 1989							*x*
Cyclotella meneghiniana Kützing							*x*
Cyclotella sp.							*x*
Cylindrotheca closterium (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle, 1996	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Diploneis sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Eucampia zoodiacus Ehrenberg	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Fragilaria sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Grammatophora sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Guinardia delicatula Cleve	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*

Guinardia striata (Stolterfoth) Hasle 1997.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Guinardia sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Gyrosigma fasciola (Ehrenberg) J.W.Griffith & Henfrey 1856	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Gyrosigma peisonis (Grunow) Hustedt, 1930	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Gyrosigma sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Hemiaulus hauckii Grunow ex Van Heurck 1882	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Leptocylindrus danicus Cleve	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Lioloma sp.		*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Melosira moniliformis (O.F.Müller) C.Agardh, 1824	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Navicula sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Nitzschia sigma (Kützing) W.Smith 1853	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Nitzshia sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Odontella sp.					*x*	*x*	*x*
Paralia sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve 1873	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Pleurosigma sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Podosira sp.					*x*	*x*	*x*
Proboscia alata (Brightwell) Sundström 1986						*x*	*x*
Pseudo-nitzschia cf seriata	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Pseudo-nitzschia cf. *americana*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Pseudo-nitzschia spp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Rhabdonema adriaticum Kützing					*x*	*x*	*x*
Rhizosolenia setigera Brightwell					*x*	*x*	*x*
Skeletonema costatum (Greville) Cleve 1873		*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Spirogyra sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Stephanopyxis turris (Greville) Ralfs					*x*	*x*	*x*
Striatella unipunctata (Lyngbye) C.Agardh					*x*	*x*	*x*
Synedra sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Tabelaria sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Thalassiosira decipiens (Grunow) E.G.Jørgensen 1905	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Thalassiosira eccentrica (Ehrenberg) Cleve 1904	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	

Thalassiosira hyalina (Grunow) Gran 1897				*x*	*x*	*x*	*x*
Thalassiosira sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Thalassionema nitzschioides (Grunow) Mereschkowsky 1902	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Thalassionema sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Dinophyta	***E1***	***E2***	***E3***	***E4***	***E5***	***E6***	***E7***
Dinophysis caudata Saville-Kent 1881						*x*	*x*
Akashiwo sanguínea (K.Hirasaka) G.Hansen & Ø.Moestrup, 2000	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Alexandrium sp.						*x*	*x*
Ceratium balechii Maeve del Castillo, Okolodkov & Zamudio 2003						*x*	
Ceratium dens Ostenfeld & J.Schmidt 1901						*x*	
Ceratium furca (Ehrenberg) Claparède & Lachmann 1859	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Ceratium fusus (Ehrenberg) Dujardin 1841						*x*	
Ceratium pentagonum Gourret, 1883						*x*	*x*
Dinophysis acuminata Claparède & Lachmann 1859	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Dinophysis tripos Gourret, 1883					*x*	*x*	
Diplopsalis sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Gonyaulax sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Gymnudinium cf catentum	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Gyrodinium sp.	*x*	*x*		*x*		*x*	
Heterocapsa sp.	*x*		*x*		*x*		
Karenia cf. mikimotoi	*x*			*x*		*x*	*x*
Katodinium sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Kryptoperidinium foliaceum (F.Stein) Lindemann 1924					*x*	*x*	
Ostreopsis sp.	*x*		*x*		*x*		
Oxyphysis oxytoxoides Kofoid	*x*			*x*			*x*
Oxytoxum sp.	*x*	*x*			*x*		
Peridinium quinquecorne Abé	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Prorocentrum gracile Schütt			*x*				
Prorocentrum hoffmanianum (M.A. Faust) McLachlan & Boalch, 1997)			*x*				
Prorocentrum mexicanum Tafall	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Prorocentrum micans Ehrenberg	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Prorocentrum minimum (Pavillard)	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*

Schiller							
Protoperidinium excentricum (Paulsen) Balech 1974						*x*	*x*
Protoperidinium obtusum (Karsten) Parke & Dodge 1976						*x*	*x*
Protoperidinium sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Pyrodinium bahamense Plate var *bahamense*					*x*	*x*	
Pyrophacus sp.						*x*	*x*
Scrippsiella sp.					*x*	*x*	*x*
Cyanophyta	**E1**	**E2**	**E3**	**E4**	**E5**	**E6**	**E7**
Anabaena sp	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Aphanizomenon sp1	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Aphanizomenon sp2	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Aphanizomenon schindleri Kling, Findlay & Komárek 1994	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Calothrix sp.	*x*		*x*				
Chroococcus dispersus (Keissler) Lemmermann	*x*		*x*		*x*		
Cylindrospermopsis cuspis Komárek & Kling 1991						*x*	*x*
Dolichospermum sp.		*x*		*x*			
Johannesbaptistia pellucida	*x*		*x*		*x*		
Limnothrix sp.	*x*	*x*	*x*				
Melososira sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Merismopedia convoluta Brébisson ex Kützing 1849	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		*x*
Merismopedia elegans A. Braun ex Kützing 1849	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		*x*
Merismopedia glauca (Ehrenberg) Kützing 1845	*x*						
Merismopedia punctata Meyen 1839	*x*						
Nodularia sp.	*x*						
Oscillatoria sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*
Phormidium sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Planktolyngbya sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*	
Pseudanabaena sp.	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		*x*
Pseudanabaena limnetica(Lemmermann) Komárek 1974	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Pseudanabaena minuta Skuja	*x*	*x*	*x*	*x*	*x*		
Spirulina sp.			*x*				*x*
Flagelados	**E1**	**E2**	**E3**	**E4**	**E5**	**E6**	**E7**

Chatonella sp.						*x*	*x*
Crustomastix sp.						*x*	*x*
Cryptomonas sp.						*x*	*x*
Giardia sp.						*x*	*x*
Euglena sp.							*x*
Hillea sp.							*x*
Pediastrum sp.		*x*		*x*			*x*
Pronoctiluca sp.							*x*
Pyramimonas sp.	*x*		*x*			*x*	*x*
Rhabdosphaera hispida							
Silicoflagelados	**E1**	**E2**	**E3**	**E4**	**E5**	**E6**	**E7**
Dictyocha fibula Ehrenberg		*x*		*x*	*x*		
Dictyocha octonaria Ehrenberg		*x*	*x*			*x*	
Hermesinum adriaticum O.Zacharias	*x*		*x*			*x*	
Octactis octonaria (Ehrenberg) Hovasse	*x*		*x*		*x*		

Anexo 4. Microfotográfias de diatomeas observadas en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.

Lamina 1

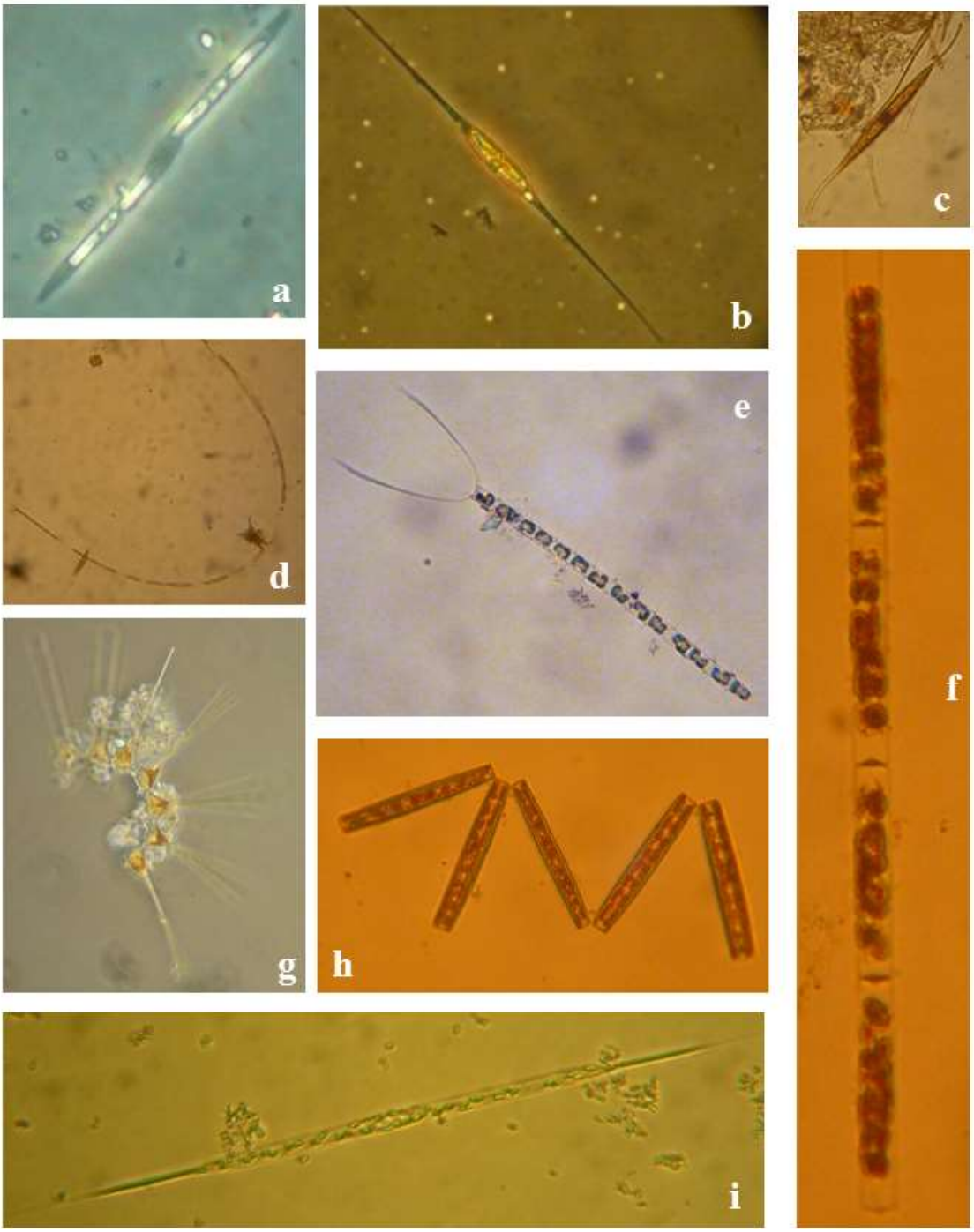


Lámina 1

a) *Pseudo-nitzschia* spp. Vista conectiva (400x)
b) *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin. Vista valvar (400x)
c) *Pleurosigma* sp. Vista valvar (400x)
d) *Chaetoceros peruvianus* Brightwell 1856. Vista valvar (400x)
e) *Chaetoceros* spp. Vista valvar (400x)
f) *Leptocylindrus danicus* Cleve 1889. Vista conectiva (400x)
g) *Asterionella glacialis* Castracane 1886. Vista valvar (400x)
h) *Thalassionema* sp. Vista conectiva (400x)
i) *Rhizosolenia setigera* Brightwell 1858. Vista valvar (400x)

Anexo 5. Microfotográfias de dinoflagelados observados en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.

Lamina 2

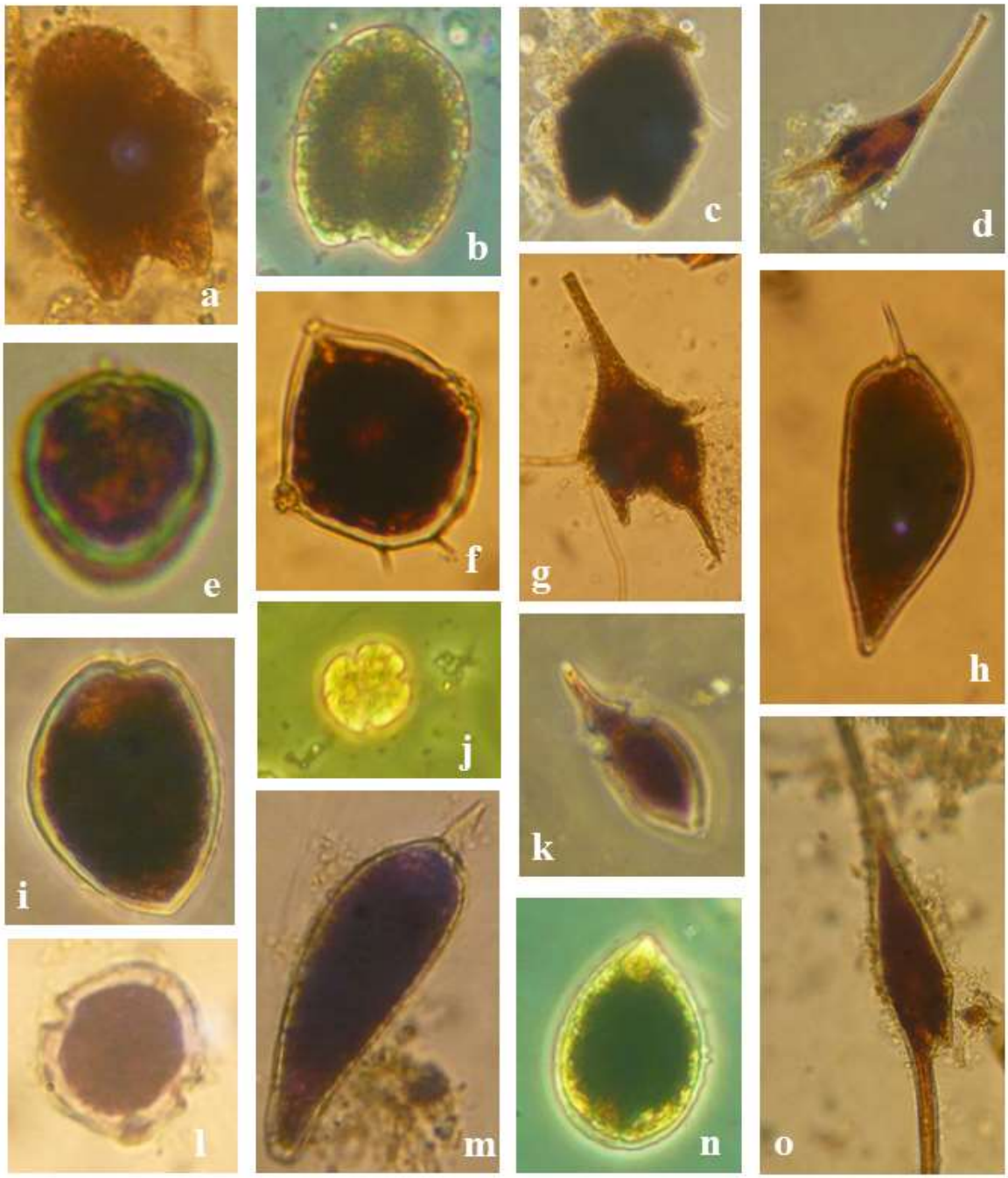


Lámina 2

a) *Akashiwo sanguinea*. (Hirasaka) G. Hansen et Moestrup. Vista ventral (400x)
b) *Gymnodinium* sp1. Vista ventral (400x)
c) *Gymnodinium* sp2. Vista ventral (400x)
d) *Ceratium furca* (Ehrenberg) Claparède & Lachmann 1859. Vista ventral (400x)
e) *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller, 1933. Vista valvar (400x)
f) *Peridinium quinquecorne* Abé 1927. Vista ventral (400x)
g) *Ceratium* sp. Vista ventral (400x)
h) *Prorocentrum micans* Ehrenberg, 1833. Vista valvar (400x)
i) *Prorocentrum mexicanum* Tafall, 1942. Vista valvar (400x)
j) *Karenia* cf. *mikimotoi*. Vista ventral (400x)
k) *Oxyphysis oxytoxoides* Kofoid 1926. Vista ventral (400x)
l) *Alexandrium* sp. Vista ventral (400x)
m) *Prorocentrum* sp. Vista valvar (400x)
n) *Oestropsis* sp. Vista valvar (400x)
o) *Ceratium fusus* (Ehrenberg) Dujardin 1841. Vista valvar (400x)

Anexo 6. Microfotográfias de cianobacterias observadas en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.

Lamina 3

Lamina 3

a) *Cylindrospermopsis cuspis* J.Komárek y H.Kling, 1991. Tricomas (200x)

b) *Nostoc* sp. Tricoma (400X)

c) *Cylindrospermopsis cuspis* J.Komárek y H.Kling, 1991. Tricoma (400x)

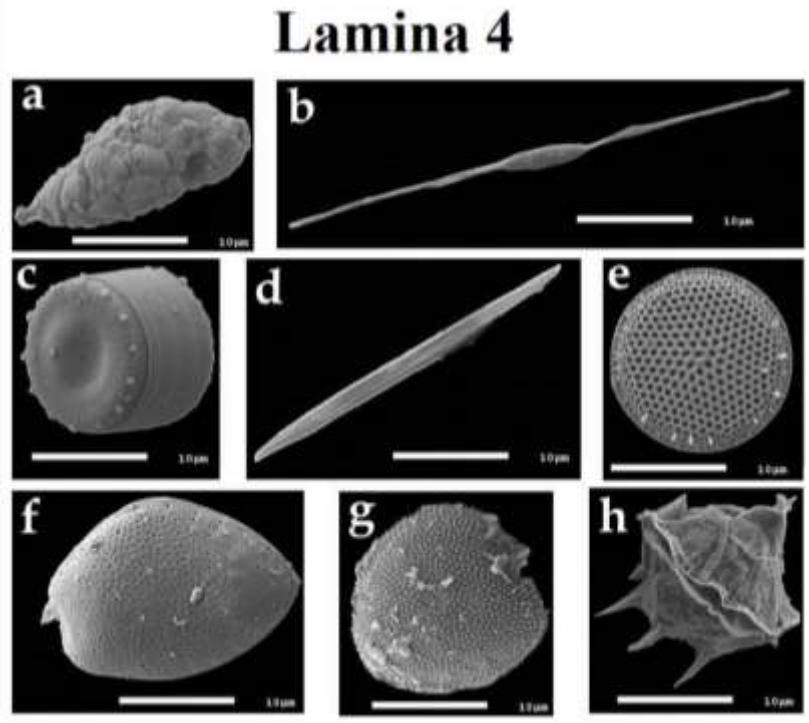
d) *Merismopedia* sp. Vista colonial (400x)

e) *Oscillatoria* sp. Tricoma (400x)

f) Cianobacteria 1 (400X)

g) *Anabaena* sp. Vista conectiva (400x)

Anexo 7. Microfotografías (MEB) de fitoflagelados (a; rafidofíceas), diatomeas (b-e) y dinoflagelados nocivos (f-h) en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.



Lamina 4

a) *Chattonella* sp.

b) *Cylindrotheca closterium* (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin. Vista valvar

c) *Cyclotella* sp.

d) *Pseudo-nitzschia* sp.

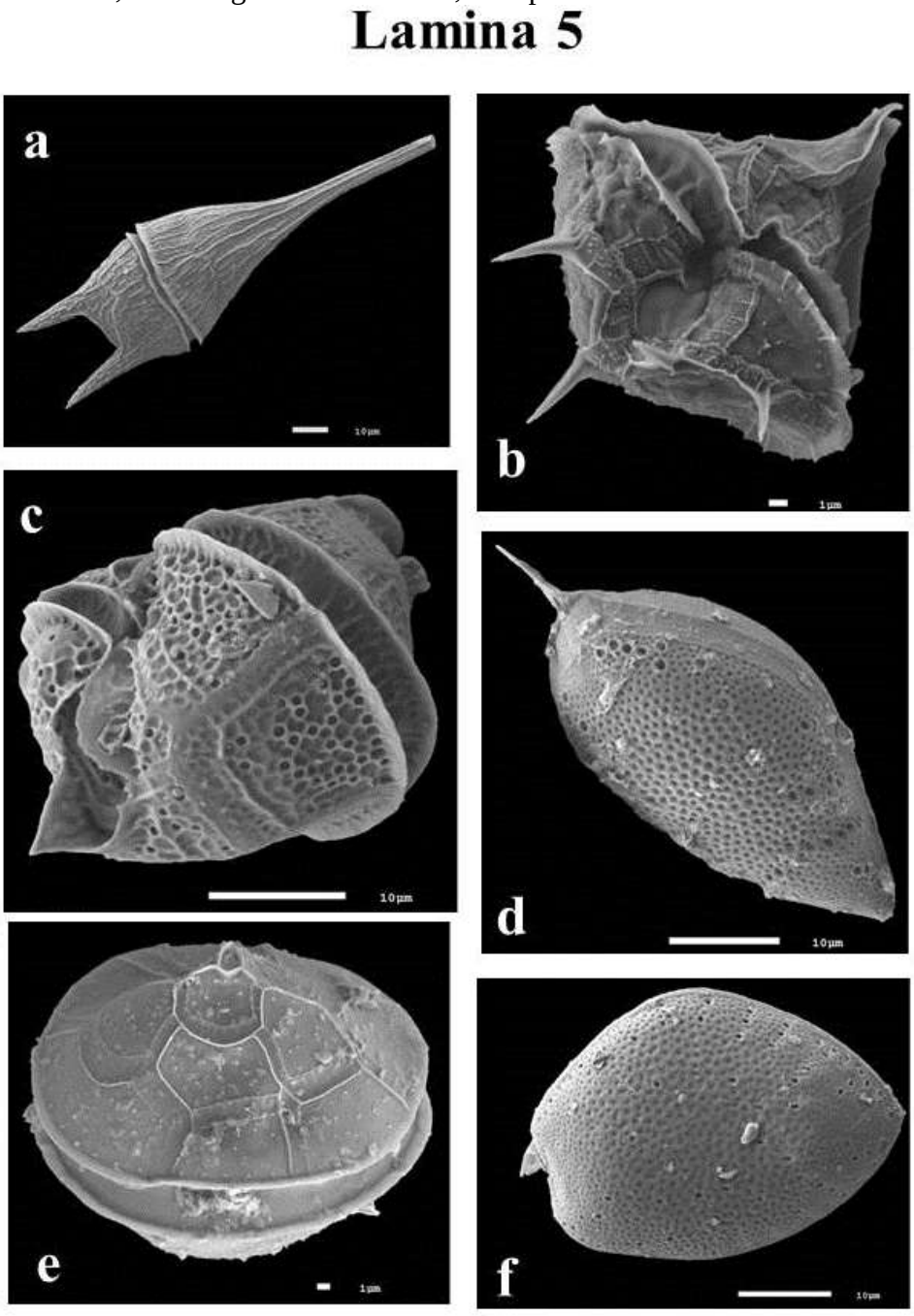
e) *Thalassiosira* sp.

f) *Prorocentrum mexicanum* Tafall, 1942. Vista valvar

g) *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller, 1933. Vista valvar

h) *Peridinium quinquecorne* Abé 1927. Vista cingular

Anexo 8. Microfotografías (MEB) de dinoflagelados nocivos en el subsistema Lagunar San Carlos y Puerto Rico, en la Laguna de Términos, Campeche.



Lamina 5

a) *Ceratium furca* (Ehrenberg) Claparède & Lachmann 1859. Vista anterior

b) *Peridinium quinquecorne* Abé 1927. Vista cingular

c) *Gonyaulax* sp. Vista cingular

d) *Prorocentrum micans* Ehrenberg, 1833. Vista valvar

e) *Protoperidinium* sp. Vista epitecal

f) *Prorocentrum mexicanum* Tafall, 1942. Vista valvar

Anexo 9. Escala de la fuerza de los vientos de Beaufort.

Beaufort Fuerza de Viento	Viento		Criterio			
	Velocidad		Artículo Descriptivo	Mar		
	Mitad ($km\ h^{-1}$)	Intervalo ($km\ h^{-1}$)	Americano	Estado	Descripción	Altura de Ola (m)
0	0	<1	Ligero	Calmo	Espejado.	0
1	3	1-5	Ligero	Liso	Pequeñas olas, pero sin espuma.	0.1
2	9	6-11	Ligero	Liso	Crestas de apariencia vítrea, sin romper.	0.2
3	16	12-19	Suave	Poco	Pequeñas olas, crestas rompientes.	0.6
4	24	20-28	Moderado	Moderado	Borreguillos numerosos, olas cada vez más largas.	1
5	34	29-38	Fresco	Áspero	Olas medianas y alargadas, borreguillos muy abundantes.	2
6	44	39-49	Fuerte	Muy Áspero	Comienzan a formarse olas grandes, crestas rompientes, espuma.	3
7	561	50-61	Fuerte	Alto	Mar gruesa, con espuma arrastrada en dirección del viento.	4
8	68	62-74	Temporal	Muy alto	Grandes olas rompientes, franjas de espuma.	5.5
9	82	75-88	Temporal	Muy alto	Olas muy grandes, rompientes. Visibilidad mermada.	7
10	96	89-102	Temporal entero	Fenomenal	Olas muy gruesas con crestas empenachadas. Superficie del mar blanca.	9
11	110	103-117	Temporal entero	Fenomenal	Excepcionalmente grandes, mar completamente blanca, visibilidad muy reducida.	11.5

Modificado de: http://www.srh.noaa.gov/srh/jetstream_sp/oceano/beaufort_sp_max.htm