

Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México

Evaluation of trophic status in the Pom-Atasta and Palizada del Este Fluvial-lagoon systems Campeche, Mexico

Rocío E. Muciño-Márquez¹⁻³, Arturo Aguirre-León² y María Guadalupe Figueroa-Torres³¹ Posgrado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. Calzada del Hueso, CDMX, 04960. México² Laboratorio Ecología Costera y Pesquerías, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. CDMX, 04960. México³ Laboratorio de Ficología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco. CDMX, 04960. México

e-mail: mucinoelizabeth@gmail.com

Recibido: 31 de mayo de 2017.**Aceptado:** 10 de noviembre de 2017.Muciño-Márquez R. E., A. Aguirre-León y M. G. Figueroa-Torres. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica* 27 (3): 281-291.

RESUMEN

Antecedentes. Uno de los problemas más severos en los sistemas costeros es la eutrofización, proceso de origen antrópico que genera principalmente el aumento de las concentraciones de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en cuerpos de agua. En México, el índice más utilizado para determinar el estado trófico de sistemas costeros y marinos es el TRIX.**Objetivos.** Evaluar el estado trófico de los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE) por medio del índice TRIX. **Métodos.** Se realizó un muestreo en cada sistema fluvio-lagunar en diez sitios, en diferentes meses, entre los años 2005 y 2014, por medio del cual se recolectaron muestras de agua para medir algunas variables físicas (oxígeno disuelto) y químicas (componentes nitrogenados y fósforo reactivo), así como clorofila *a*, tanto en la superficie como en medio fondo. Se midió la transparencia del agua y la profundidad de los sitios. Se utilizó el índice TRIX para analizar el estado trófico de los sistemas. **Resultados.** Los sistemas fluvio-lagunares PA y PE se caracterizaron como sistemas oligotróficos con tendencia mesotrófica. **Conclusiones.** Es necesario continuar con los monitoreos tanto de la calidad del agua de los sistemas Pom-Atasta y Palizada del Este como de las concentraciones de clorofila *a* para establecer tendencias estacionales o anuales del estado trófico en que se encuentran estos sistemas.**Palabras clave:** Calidad del agua, golfo de México, índice trófico, sistemas fluvio-lagunares.

ABSTRACT

Background. One of the most severe problems in coastal systems is eutrophication. It is a process of anthropic origin that mainly increases the concentrations of nitrogen, organic matter, and/or phosphorus in bodies of water. The trophic index most used in Mexico to determine the state of coastal or marine systems is the TRIX index. **Goals.** To evaluate the trophic state of the Pom-Atasta (PA) and Palizada del Este fluvial-lagoon systems through the TRIX index. **Methods.** During different months from 2005 to 2014, water samples were collected at ten sampling sites for each fluvial-lagoon system to evaluate a number of physical variables (dissolved oxygen), chemicals (nitrogenous components and reactive phosphorus), and chlorophyll *a*, both on the surface and at middle depths. The TRIX index was used to analyze the trophic state of the systems. **Results.** The PA and PE systems were characterized as oligotrophic systems with mesotrophic tendency. **Conclusions.** We recommend that the water quality and the magnitude of chlorophyll *a* at the Pom-Atasta and Palizada del Este systems continue to be monitored in order to establish seasonal or annual trends of the trophic state of these systems.**Key words:** Gulf of Mexico, fluvial-lagoon systems, trophic index, water quality.

INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más severos en los sistemas costeros es la eutrofización. Este proceso de origen antrópico genera, principalmente, el aumento de las concentraciones de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en los cuerpos de agua (Hallegraeff, 1993; Herrera-Silveira *et al.*, 2011). El resultado de dicho incremento son cambios en la composición específica y abundancia de las comunidades fitoplanctónicas que habitan tales cuerpos (Andersen *et al.*, 2006; Ortega-Murillo *et al.*, 2010).

Para estimar el estado trófico o la calidad del agua de un ecosistema se han utilizado indicadores como la concentración de oxígeno disuelto (Justic, 1991; Viaroli & Christian, 2003), el nitrógeno total (NT), el fósforo total (PT) (Karydis *et al.*, 1996; Ignatides *et al.*, 1992), la clorofila *a* (Carlson, 1977; Contreras-Espinoza *et al.*, 1996) y la productividad primaria (Nixon, 1995). Estos indicadores han sido considerados en el diseño de diferentes índices tróficos, como el TRIX (índice del Estado Trófico) (Vollenweider *et al.*, 1998); el AZCI (Arid Zone Coastal Water Quality Index), también conocido como ICAC (índice de calidad ambiental costero) (Mendoza-Salgado, 2005), y el TWQI (índice de calidad del agua) (Giordani *et al.*, 2009). Estos índices son herramientas que proporcionan información sinóptica sobre el estado trófico de los ecosistemas, lo cual permite generar criterios ecológicos para definir acciones de gestión y conservación de estos ambientes (Pinilla *et al.*, 2010).

En México, los estudios para determinar el estado trófico de sistemas costeros son escasos; la mayoría describe únicamente la distribución de la concentración de nutrientes y sólo algunos usan índices para determinar este estado (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; López-Cortés *et al.*, 2003; Aranda-Cirerol, 2004; Ayala-Rodríguez, 2008; De la Lanza Espino *et al.*, 2008; Escobedo-Urías, 2010). El índice trófico más utilizado en México para ecosistemas costeros y marinos es el TRIX, el cual incluye variables de presión como nutrientes, oxígeno disuelto y *Cl a*, esta última como un indicador de biomasa fitoplanctónica (Vollenweider *et al.*, 1998; Giovanardi & Vollenweider, 2004; Escobedo-Urías, 2010).

Actualmente, no se cuenta con estudios sobre el estado trófico de los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este (Herrera-Silveira *et al.*, 2011). El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado trófico de ambos sistemas utilizando el índice TRIX.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El sistema Pom Atasta se encuentra en la porción occidental de la Laguna de Términos, entre los 18°30' y 18°35' N y los 91°50' y 92°20' O. Su ubicación geográfica queda comprendida dentro de la llanura costera del sur del golfo de México, formada por los ríos Grijalva y Usumacinta (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1982). Este sistema, cuya superficie aproximada es de 190 km², presenta un gradiente estuarino con un intervalo de salinidad de 0 a 28 que varía según la época climática (Aguirre-León & Díaz-Ruiz, 2000). La temperatura del agua oscila entre 25.6 y 32.6 °C, con una transparencia de 20 a 83.3% y una profundidad de 1.2 a 3.5 m. El oxígeno disuelto presenta variaciones amplias, desde 4.2 hasta 8.2 mg·L⁻¹ (Ramos-Miranda *et al.*, 2006; Aguirre-León *et al.*, 2010).

El sistema Palizada del Este se localiza en la porción suroeste de la Laguna de Términos, entre los 18°29'13" y 18°29'04" N y los 91°44'36" y 91°51'31" O (Figs. 1a-c). Su superficie aproximada es de 89 km² y presenta un intervalo de salinidad promedio de 0 a 8, con una tempe-

ratura del agua de 22 a 31 °C, una transparencia de 48 a 66% y una profundidad de 0.8 a 3.0 m. La concentración de oxígeno disuelto es de 1.18 a 9.12 mg·L⁻¹. En su cuenca drenan cuatro ríos perennes (Ayala-Pérez, 2006).

Toma de muestras. Se eligieron diez sitios de muestreo para cada sistema fluvio-lagunar (Figs. 1b-c). Para la selección de cada sitio se consideró su ubicación (en las entradas de agua continental por diferentes aportes de ríos y arroyos), la entrada de agua marina y la mezcla de estas aguas al interior de dichos sistemas, así como el tipo de sedimento, la vegetación acuática, el gradiente fisicoquímico y la conexión con la Laguna de Términos (Figs. 1b-c). Se recolectaron muestras de agua en 2005 (octubre), 2006 y 2007 (febrero y octubre), 2008 (abril y noviembre), 2009 (marzo), 2011 (febrero y octubre), 2012 (febrero), 2013 (febrero y septiembre) y 2014 (febrero), utilizando una botella Van Dorn (muestreador horizontal con una capacidad para 2.2 L), tanto en superficie como a medio fondo; se midió la concentración de oxígeno disuelto mediante un termohalino-conductivímetro modelo YSI 85, y se evaluaron los componentes nitrogenados y el fósforo reactivo. Se midió la transparencia del agua y la profundidad del sitio con un disco de Secchi (30 cm de diámetro), que fue marcado cada 10 cm. En el laboratorio se determinaron las concentraciones de los componentes nitrogenados, fósforo reactivo y clorofila *a*.

Análisis de nutrientes y clorofila *a*. Para determinar la clorofila *a* se siguió la técnica de Parsons *et al.* (1992), filtrando 250 mL de agua de cada sitio de muestreo con filtros de fibra de vidrio GF-F Whatman, los cuales se congelaron a -20 °C para su posterior análisis. Para la cuantificación de sales nutritivas se utilizó un espectrofotómetro HACH Odyssey DR-2500 y kits de prueba para fósforo reactivo (Método 8178), nitratos (Método 10019), nitratos (Método 8171) y amonio (Método 8155) (Water Analysis Handbook, 2015).

Índice del estado trófico (TRIX). Para la estimación del estado trófico de los sistemas PA y PE se utilizó el índice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) con la finalidad de analizar su condición ambiental y estimar el grado de deterioro en que se encontraban dichos sistemas durante el periodo de estudio. Este índice combina logaritmos de cuatro variables: *Cl a*, NID (NO₂+NO₃+NH₄), PT (fósforo total) y el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto.

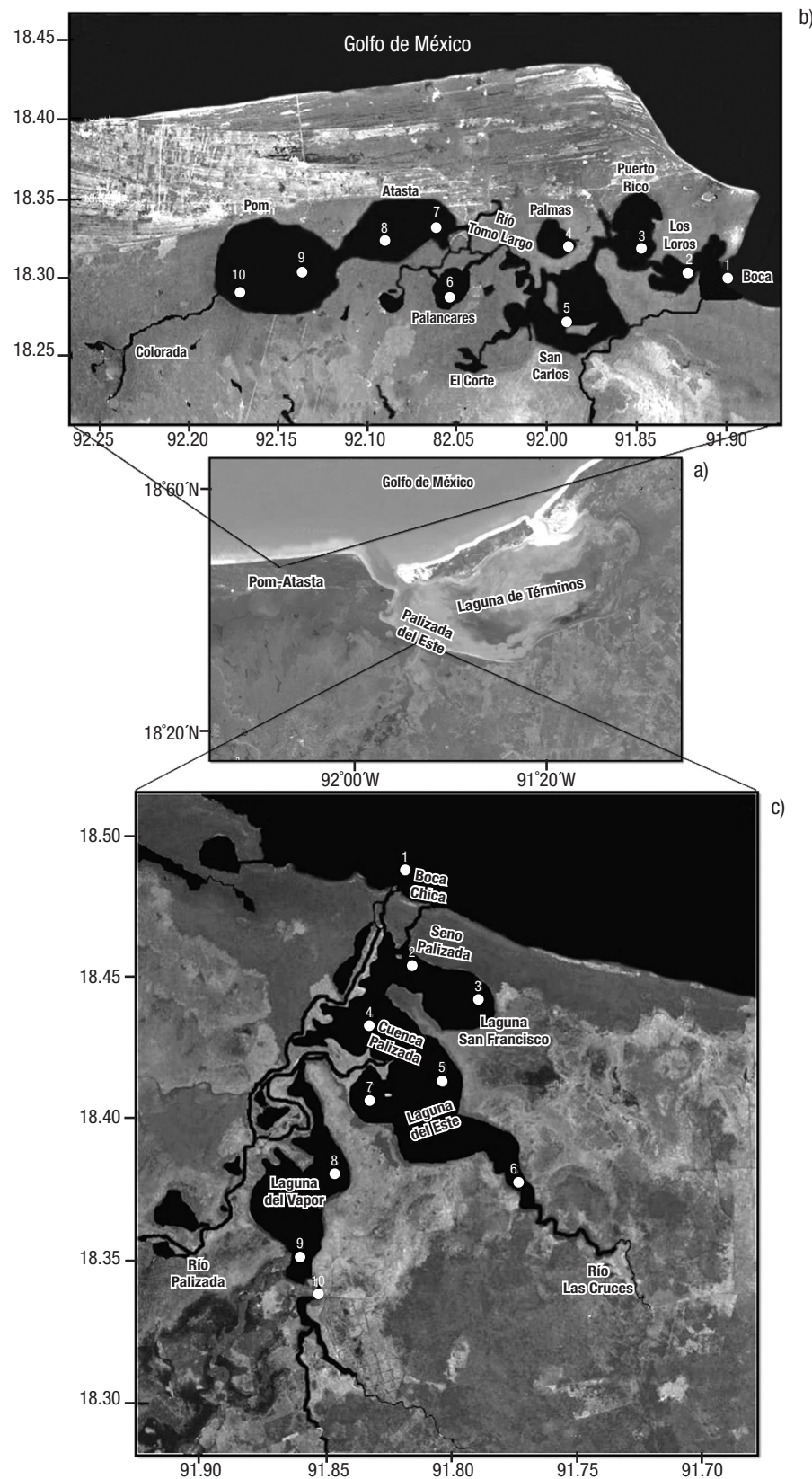
La fórmula del índice TRIX es:

$$\text{TRIX} = (\log_{10} (\text{Cl } a \times \text{aD}\%0 \times \text{NID} \times \text{PT}) + k) / m$$

Donde cada uno de los cuatro componentes representa un estado trófico variable, e incluye los siguientes factores:

- Factores que son expresión directa de la productividad:
 $\text{Cl } a$ = concentración de clorofila *a*, en µg·L⁻¹
 $\text{aD}\%0$ = valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, esto es, $100 - \%OD$.
- Factores nutricionales:
 NID = nitrógeno inorgánico disuelto, en µg·L⁻¹
 PT = concentraciones de fósforo, en µg·L⁻¹.

Las constantes $k = 1.5$ y $m = 12/10 = 1.2$ son valores de escala introducidos para ajustar el valor límite más bajo del índice y la extensión de la escala trófica relacionada; es decir, el índice TRIX tiene valores entre 0 y 10 y cubre cuatro estados tróficos y de la calidad del agua: alta, buena, pobre y mala (Tabla 1) (Vollenweider *et al.*, 1998; Penna *et al.*, 2004; Salas *et al.*, 2008; Barraza-Guardado *et al.*, 2014).



Figuras 1a-c. Localización geográfica de los sistemas fluvio-lagunares en el sur del golfo de México, en las inmediaciones de la Laguna de Términos, Campeche, México. b) Laguna Pom Atasta (PA). c) Laguna Palizada del Este (PE).

Tabla 1. Nivel trófico y calidad del agua asociado con el índice TRIX.

Escala TRIX	Nivel de estado trófico	Estado de la calidad del agua	Características del agua
0-4	Oligotrófico	Alta	Aguas poco productivas, nivel trófico bajo
4-5	Mesotrófico	Buena	Agua moderadamente productiva, nivel trófico medio
5-6	Eutrófico	Mala	Agua entre moderada y altamente productiva, nivel trófico alto
6-10	Hipertrófico	Pobre	Agua altamente productiva, nivel trófico más alto

Análisis estadístico. Para estimar diferencias estadísticas entre los diferentes sitios, los dos niveles de profundidad, los diferentes meses y años, y entre ambos sistemas, se utilizó el análisis de varianza no paramétrico de Mann-Whitney (Bland & Altman, 1994) mediante el programa STATISTICA 9.

RESULTADOS

Profundidad y transparencia. En el sistema PA la profundidad promedio durante el periodo de estudio fue de 2.04 ± 0.4 m, y la máxima, de 3.5 m en octubre de 2006 en el sitio 8, y la mínima, de 1.25 m en febrero de 2007 en el sitio 1 (Fig. 2a). Los sitios 8 a 10 son los más profundos en octubre, y los menos profundos abarcan los sitios 1 a 6 en febrero. En PE, la profundidad promedio fue de 2.0 ± 0.3 m; en el sitio 9 en octubre de 2008 se reporta la profundidad máxima de 3 m y la mínima de 0.3 m en el sitio 1 en febrero de 2007 (Fig. 2a). En febrero, marzo y abril los sitios 3 a 5 fueron los más profundos en ambos sistemas. En septiembre, octubre y noviembre los sitios más profundos fueron 7 a 10. La profundidad no mostró diferencias significativas entre sitios, meses, años ni sistemas ($p > 0.05$).

En el sistema PA la transparencia del agua, medida como la profundidad de desaparición del disco de Secchi, presentó un promedio de 0.75 ± 0.3 m. El valor máximo fue de 2.16 m en el sitio 9, y el mínimo, de 0.2 m en el sitio 1 en abril de 2008 (Fig. 2a). El sistema PE presenta un promedio de 1.0 ± 0.23 m. El valor máximo de 1.3 m se alcanzó en octubre de 2005 en el sitio 8 y en el sitio 9 en 2011, y el mínimo de 0.1 m en el sitio 1 en octubre de 2005 (Fig. 2a). Se observó que los sitios 1 a 6 fueron los más turbios en ambos sistemas; sin embargo, en PE todos los sitios fueron turbios en octubre de 2007. La transparencia no mostró diferencias significativas entre sitios, meses, años ni sistemas ($p > 0.05$).

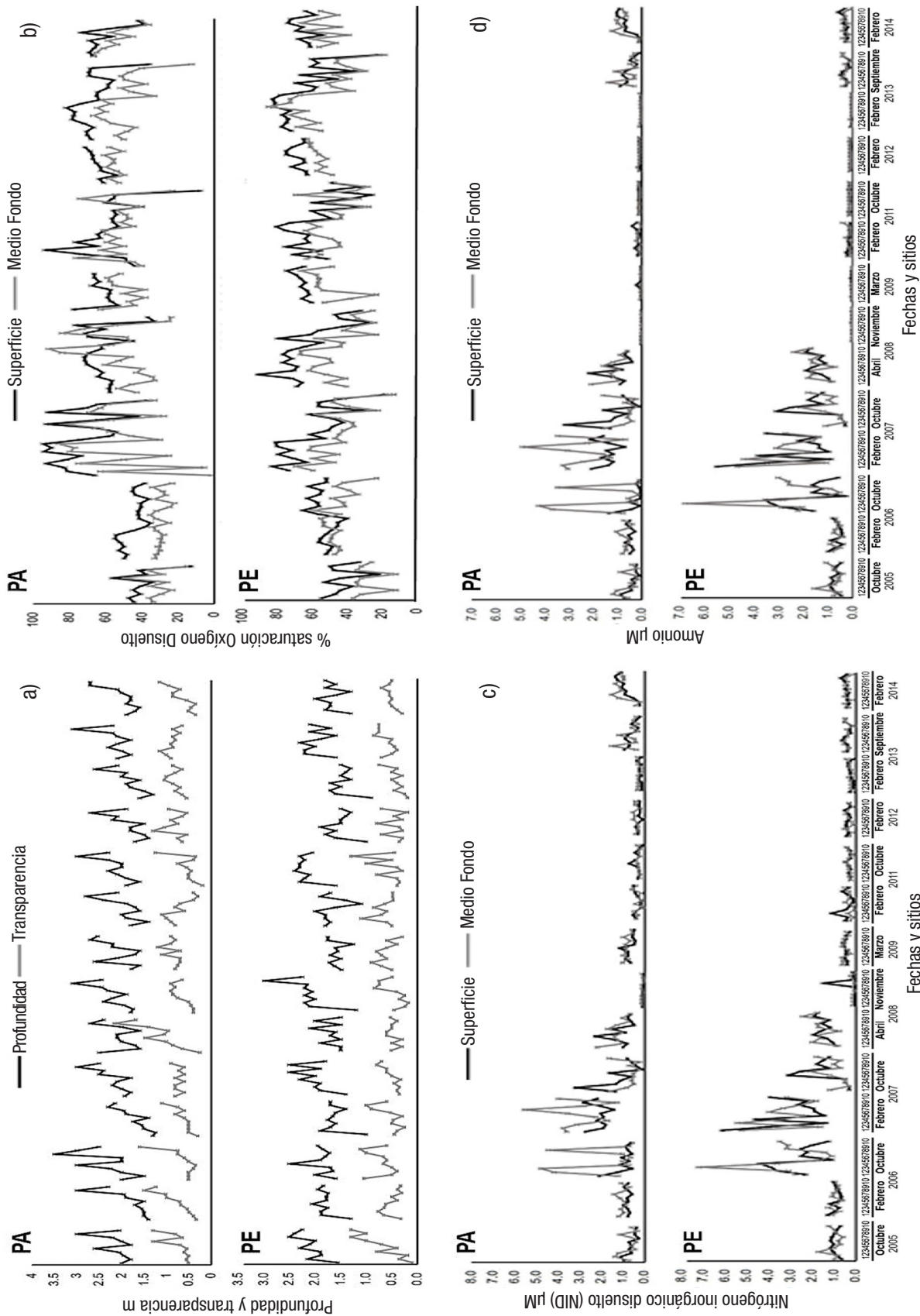
Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. En el sistema PA el porcentaje de saturación de oxígeno durante el periodo de estudio (2005-2014) fue de $93 \pm 1.5\%$. En febrero de 2011 se registró el máximo valor (93%) en la estación 5 en superficie, y en enero de 2007 el mínimo (1.5%) en la estación 1 en medio fondo (Fig. 2b). En el sistema PE el porcentaje de saturación de oxígeno fue de $91 \pm 1.1\%$. En abril de 2008 se reportó el máximo valor (93%) en la estación 4 en superficie, y en octubre de 2005 el mínimo (1.1%) en las estaciones 3 y 7 a medio fondo (Fig. 2b). Las concentraciones de oxígeno no mostraron diferencias significativas entre sitios, meses, años ni sistemas ($p > 0.05$), pero sí entre las dos profundidades ($p < 0.05$), lo cual significa degradación de materia orgánica en las zonas más cercanas al sedimento. En ambos sistemas se registraron las concentraciones mínimas en medio fondo, hasta llegar a valores que indicaron un proceso de hipoxia ($< 2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ O}_2$).

Nitrógeno inorgánico disuelto (NID). En los sistemas PA y PE, en octubre de 2006 y febrero de 2007 fueron registradas las máximas concentraciones (4 a $7 \mu\text{M}$) en medio fondo. En PA el valor promedio fue de $0.9 \pm 0.3 \mu\text{M}$ entre 2005 y 2014. En febrero de 2007 se registró el máximo valor ($5.6 \mu\text{M}$) en la estación 7 en medio fondo, y en noviembre de 2008 se registraron los valores mínimos ($0.1 \mu\text{M}$) en todas las estaciones en ambos niveles (Fig. 2c). En PE el promedio de NID fue de $1.3 \pm 0.4 \mu\text{M}$. En octubre de 2006 se registró el máximo valor ($7.2 \mu\text{M}$) en la estación 3 en medio fondo, y en noviembre de 2008 se registraron los mínimos ($0.1 \mu\text{M}$) en todas las estaciones en medio fondo. Del 2008 al 2014, se registraron valores mínimos (0.1 a $1.2 \mu\text{M}$) en la columna de agua, siendo similares en ambos sistemas (Fig. 2c). El NID no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$) entre sitios, estratos, meses, años ni sistemas.

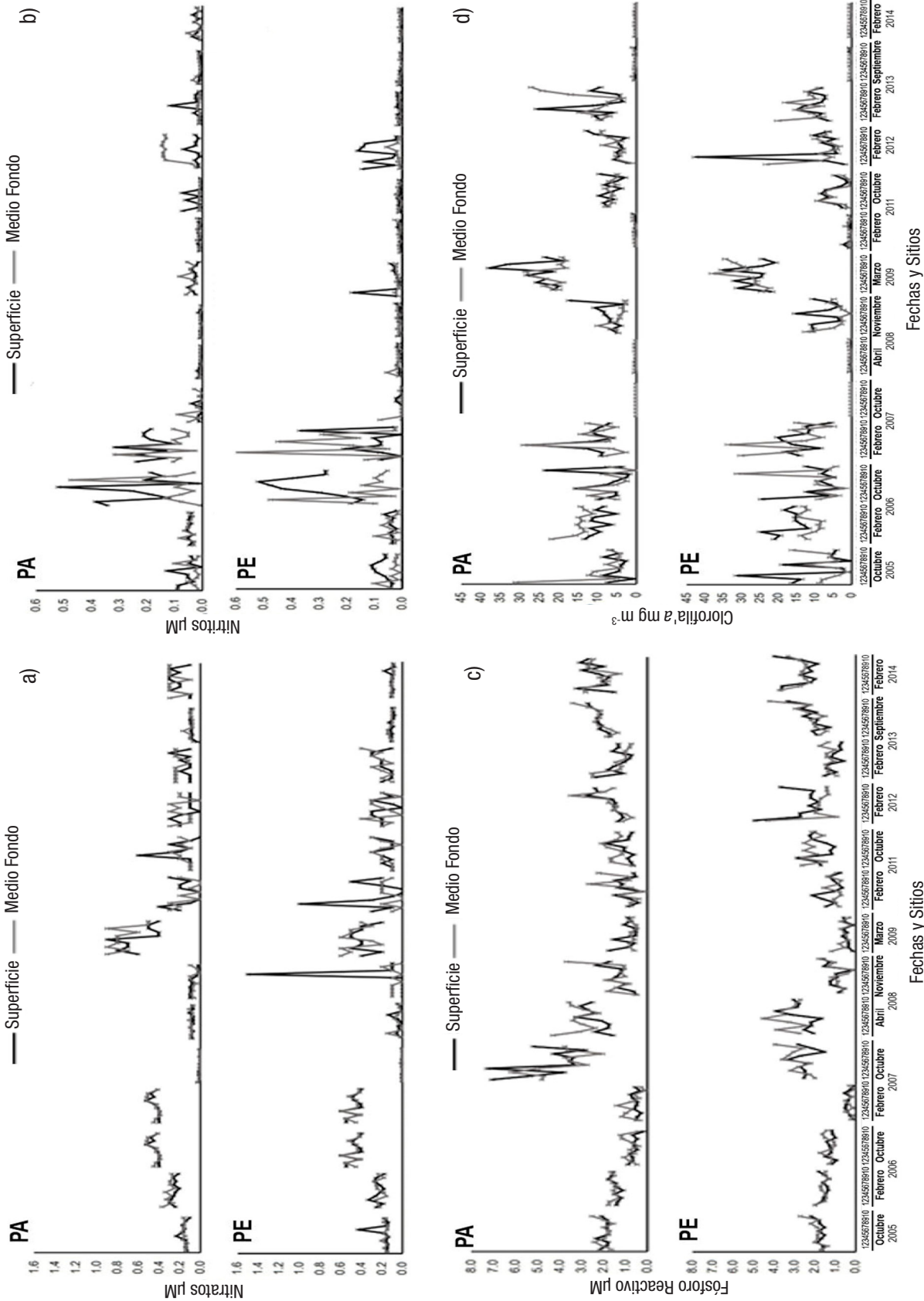
Componentes del NID. Durante el periodo de estudio en ambos sistemas, se observó que el amonio fue el que más contribuyó, al aportar el 56 a 98% (Tabla 2); los mayores valores (6.8 a $1.1 \mu\text{M}$) de este nutriente se registraron en octubre de 2006 y febrero y octubre de 2007. No obstante, los valores máximos, sólo se encontraron en medio fondo. En PA el máximo valor ($4.9 \mu\text{M}$) se registró en febrero de 2007 en la estación 7 (Fig. 2d). En PE el máximo valor ($6.8 \mu\text{M}$) se registró en octubre de 2006 en la estación 3 (Fig. 2d). Los mínimos valores (0.1 a $1.2 \mu\text{M}$) en la columna de agua en ambos sistemas fueron similares de noviembre de 2008 a febrero de 2013 (Fig. 2d). El análisis estadístico no indicó diferencias significativas entre sitios, estratos, meses, años ni sistemas ($p > 0.05$).

Otro componente del NID fue el nitrato. En PA y PE las máximas aportaciones fueron del 71 a 91% en noviembre de 2008, marzo de 2009 y febrero de 2013 (Tabla 2). En marzo de 2009 se registraron los máximos valores (0.4 a $0.9 \mu\text{M}$) para todos los sitios de PA (Fig. 3a). En PE en noviembre de 2008 se registró el máximo valor ($1.5 \mu\text{M}$) para la estación 7 en superficie (Fig. 3a). En octubre de 2007 no se detectó este nutriente en ambos sistemas. El análisis estadístico no indicó diferencias significativas entre sitios, estratos, meses, años ni sistemas ($p > 0.05$).

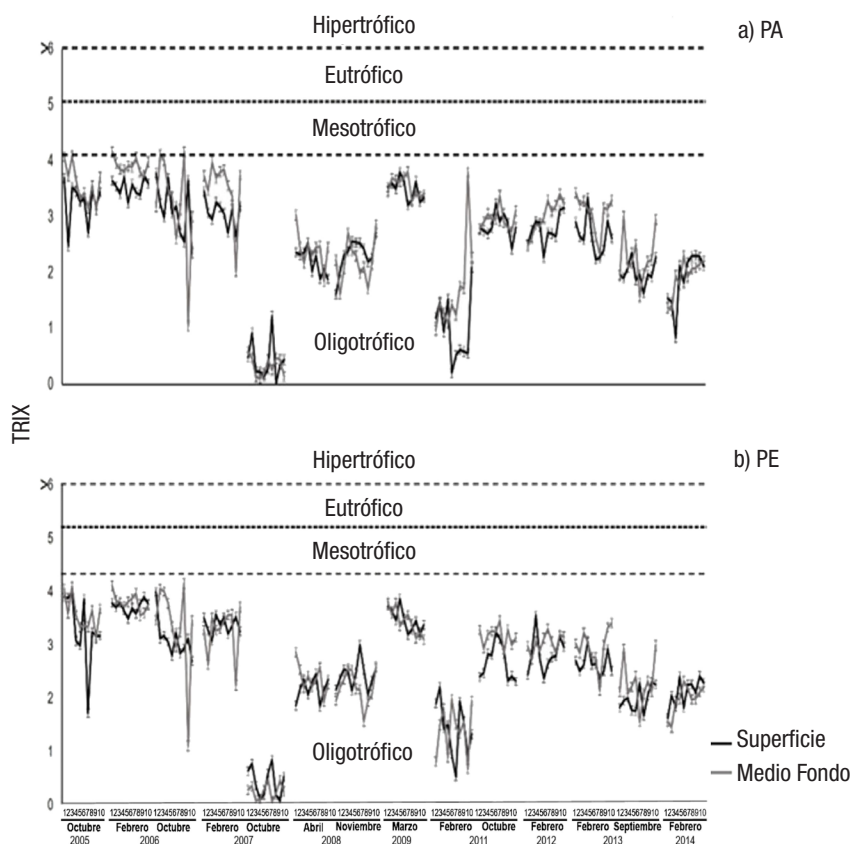
El tercer componente del NID, el nitrito, presentó concentraciones constantes y bajas con respecto al nitrato y amonio (Tabla 2). En ambos sistemas los mayores valores (0.3 a $0.6 \mu\text{M}$) de este nutriente se registraron en octubre de 2006 y febrero de 2007. En PA el máximo valor ($0.5 \mu\text{M}$) se registró en octubre de 2006, en el sitio 8 en ambos estratos (Fig. 3b). En PE se registró el máximo valor ($0.6 \mu\text{M}$) en la estación 3 en medio fondo (Fig. 3b). Este nutriente no se detectó en PE en abril y noviembre de 2008 y en PA en 2011, 2013 y 2014 (Fig. 3b). El análisis estadístico no indicó diferencias significativas entre sitios, estratos, meses, años ni sistemas ($p > 0.05$).



Figuras 2a-d. Variación de parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en los sitios de muestreo de los sistemas lagunares de Campeche, México, Laguna Pom-Atasta (PA) y Laguna Palizada del Este (PE), de 2005 a 2014. a) Profundidad y transparencia del agua. b) Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. c) Concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID). d) Concentración de amonio.



Figuras 3a-d). Variación de parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en los sitios de muestreo de los sistemas lagunares de Campeche, México, Laguna Pom-Atasta (PA) y Laguna Palizada del Este (PE), de 2005 a 2014. a) Concentración de nitratos. b) Concentración de nitritos. c) Concentración de fósforo reactivo. d) Concentración de clorofila *a*.



Figuras 4a-b. Variación mensual del índice del estado trófico TRIx en la columna de agua de los sistemas fluvio-lagunares de Campeche, México, de 2005 a 2014. a) Laguna Pom-Atasta (PA). b) Laguna Palizada del Este (PE).

Tabla 2. Porcentaje total de las formas nitrogenadas (nitritos (NO_2), nitratos (NO_3) y amonio (NH_4) de los años 2005 a 2014 en los sistemas Pom-Atasta (PA) y Palizada del Este (PE) de Campeche, México.

Profundidad / Fecha	Nitritos				Nitratos				Amonio			
	S		F		S		F		S		F	
	PA	PE	PA	PE	PA	PE	PA	PE	PA	PE	PA	PE
Octubre 2005	9	8	4	4	29	19	27	18	62	73	68	78
Febrero 2006	6	4	5	4	33	27	30	25	61	69	66	71
Octubre 2006	24	16	7	5	52	21	43	20	23	63	50	75
Febrero 2007	10	4	4	5	22	19	17	17	69	77	79	78
Octubre 2007	1	0,2	3	1	1	0,6	1	1	98	99	96	98
Abril 2008	1	1	1	1	10	3	8	2	90	96	91	96
Noviembre 2008	9	43	10	22	79	36	79	56	12	22	11	22
Marzo 2009	5	9	6	4	89	86	91	92	6	4	3	3
Febrero 2011	4	3	10	7	34	49	33	35	62	48	56	59
Octubre 2011	9	4	4	4	44	52	55	51	47	44	41	45
Febrero 2012	11	24	31	7	50	50	42	51	39	27	26	42
Febrero 2013	13	7	5	5	71	82	80	83	15	11	15	12
Septiembre 2013	2	1	2	2	19	29	20	32	79	69	78	66
Febrero 2014	3	1	2	2	30	26	31	33	63	73	67	64

S = Superficie, F = Medio fondo.

Fósforo Reactivo: De este nutriente se observaron pulsos evidentes en ambos sistemas. En PA se registraron en octubre de 2007 para las estaciones 1 y 4 ($7.1 \mu\text{M}$). En el mismo mes, pero de 2006, se obtuvieron mínimos valores en todos los sitios a nivel superficie (Fig. 3c). En PE los pulsos se registraron en octubre de 2007 para las estaciones 1 y 4 ($7.1 \mu\text{M}$) en superficie y en febrero de 2012 para la estación 1 ($5 \mu\text{M}$) en superficie y ($4.3 \mu\text{M}$) para medio fondo (Fig. 3c). Las concentraciones de fósforo reactivo no mostraron diferencias significativas entre sitios, estratos, meses, años y ni sistemas ($p > 0.05$).

Clorofila *a*: En el sistema PA se registró el valor más alto en febrero de 2012, con $43 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en la estación 3 en superficie (Fig. 3d). En PE el máximo valor se registró en marzo de 2009 en la estación 7, con $37.9 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en superficie (Fig. 3d). En ambos sistemas fueron registradas concentraciones bajas de $0.1 - 2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en octubre de 2008, abril de 2009, febrero de 2011, septiembre de 2013 y febrero de 2014 (Fig. 3d). Las concentraciones de clorofila *a* mostraron diferencias significativas entre sitios, estratos, años y sistemas ($p > 0.05$).

Índice TRIX: Los valores obtenidos mediante este índice (0. a 3.9) en ambos sistemas permitieron clasificarlos como oligotróficos (Fig. 4). Sin embargo, se observó que en octubre de 2005, febrero y octubre de 2006 y febrero de 2007, valores de 4, tendieron a un estado mesotrófico en ambos niveles (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Con base en la aplicación del índice trófico TRIX en los sistemas fluvio-deltáicos Pom-Atasta y Palizada del Este, se determinó que ambos se caracterizaron como oligotróficos con tendencia a ser mesotróficos, dado el estado trófico en el que se encontraron durante el periodo de estudio. El estado oligotrófico corresponde a una baja productividad en biomasa fitoplanctónica, poca concentración de nutrientes y alta transparencia del agua (Glibert & Burkholder, 2006). Al respecto, Herrera-Silveira *et al.* (2011) estimaron el estado trófico de Pom-Atasta, indicaron que tiende a ser meso-eutrófico debido a que presenta altas concentraciones de nutrientes, principalmente fósforo; sin embargo, los autores utilizaron datos de otros trabajos para evaluar el estado trófico de este sistema y no mencionan fechas ni temporadas de análisis, por lo cual sus resultados no son del todo comparables con los del presente estudio.

De acuerdo con los valores de nutrientes obtenidos en los sistemas PA y PE ambos quedan incluidos en el intervalo establecido en los criterios ecológicos de calidad del agua de la norma CE-CCA-001/89. Esta norma establece tales criterio con base en las concentraciones de nutrientes permitidas en los cuerpos de agua aptos para ser utilizados como fuente de abastecimiento de agua potable, para riego agrícola, acuicultura, o la protección de la vida acuática (SEDUE, 1989). Al respecto, Ruiz-Marín *et al.* (2009) reportaron que en Pom-Atasta hay niveles de fósforo mayores ($2.0-3.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), que no son considerados seguros para el ambiente. Además, detectaron concentraciones altas de coliformes fecales ($1.3-26.0 \text{ MPN } 100 \text{ m}$) originadas por las aguas residuales urbanas que se descargan, sin tratamiento, hacia dicho sistema. En el río Palizada y en los jagüeyes se han detectado descargas de aguas residuales urbanas, y reporando concentraciones altas de coliformes fecales ($2-2400 \text{ MPN } 100 \text{ LJ}$), por lo que sus aguas no son aptas para consumo humano, ni para actividades como la natación y la pesca (Mendoza-Vega *et al.*, 2015). De acuerdo con el criterio de Crites

y Tchobanoglous (2001), los valores bajos en las relaciones nitrógeno y fósforo encontradas en este estudio, son indicadores de entrada de aguas residuales urbanas al cuerpo acuático, como están sujetos los sistemas PA y PE (Ruiz-Marín *et al.*, 2009; Mendoza-Vega *et al.*, 2015). La presencia de aguas residuales urbanas genera menores niveles de oxígeno por acción bacteriana a causa de 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), como lo encontrado en los sistemas estudiados, los cuales, en ciertos meses, tuvieron valores menores a $2 \mu\text{M}$ de los compuestos nitrogenados y del fósforo reactivo. Los valores promedio observados de nitrito, nitrato y amonio registrados en diferentes meses del año en PA y PE son inferiores a los reportados por Contreras-Espinoza *et al.* (1996), Herrera-Silveira *et al.* (2002) y Ramos-Miranda *et al.* (2006) en lagunas costeras del sur del golfo de México. Estos autores mencionan que hay una entrada importante de compuestos nitrogenados de origen antropogénico. Los valores de nutrientes registrados de este trabajo son similares a los reportados en otros estudios para la Laguna de Términos (Yáñez-Arancibia & Day, 2005; Ramos-Miranda *et al.*, 2006; Poot-Delgado, 2016).

La concentración de oxígeno disuelto queda incluida en el intervalo permitido por los criterios de la NOM-001-ECOL-1996; sin embargo, en PA y PE se registraron valores que indican un proceso de hipoxia ($< 2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$) (Drabrowski *et al.*, 2004). No obstante, la saturación de oxígeno sugiere una alta actividad de los productores primarios en la columna de agua que provoca cambios en la calidad de ésta (Justic, 1991; López-Cortés *et al.*, 2003), relacionados con los florecimientos fitoplanctónicos (Martínez-López *et al.*, 2006; Hakspiel-Segura, 2009; De la Lanza Espino *et al.*, 2008; Escobedo-Urías, 2010). Esta podría ser una de las causas de los altos valores de oxígeno disuelto, ya que se estimaron altas concentraciones de clorofila *a* ($43 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) en los sistemas PA y PE.

La clorofila *a* permite determinar la cantidad total de biomasa fitoplanctónica presente en un momento dado, lo cual refleja la calidad determinada de agua; además, es empleada como un indicador del estado trófico de un ecosistema acuático. Asimismo, la concentración de clorofila *a* es un indicativo confiable para la cuantificación y el seguimiento de las variaciones de dicha biomasa, que permite determinar la calidad del agua y la salud del ecosistema (Contreras *et al.*, 1994; De la Lanza Espino *et al.*, 2008). De acuerdo con el intervalo establecido por los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89 y las concentraciones de clorofila *a* observadas en sistemas costeros del golfo de México (EPA, 1999), los valores observados en PA y PE durante el periodo de estudio no tienden a ser altos, como los reportados en zonas eutróficas (EPA, 1999; Herrera-Silveira *et al.*, 2011). En este sentido, Barreiro-Güemes & Aguirre-León (1999) reportaron para PA concentraciones que variaron de 10 a $26.4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ a lo largo del año.

La respuesta de los ecosistemas al enriquecimiento por nutrientes es un proceso continuo más que una condición estática o estado trófico (Cloern, 2001; Smayda, 2005; Glibert & Burkholder, 2006). Los resultados presentados en este estudio representan un nivel de avance; no obstante, es necesario seguir desarrollando estudios de largo plazo con la finalidad de observar los cambios en la variabilidad de las condiciones espaciales y temporales de los factores que determinan el estado trófico como el de los sistemas PA y PE en particular, considerando lo sugerido por Coelho *et al.* (2007).

Por otra parte, la alta variabilidad espacial y temporal de los parámetros analizados en ambos sistemas indican la importancia de desarrollar valores de referencia específicos como indicadores de eutrofización para cada tipo de ecosistema, considerando sus tendencias en escalas de tiempo para periodos de al menos 10 años, por lo que la normativa en materia de calidad del agua costera en México podría ser revisada y adecuada. Se sugiere que sea a nivel de los estados tróficos en los sistemas costeros donde se desarrollen los criterios específicos. Este criterio es una estrategia aplicada en Estados Unidos y en la Unión Europea (EEA, 2001; Herrera-Silveira *et al.*, 2002; Cervantes-Martínez *et al.*, 2015), por lo que, si se utilizaran los criterios de la EEA (2001), el estado trófico de los sistemas PA y PE correspondería a una calidad de agua pobre en producción primaria.

En este estudio sólo se utilizó el índice TRIX; sin embargo, es indispensable utilizar otros índices tróficos que incluyan variables diferentes a las consideradas, como la transparencia, el pH, la salinidad o la composición fitoplanctónica. Al respecto, en PA y PE se ha reportado la presencia de *Pseudanabaena catenata* Lauterborn, *P. limnetica* (Lemmertmann) Komárek, *Anabaenopsis circularis* (G.S.West) Woloszyńska *et al.*, *A. elenkinii* Miller, *Aphanizomenon cf. ovalisporum* Forti, *A. schindleri* Kling, Findlay *et al.* Komárek, *Dolichospermum circinalis* (Rabenhorst ex Bornet *et al.*) Wacklin, Hoffmann *et al.* Komárek, *Akashiwo sanguinea* (K.Hirasaka) G.Hansen *et al.* Moestrup, *Karenia cf. mikimotoi* (Miyake *et al.* Kominami ex Oda) Gert Hansen *et al.* Moestrup, *Pyrodictinium bahamense* var. *bahamense* Plate, *Prorocentrum mexicanum* Osorio-Tafall y *P. minimum* (Pavillard) J. Schiller (Poot-Delgado *et al.*, 2013, 2014, 2015a, b, 2016; Muciño-Márquez *et al.*, 2014, 2015), factor que puede afectar la condición trófica de estos sistemas.

Debido a que las zonas costeras presentan características complejas, éstas no pueden ser analizadas por unos cuantos parámetros o variables, por lo que el uso de algún índice sólo permite comprender de manera parcial el comportamiento trófico de los sistemas. Por lo tanto, este estudio no sólo representa un avance en el conocimiento ecológico de PA y PE, sino que aporta evidencia empírica que sugiere considerar otros índices y otras variables que tomen en cuenta las características intrínsecas de cada sistema para evaluar su comportamiento espacio-temporal y proponer métodos adecuados para su manejo (Pachés-Giner, 2010; Barraza-Guardado *et al.*, 2014; Cervantes-Martínez *et al.*, 2015). Las acciones para prevenir la eutrofización son, en última instancia, menos costosas que la rehabilitación y la restauración, ya que permiten prevenir los florecimientos algales nocivos (Wang *et al.*, 2016). Para la conservación de los ecosistemas y la gestión de los recursos se requieren conocimientos que ayuden a detectar tendencias. De igual importancia es comunicar ese conocimiento a los sectores involucrados, para que pueda utilizarse como línea base para la toma de decisiones (Pinilla *et al.*, 2010; Barraza-Guardado *et al.*, 2014; Cervantes-Martínez *et al.*, 2015).

Con base en los valores del índice TRIX y en los criterios ecológicos de la norma de calidad del agua CE-CCA-001/89, los sistemas PA y PE presentan un estado oligotrófico con tendencia a uno mesotrófico. Sin embargo, es necesario continuar con los estudios en estos sistemas con la finalidad de determinar una tendencia estacional o anual de su estado trófico, e incrementar los datos sobre los factores físicos y químicos, y de la biomasa del fitoplancton (clorofila *a*). Por lo tanto, es prioritario seguir monitoreando la calidad del agua de los sistemas costeros para generar bases de datos más completas, determinar las

concentraciones de nutrientes presentes en el sedimento para estimar su magnitud de almacenamiento y generar otros índices tróficos para prevenir la presencia de florecimientos algales nocivos (FAN).

AGRADECIMIENTOS

El primer autor agradece al CONACyT por la beca otorgada por medio del Doctorado en Ciencias Biológicas y de Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), así como el apoyo institucional de la UAM-Xochimilco, a través de los proyectos “Ecología y evaluación de comunidades de peces en sistemas costeros de Veracruz y Campeche, golfo de México y sistemas coralinos de Quintana Roo, Caribe Mexicano” y “Mareas rojas emergentes de México”.

REFERENCIAS

- AGUIRRE-CORDÓN, M. R., E. A. VANEGAS-CHACÓN & N. GARCÍA-ÁLVAREZ. 2016. Aplicación del Índice de Calidad del Agua (ICA). Caso de estudio: Lago de Izabal, Guatemala. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias* 25 (2): 39-43.
- AGUIRRE-LEÓN, A. & S. DÍAZ-RUIZ. 2000. Estructura poblacional, madurez gonádica y alimentación de *Eugerres plumieri* (Gerreidae) en sistema fluvio-deltáico Pom-Atasta, México. *Ciencias del Mar* 26 (2): 253-273.
- AGUIRRE-LEÓN, A., S. DÍAZ-RUIZ & A. RAMÍREZ-HUERTA. 2010. *Ecología de peces dominantes costeros tropicales*. Estudio para el sistema fluvio-deltáico Pom Atasta, Campeche. Serie Académicos No. 96. México: CBS, UAM-Xochimilco. 136 p.
- ALONSO-RODRÍGUEZ, R., F. PÁEZ-OSUNA & R. CORTÉS-ALTAMIRANO. 2000. Trophic Conditions and Stoichiometric Nutrient Balance in Subtropical Waters Influenced by Municipal Sewage Events in Mazatlan Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* 40 (4): 331-339. DOI: 10.1016/S0025-326X(99)00225-8
- ANDERSEN, J. H., L. SCHLÜTER & G. ÆRTEBJERG. 2006. Coastal eutrophication: Recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research* 28: 621-628. DOI: 10.1093/plankt/fbl001
- ARANDA-CIREROL, N. 2004. Eutrofización y calidad del agua de una zona costera tropical. Tesis de Doctorado. Universidad de Barcelona. Madrid, España. 230 p.
- 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 p.
- AYALA-RODRÍGUEZ, G. 2008. Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, La Paz, B.C.S., México. 149 p.
- BARRAZA-GUARDADO, R.H., L.R. MARTÍNEZ-CÓRDOVA, L.F. ENRÍQUEZ-OCAÑA, M. MARTÍNEZ-PORCHAS, A. MIRANDA-BAEZA & A. PORCHAS-CORNEJO. 2014. Efecto de efluentes de granjas camaronícolas sobre parámetros de la calidad del agua y del sedimento frente a la costa de Sonora, México. *Ciencias Marinas* 40 (4): 221-235. DOI: 10.7773/cm.v40i4.2424

- BARREIRO-GÜEMES, M. T. & A. AGUIRRE-LEÓN. 1999. Distribución espacio-temporal de la biomasa fitoplanctónica en el sistema Lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Revista de Biología Tropical* 47 (1): 27-35.
- BLAND, J. M. & D. G. ALTMAN. 1994. Statistics notes. Correlation, regression and repeated data. *BMJ* 308: 896. DOI: 10.1136/bmj.308.6933.896
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lake. *Limnology and Oceanography* 22 (2): 361-369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361
- CERVANTES-MARTÍNEZ, A., M. A. GUTIÉRREZ-AGUIRRE & T. ÁLVAREZ-LEGORRETA. 2015. Indicadores de calidad del agua en lagunas insulares costeras con influencia turística: Cozumel e Isla Mujeres, Quintana Roo, México. *Teoría y Praxis* 63: 60-83.
- CLOERN, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- COELHO, S., S. GAMITO & A. PÉREZ-RUZAFA. 2007. Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 218-231. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.07.017
- CONTRERAS-ESPINOZA, F., O. CASTAÑEDA-LÓPEZ, R. TORRES-ALVARADO & F. GUTIÉRREZ. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical* 44 (2): 417-425.
- CRITES, R. & G. TCHOBANOGLOUS. 2001. *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. Mc Graw Hill. Bogotá, Colombia, pp. 23-226.
- DE LA LANZA-ESPINO, G., J. ALCOCER-DURAND, J. L. MORENO-RUIZ & S. HERNÁNDEZ-PULIDO. 2008. Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica* 18 (1): 21-30.
- DRABROWSKI, K. L., K. L. GUZ, L. VERHAC & V. GABAUDAN. 2004. Effects of dietary ascorbic acid on oxygen stress (hypoxia o hyperoxia), growth and tissue vitamin concentrations in juvenile rainbow trout. *Aqua-culture* 233: 382-392.
- EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY). 2001. *Eutrophication in Europe's coastal waters*. Topic report No. 7, Copenhagen.
- EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 1999. Ecological Condition of Estuaries in the Gulf of Mexico. EPA 620-R-98-004. EE.UU. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Health and Environmental Effects. Research Laboratory, Gulf Ecology Division, Gulf Breeze, Florida.
- 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 p.
- GIORDANI, G., J.M. ZALDIVAR, & P. VIAROLI. 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status transitional waters ecosystems. *Ecological Indicators* 9: 982-991. DOI: 10.1016/j.ecolind.2008.11.007
- 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. *Journal of Limnology* 63 (2): 199-218. DOI: 10.4081/jlimnol.2004.199
- GLIBERT, P. M. & J. M. BURKHOLDER. 2006. The complex relationships between increasing fertilization of the Earth, coastal eutrophication, and HAB proliferation. In: Graneli, E., Turner, J. (Eds.). *The Ecology of Harmful Algae*. Springer-Verlag, New York, pp. 341-354.
- GUTIÉRREZ-ESTRADA, M., V.M. MALPICA-CRUZ & J. MARTÍNEZ-REYES. 1982. Geomorfología y sedimentos recientes del sistema Lagunar Pom-Atasta, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 9 (1): 89-100.
- HAKSPIEL-SEGURA, C. 2009. Variación estacional de la trama trófica microbiana en la laguna de Macapule, Sinaloa. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. La Paz, B.C.S. 189 p.
- HALLEGRAEFF, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycology* 32: 79-99. DOI: 10.2216/i0031-8884-32-2-79.1
- HERRERA-SILVEIRA, J. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): Investigación, Diagnóstico y Manejo. *Ecotrópicos* 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.). *Environment Problems in Coastal Regions IV*. Wit-Press, Southampton, Boston. Fourth International Conference on Environmental Problems in Coastal Regions. pp: 351-359.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., S. M. MORALES-OJEDA & T. O. CORTES-BALAN. 2011. *Eutrofización en los ecosistemas costeros del Golfo de México*. SEMARNAT-NOAA-GEF-UNIDO. 88 p.
- ICRAM (INSTITUTO CENTRALE PER LA RICERCA SCIENTIFICA E TECNOLOGICA APPLICATA AL MARE). 2000. Qualità Degli Ambienti Marini Costier italiani. 1996-1999. Valutazione Preliminare del Monitoraggio Realizzato in Cnvezione con le Rewgioni Costieri. Ministero dell' Ambiente. Servizio Difesa Mare, Italia.
- IGNATIDES, L., M. KARYDIS & P. VOUNATSOU. 1992. A possible method for evaluating oligotrophic and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin* 24 (5): 238-243. DOI: 10.1016/0025-326X(92)90561-J
- JUSTIC, D. 1991. A simple oxygen index for trophic state description. *Marine Pollution Bulletin* 22: 201-204. DOI: 10.1016/0025-326X(91)90471-4
- KARYDIS, M. & G. TSIRTSIS. 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. *Science of the Total Environment* 186: 209-219. DOI: 10.1016/0048-9697(96)05114-5
- LÓPEZ-CORTÉS, D., I. GÁRATE-LIZÁRRAGA, J. BUSTILLOS-GUZMÁN, R. ALONSO-RODRÍGUEZ & I. MURILLO-MURILLO. 2003. Variabilidad del estado trófico y la biomasa del fitoplancton de Bahía Concepción, Golfo de California (1997-1999). *Hidrobiológica* 13:195-206.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ A., D. ESCOBEDO-URÍAS, A.E. ULLOA-PÉREZ & C. BAND-SCHMIDT. 2006. Bloom of *Chattonella subsalsa* in an impacted coastal lagoon in the Gulf of California. *Harmful Algae News* 31(1): 4-5.
- MASTERS, G. & W. ELA. 2007. *Environmental Engineering and Science*. 3rd Edition. Prentice Hall. Arizona, USA. 350 p.

- MENDOZA-SALGADO, R.A., C.H. LECHUGA-DEVÉZE & A. ORTEGA-RUBIO. 2005. First approach of a method to assess water quality for arid climate bay in the Gulf of California. *Science of the Total Environment* 347: 208-216.
- MENDOZA-VEGA, Y., V. KÚ-QUEJ, L. POOL-NOVELO & E. AGUIRRE-CORTÉS. 2015. El impacto de prácticas agropecuarias en los recursos naturales del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche. El caso de Palizada y Sabancuy. 2015. In: Ramos-Miranda, J. & G. J. Villalobos-Zapata (Eds.). *Aspectos socio ambientales de la región de la laguna de Términos, Campeche*. Universidad Autónoma de Campeche. 210 p.
- 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 Biológica Colombiana* 19 (1): 63-84.
- 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.
- NIXON, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41: 199-219. DOI: 10.1080/00785236.1995.10422044
- ORTEGA-MURILLO, M. R., R. ALVARADO-VILLANUEVA, R. HERNÁNDEZ-MORALES & J. D. SÁNCHEZ-HEREDIA. 2010. Evolución trófica de un lago tropical hiosalino con base al fitoplancton. *Biológicas* 12 (2): 75-81
- 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 p.
- PARSONS, T. R., Y. MAITA, & C. M. LALLI. 1992. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press, New York, USA. 344 p.
- PENNA, N., S. CAPELLACCI & F. RICCI. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48: 321-326. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2003.08.007
- PINILLA G. A., J. DUARTE-COY & L. VEGA-MORA. 2010. Índice de estado limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del canal del dique, Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 15 (2): 169-188.
- POOT-DELGADO, C. A. 2016. Microalgas como indicadoras de la calidad del agua en los bancos ostrícolas de la Laguna de Términos, Golfo de México. Tesis de Doctorado en Ecología y Pesquería. Universidad Veracruzana. 163 p.
- 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., México.
- POOT-DELGADO, C. A., P. I. ROSADO-GARCÍA & Y. A. GUZMÁN-NOZ. 2014. Fitoplancton marino potencialmente nocivo en las aguas costeras de Campeche. In: 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. pp. 17-132.
- 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 Terminos Lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 50 (3): 465-477. DOI: 10.4067/S0718-19572015000400006
- 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.
- 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 p.
- RUÍZ-MARÍN, A., S. CAMPOS-GARCÍA, J. ZAVALA-LORÍA & Y. CANEDO-LÓPEZ. 2009. Hydrological aspects of the lagoons of Atasta and Pom, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10 (1): 63-74.
- SALAS, F., H. TEIXEIRA, C. MARCOS, J. C. MARQUÉS, & A. PÉREZ-RUZAFÁ. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). *ICES Journal of Marine Science* 65: 1442-1448. DOI: 10.1093/icesjms/fsn123
- 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, 7-23 p. <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/191/criterios.html> (consultado el 23 de enero 2017).
- SMAYDA, T. J. 2005. Eutrophication and phytoplankton. In: Wassmann. P. & K. Olli (Eds). *Drainage Basin Nutrient Inputs and Eutrophication: An Integrated Approach*. Norway. pp. 89-98.
- VOLLENWEIDER, R. A., F. GIOVANNARDI, G. MONTANARI, & A. RINALDI. 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalize water quality index. *Environmetrics* 9: 329-357. DOI: 10.1.1.473.7203&rep=rep1&type=pdf
- WANG, C., Z. WANG, P. WANG & S. ZHANG. 2016. Multiple effects of environmental factors on algal growth and nutrient thresholds for harmful algal blooms: Application of response surface methodology. *Environ Model Assess* 21: 247-259. DOI: 10.1007/s10666-015-9481-3
- WATER ANALYSIS HANDBOOK. 2015. HACH. Disponible en línea en: www.hach.com/water-analysishandbook-5th-edition (consultado el 10 de diciembre del 2015).
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. & J. W. DAY. 2005. Ecosystem functioning: the basis for sustainable management of Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. The Nature Conservancy Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island. 77 p.
- VIAROLI, P. & R. R. CHRISTIAN. 2003. Description of trophic status of and eutrophic coastal lagoon through potential oxygen production and consumption: defining hyperautotrophy and dystrophy. *Ecological Indicators* 3: 237-250. DOI: 10.1016/j.ecolind.2003.11.001