



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACÁDEMICA MAZATLÁN
(BIOLOGÍA MARINA)

CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA, NITRÓGENO, FÓSFORO Y
ARSÉNICO TOTAL EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE EL
ESTERO DE URÍAS, MAZATLÁN, SINALOA.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

JESÚS RAMÓN RENDÓN MARTÍNEZ

TUTOR:

DR. MARTÍN GABRIEL FRÍAS ESPERICUETA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

COMITÉ TUTOR:

DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE GEOFÍSICA, UNAM

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD
ACADÉMICA MAZATLÁN

DR. CARLOS RENE GREEN RUIZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD
ACADÉMICA MAZATLÁN

DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
POSGRADO EN CIENCIAS DELMAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, D. F. JUNIO 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Este trabajo se realizó por en el Laboratorio de Estudios Ambientales (LEA) de la Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa; el Laboratorio de Calidad de Agua del Centro Regional de Investigaciones Pesqueras, INAPESCA; el Laboratorio de Geomicrobiología y Sedimentología y el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Unidad Académica Mazatlán, UNAM, con apoyo de los proyectos PROMEP/103.5/13/9354 y del CONACYT INFRA 2012-01-188029.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por medio del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología (PCML) y el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán por permitirme lograr obtener un grado académico más al realizar mis estudios de maestría en sus instalaciones.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico otorgado que facilitó mi preparación académica.

A los miembros del comité revisor de tesis: Dra. María Aurora Armienta Hernández, Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Carlos Rene Green Ruiz y Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, por sus atinados comentarios en los exámenes tutorales y en las revisiones del manuscrito que permitieron el enriquecimiento de este trabajo.

A mi director de tesis el Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta primeramente por todas las aportaciones que permitieron enriquecer este trabajo, pero también porque, por segunda ocasión, me brindó la oportunidad de formar parte de su equipo de trabajo y supo brindarme de manera oportuna y atinada sus consejos, conocimientos, experiencia, pero sobre todo su invaluable amistad. Gracias doc, por formar parte de mi formación profesional.

A mis profesores: Dr. Carlos Green Ruiz, Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Yovani Montaña, Dr. Mariano Sánchez, Dr. Felipe Amezcua Martínez, Dr. Guillermo Fernández Aceves, Dr. Juan Madrid Vera, Dr. Martin Frías, Dr. Martín Soto Jiménez, Dra. Carolina Ruiz, y el equipo encabezado por la Dra. Gloria Vilaclara Fatjó, quienes compartieron, a través de las materias impartidas, sus conocimientos.

A mis amigos y compañeros de maestría: Laurita, Joel, Itzel, Alejandra, Marcela, Abarca, Omar, Tito, Adanary, Marcela, Misha, Lawren, Erick, Mario, Brigitte, Caro, por todos los momentos compartidos durante el posgrado.

Magaly Cordero Ruiz, Diana Juárez Bustos, Chantal Ruiz Guerrero, Guadalupe Godoy Medina y Gabriela Almaráz Mejía por su eficaz ayuda en todas las tareas relacionadas con el posgrado.

A Clara Ramírez de la biblioteca “Ma. Elena Caso Muñoz” de la Unidad Académica Mazatlán, por las facilidades en la búsqueda, localización y recopilación del material bibliográfico.

Al Laboratorio de Estudios Ambientales (LEA) de la Facultad de Ciencias del Mar, UAS y su personal humano que facilitaron la realización de los análisis químicos de este trabajo.

Al Laboratorio de Geomicrobiología y Sedimentología a cargo del Dr. Carlos R. Green Ruiz, por el apoyo brindado que permitió realizar la granulometría de las muestras para este estudio.

Al Laboratorio de Calidad de Agua del Centro Regional de Investigaciones Pesqueras-INAPESCA, a cargo del M. en C. Emilio Romero Beltrán y a todo su personal, por facilitar la realización de los análisis químicos de nitrógeno y fósforo de las muestras para el presente trabajo.

Al Laboratorio de Geoquímica y Estudios Ambientales a cargo del Dr. Federico Páez Osuna, quienes con la asesoría de la Dra. Magdalena Bergés Tiznado permitieron realizar los análisis de arsénico total para el presente estudio.

Al Ing. Alberto Castro del Rio por las asesorías y permitirme realizar parte de las granulometrías en las instalaciones del ICMYL U.A. Mazatlán.

DEDICATORIA

A GABY,

MI AMOR, MI COMPAÑERA, MI PILAR, MI VIDA.... PERO SOBRE TODO MI COMPLICE EN TODOS MIS PROYECTOS Y LOCURAS.

A MIS PADRES,

GRACIAS POR DARME LA VIDA, LOS CONSEJOS, REGAÑOS, AMOR, CARIÑO, EDUCACIÓN, A USTEDES LES DEBO LO QUE SOY COMO PERSONA. LOS AMO.

A MIS HERMANOS,

GRACIAS POR TODAS LAS GRANDIOSAS VIVENCIAS QUE HE TENIDO CON USTEDES Y POR SER MUY BUENOS HERMANOS, LOS QUIERO: BELEN, CINDY, PEDRO Y LUIS.

A MIS SEGUNDOS PADRES,

MIS SUEGROS, QUIENES ME ACOGIERON COMO UNO MÁS DE SU FAMILIA, TAMBIÉN GRAN PARTE DE LO QUE SOY SE LOS DEBO A USTEDES Y ESPECIALMENTE A DOÑA CHAVA.

"Al que cree, todo le es posible"

CONTENIDO

CONTENIDO	vi
LISTA DE FIGURAS Y TABLAS	ix
FIGURAS.....	ix
TABLAS	xii
RESUMEN.....	xiii
ABSTRACT	xiv
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
III. PROBLEMÁTICA.....	10
IV. HIPÓTESIS	11
V. OBJETIVOS	11
V.2 OBJETIVOS PARTICULARES.....	11
VI. MATERIAL Y MÉTODOS.....	12
VI.1 ÁREA DE ESTUDIO	12
VI.2 TRABAJO DE CAMPO.....	13

VI.3. TRABAJO DE LABORATORIO.....	14
VI.3.1. ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO.....	14
VI.3.2. DETERMINACIÓN DE pH.....	14
VI.3.3. ANÁLISIS DE CARBONO ORGÁNICO	15
VI.3.4. ANÁLISIS DE CARBONATOS.....	15
VI.3.5. ANÁLISIS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO TOTAL.....	16
VI.3.6. ANÁLISIS DE ARSÉNICO.....	17
VI.4. ANÁLISIS DE LOS DATOS	17
VII. RESULTADOS Y DISCUSIONES	20
VII.1. GRANULOMETRÍA	20
VII.2. pH	26
VII.3. MATERIA ORGÁNICA (CARBONO ORGÁNICO)	34
VII.4. CARBONATOS.....	39
VII.6. CLASIFICACIÓN DE CONTAMINACIÓN	46
VII.7. FÓSFORO TOTAL.....	49
VII.8. RELACIONES C/N, N/P Y C/P	53

VII.9. ARSÉNICO TOTAL	57
VII.10. CORRELACIÓN.....	63
VII.11. COMPARACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE MUESTREO	65
VIII. CONCLUSIONES	68
IX. RECOMENDACIONES.....	69
X. BIBLIOGRAFÍA.....	70

LISTA DE FIGURAS Y TABLAS

FIGURAS

- Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el sistema lagunar Estero de Urías. 13
- Figura 2. Distribución espacial del porcentaje de arenas en la época de lluvias y secas en el estero de Urías. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo para cada época del año ($P < 0.05$). 20
- Figura 3. Distribución del porcentaje de limos en las estaciones de muestreo y en las dos épocas del año en el Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por estación de muestreo para cada época del año ($P < 0.05$). 21
- Figura 4. Distribución espacial de los porcentajes de arcillas en las estaciones de muestreo en las dos épocas, en los sedimentos superficiales del Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas por estación ($P < 0.05$). 22
- Figura 5. Variación del pH en los sedimentos superficiales de las estaciones de muestreo en las épocas del año. Las líneas punteadas indican el límite mínimo y máximo del criterio de contaminación de Schaanning (1994). Letras diferentes indican diferencias significativas por estación para cada época del año ($P < 0.05$). 27
- Figura 6. Comparación de los promedios de pH encontrados en las dos épocas del año y en las distintas estaciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre épocas del año para cada estación de muestreo ($P < 0.05$). **¡Error! Marcador no definido.**
- Figura 7. Comportamiento del pH y materia orgánica en las dos épocas del año y en las diferentes estaciones de muestreo. 29
- Figura 8. Distribución espacial de los porcentajes de materia orgánica en sedimentos en las dos épocas del año. La línea punteada indica el límite máximo permisible de materia orgánica en sedimentos (Méndez, 2002). Letras diferentes indican diferencias

estadísticamente significativas por estaciones de muestreo para cada época del año ($P < 0.05$).	34
Figura 9. Comparación de los promedios de materia orgánica por época del año, en las estaciones de muestreo del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por época en cada estación de muestreo ($p < 0.05$).	35
Figura 10. Variación espacial del porcentaje de carbonatos en el sedimento superficial en las dos épocas del año del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por estaciones en cada época del año ($P < 0.05$).	40
Figura 11. Comparación de los promedios de carbonatos en las estaciones de muestreo y dos épocas del año en el Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por época para cada estación de muestreo ($P < 0.05$).	41
Figura 12. Concentraciones de nitrógeno total en las distintas estaciones de muestreo y en las dos épocas del año. Línea punteada indica la concentración que tiene efectos tóxicos severos en el bentos (Persaud <i>et al.</i> , 1993). Letras diferentes indican diferencias significativas por estación para cada época del año ($P < 0.05$).	42
Figura 13. Comparación de las concentraciones medias en las dos épocas del año en las estaciones de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas entre las dos épocas del año para cada estación de muestreo ($p < 0.05$).	43
Figura 14. Clasificación de contaminación orgánica del Estero de Urías en la época de lluvias, según el diagrama de Ballinger y McKee (1971).	47
Figura 15. Clasificación de contaminación orgánica del Estero de Urías en la época de estiaje, de acuerdo con el diagrama de Ballinger y McKee (1971).	48
Figura 16. Variación de las concentraciones de fósforo total en las estaciones de muestreo y las épocas del año en sedimentos superficiales del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por estación en cada época del año ($P < 0.05$).	49

Figura 17. Comparación por época del año en las estaciones de muestreo de fósforo total, en el sedimento superficial del Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por época del año en cada una de las estaciones de muestreo ($P < 0.05$).	50
Figura 18. Valores medios y errores de la relación C/N de cada estación de muestreo y en las dos épocas del año.	54
Figura 19. Valores medios y errores de la proporción N/P en las estaciones de muestreo y épocas del año.	56
Figura 20. Promedios y errores de la relación C/P en las estaciones de muestreo y épocas del año.	57
Figura 21. Variación de las concentraciones de arsénico total en las estaciones de muestreo y las épocas del año en sedimentos superficiales del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por estación ($p < 0.05$). La línea punteada indica el nivel de efectos probables (PEL, por sus siglas en inglés) (CCME, 2001).	58
Figura 22. Comparación por época del año en las diferentes estaciones de muestreo de arsénico total en el sedimento superficial del Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por época del año ($P < 0.05$).	59

TABLAS

Tabla 1. Niveles del criterio de contaminación propuestos por Schaanning (1994).....	19
Tabla 2. Promedio y desviación estándar de los porcentajes de arena, limo y arcillas encontrados en las distintas estaciones de muestreo y en las dos épocas del año. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre épocas del año ($P < 0.05$). $n = 9$	24
Tabla 3. Valores medios de pH en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.	32
Tabla 4. Valores medios para materia orgánica en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios del mundo.	36
Tabla 5. Valores medios de materia orgánica en sedimentos superficiales de lagunas costeras de México.	38
Tabla 6. Valores medios de nitrógeno total en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.	44
Tabla 7. Valores medios de fósforo total en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.	51
Tabla 8. Concentraciones de fósforo promedio en sedimentos superficiales de lagunas costeras de México.	52
Tabla 9. Concentración promedio de As en los sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.	61
Tabla 10. Valores de correlación obtenidos de cada una de las variables en la época lluvias.....	64
Tabla 11. Valores de correlación obtenidos de cada una de las variables en la época estiaje.	65
Tabla 12. Coeficientes de variación (%) calculados para las variables del presente estudio, que coinciden con las utilizadas en otros trabajos, en las dos épocas del año.	66

RESUMEN

La laguna costera Estero de Urías, recibe entradas de desechos de las diferentes industrias que ahí se asientan, en este contexto, el objetivo del presente estudio fue determinar los contenidos de carbono orgánico, nutrientes y arsénico total en los sedimentos tomados en diferentes zonas de la laguna en dos épocas del año. Se tomaron nueve muestras de sedimentos superficiales en un área de 20 X 20 m con una draga tipo Van Veen y se trasladaron al laboratorio para su análisis. Se aplicaron análisis de varianza de dos vías y correlaciones entre las características químicas de los sedimentos. Las fracciones dominantes en las zonas de muestreo fueron las arenosas con un promedio de 61.4% de todas las muestras, los valores de pH más bajos se encontraron en la zona de la industria harinera (valores por debajo de 7). El porcentaje de materia orgánica más alto se observó en la zona de la industria harinera y de las granjas camaronicolas (valor medio de 6.6%), por su parte los porcentajes de carbonato fueron muy similares en todas las estaciones de muestreo (entre 6-7%), excepto en la zona de la termoeléctrica donde se encontraron los valores más altos (entre 9-15%). Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total más altas (3-3.6 mg/g) fueron determinadas en la zona interior y disminuyeron en las cercanías de la boca del sistema lagunar (2.3-2.6 mg/g). La relación C/N indicó que en la mayoría de los casos los aportes de carbono son del mismo sistema, excepto en la zona interior donde los aportes pudieran ser terrígenos. Los valores más altos de arsénico se encontraron asociados a la zona del parque Bonfil y a la industria harinera (promedio de 39.9 µg/g), en el resto de las estaciones los valores fueron significativamente más bajos con valores medio de 9-16 µg/g.

Palabras clave: Estero de Urías, sedimentos, nutrientes, arsénico, contaminación.

ABSTRACT

Estero de Urías is a coastal lagoon that receives untreated discharges from all surrounding industries, and the objective of this investigation was to determine in two different seasons the organic carbon, nutrients and total arsenic concentrations in surface sediments of six different zones of the lagoonal system. In each zone, nine samples were obtained with a Van Veen Grab within a 20 X 20 m area and they were transported to the laboratory for analysis. The values obtained were compared using two-way ANOVA. Correlations were calculated between chemical characteristics of the sediments. Sandy fractions dominated the sediments of the system with mean values of 61.4 %, the lowest pH values were found in the inner zone, and near fishmeal industries (mean values below 7). The higher values of organic matter were determined close to the shrimp farms and the fishmeal industries (mean values of 6.6 %), while calcium carbonate was similar in all sampling sites with mean values between 6-7 %, except close to the thermoelectric power plant where the percentages were very high (between 9-15 %). The highest nitrogen and phosphorus concentrations were found in the inner zone of the lagoon (3-3.6 mg/g) and the lowest were near to the mouth (2.3-2.6 mg/g). Values of C/N ratio showed that carbon inputs are supplied by the lagoonal system itself, except in the inner area where contributions could be terrigenous. The highest arsenic concentrations (mean value of 39.9 µg/g) were found in the inner zone of the lagoon, and values were significantly lower in the rest of the sampling sites, with mean values between 9-16 µg/g.

Keywords: Estero de Urías, sediments, nutrients, arsenic, contamination.

I. INTRODUCCIÓN

Los sedimentos acumulan contaminantes, pero también pueden funcionar como fuentes de contaminación de los ecosistemas con los que están conectados. En ellos se pueden encontrar microorganismos patógenos, nutrientes, metales y demás residuos químicos orgánicos e inorgánicos (Burton, 2002).

El enriquecimiento de nutrientes (nitrógeno y fósforo) debido a las actividades antropogénicas es una de las mayores presiones que actualmente impactan a los ecosistemas costeros de todo el mundo (Páez-Osuna, 2001). Esta contaminación es causada por el exceso de aporte de nutrientes derivados de los procesos naturales y las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en las cuencas que se asocian a las lagunas costeras (Páez-Osuna *et al.*, 2007); sin embargo, se sabe que en los últimos tiempos, el ser humano ha aumentado hasta el doble la tasa de liberación de fósforo (Ruttenberg, 2004) y en mucho mayor proporción la del nitrógeno (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

El incremento en la entrada de nutrientes a las lagunas costeras, producto de las actividades humanas, impacta significativamente en la zona costera alrededor del mundo (Valiela *et al.*, 1997). Uno de los efectos más conocidos es la abundancia de macroalgas producto de las cargas de nutrientes (Menéndez y Comín, 2000), además de la subsecuente degradación de los componentes orgánicos, disminución de la cantidad de oxígeno (hipoxias y anoxias) y aumento del olor a sulfuros en el agua (Mesnage y Picot, 1995), alteración de la diversidad biológica (Howarth *et al.*, 2000), entre otros efectos.

Adicionalmente, los contaminantes como los metales y metaloides, al igual que los nutrientes, se generan por medio de fuentes naturales y, una parte importante de manera antropogénica, también se consideran un problema ambiental de gran relevancia. Dentro de estos contaminantes, se encuentra al arsénico, el cual es considerado como un metaloide. Cuando este elemento se encuentra en altas

concentraciones en los sedimentos es una amenaza para la biota y es de significativa preocupación para el ambiente (Neff, 1997; Suñer *et al.*, 1999).

El arsénico tiene diferentes fuentes naturales en las que se incluyen la actividad volcánica, los incendios forestales, las aguas subterráneas, la erosión de rocas, fuentes hidrotermales, y el agua que se encuentra en las proximidades de las zonas altamente mineralizadas (Hill, 2010).

En cuanto a las fuentes antropogénicas se incluyen la preservación de la madera (con arseniato de cobre cromado), herbicidas orgánicos (metanoarsonato monosódico (MSMA) y metanoarsonato disódico (DSMA) e insecticidas como el arseniato de plomo. Este contaminante constituye un componente importante de las baterías de plomo, y pequeñas cantidades de arsénico puro se utilizan para producir el arseniuro de galio cristalino, que es un semiconductor utilizado en la informática y la industria electrónica. El arsénico también se puede liberar a partir de otros procesos industriales como son la minería, la fundición, la producción de pulpa y papel, fabricación de vidrio, fabricación cemento, la producción de asfaltos, la quema de combustibles en las plantas termoeléctricas y la quema de combustibles fósiles y desechos sólidos (EPA, 1998).

Tales contaminantes tienen una afinidad por las partículas sedimentarias; éstas lo atrapan de la columna de agua y eventualmente lo incorporan a la columna sedimentaria de los sistemas acuáticos (Gerrise *et al.*, 1998). En este sentido el estudio de las características químicas de los sedimentos en los sistemas acuáticos es de vital importancia por las implicaciones que ello tiene. Dichas implicaciones son impactos que van desde efectos directos sobre las comunidades asociadas a sedimentos contaminados, hasta efectos que se encuentran en los niveles más altos en la cadena trófica (Burton, 2002).

La laguna costera Estero de Urías, se localiza en el Estado de Sinaloa, a un costado de la ciudad y puerto de Mazatlán, lo que la hace susceptible de impactos ecológicos (Villalba, 1986). Esta laguna costera recibe entradas de agua por escorrentías y

efluentes sin tratar o escasamente tratados de las diferentes industrias que ahí se asientan como son la producción de harina, el procesamiento de productos pesqueros, una planta termoeléctrica, además de la flota de embarcaciones y desechos urbanos de la zona aledaña (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001).

Los impactos (acumulación de metales en los sedimentos y en organismos de diferentes niveles de la trama trófica) que ocurren en el sistema lagunar Estero de Urías debido a las actividades antropogénicas se han denotado en un gran número de estudios (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Frías-Espericueta *et al.*, 2005; Jara-Marini *et al.*, 2008; Ruiz-Fernández *et al.*, 2009; Páez-Osuna *et al.*, 2013); sin embargo, el análisis de la contaminación por nutrientes y arsénico en el sedimento, ha sido muy escaso o no se ha realizado.

En este contexto, el objetivo del presente estudio es determinar los contenidos de carbono orgánico e inorgánico, nitrógeno, fósforo y arsénico total en sedimentos superficiales del Estero de Urías, tomados en diferentes estaciones de muestreo situadas en las cercanías a las actividades antropogénicas de mayor importancia (actividad acuícola, producción de alimentos, procesamiento de productos pesqueros, actividad de la planta termoeléctrica y la actividad portuaria), en dos épocas del año (lluvias y estiaje).

II. ANTECEDENTES

Existen diferentes tipos de contaminantes tales como microorganismos patógenos, materia orgánica, hidrocarburos del petróleo, nutrientes, plaguicidas y metales que afectan los sistemas acuáticos (GESAMP, 1990; Soto-Jiménez, 1998) y tienen como destino final el sedimento. Los seres humanos han causado un incremento significativo en el flujo de nutrientes (nitrógeno y fósforo) a los ecosistemas acuáticos y terrestres, debido a la necesidad de alimento y energía que genera el desarrollo económico. El efecto de estos nutrientes en los ecosistemas acuáticos, van desde eutrofización (Nixon, 1995), hipoxia y anoxia (Valiela, 1995) hasta mortalidad

masiva de peces, cuando se conjuga con otros factores (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001; Páez-Osuna *et al.*, 2013).

Otros contaminantes importantes son los metales y metaloides, debido a que estos representan un riesgo importante para la salud. Estos llegan a las aguas costeras y lagunares por procesos naturales y también como producto de las actividades humanas (Páez-Osuna, 2001). Las consecuencias de la contaminación por metales y metaloides van desde problemas en el crecimiento hasta mortalidad de las diferentes especies (Rainbow, 2002).

Los nutrientes, metales y metaloides tienen una gran afinidad por la superficie de partículas sedimentarias (Ruiz-Fernández *et al.*, 2002). Cuando estos son atrapados por la materia particulada suspendida y posteriormente sedimentados se hace más grave el impacto ambiental de estos contaminantes y contribuye al deterioro ambiental de los estuarios y la zona costera (Gerrise *et al.*, 1998).

La influencia de las diferentes actividades antropogénicas en sedimentos superficiales de ecosistemas acuáticos, se ha evidenciado significativamente en diferentes investigaciones a nivel internacional, tal como el trabajo realizado por Frascari *et al.* (2002) donde al determinar la materia orgánica y nutrientes en sedimentos de la laguna de Comacchio (Italia), encontraron que la cuenca suministra compuestos de N y P de origen terrígeno, además que el flujo de entrada se puede comprobar por la gran cantidad de C orgánico y compuestos orgánicos e inorgánicos de N y P encontrados en el sedimento superficial. Los autores también sugieren el dragado del sedimento para la mejora del sistema.

Santos *et al.* (2004) realizaron un trabajo en la laguna Mirim en Brasil, donde obtuvieron elevados niveles de nutrientes y carbono orgánico total en la zona sur de la laguna, debido a que esta zona se encuentra cercana a las descargas fluviales. Además, encontraron altos niveles de fósforo total debido al uso de fertilizantes ricos en fosfatos para la agricultura.

Chiu-Wen *et al.* (2007) investigaron la distribución, enriquecimiento, y la acumulación de metales, nitrógeno y fósforo en los sedimentos, especialmente, los que están en las proximidades de los estuarios tributarios del puerto de Kaohsiung,

Taiwán, y encontraron correlaciones significativas de nitrógeno y fósforo total, que indican que el puerto está severamente afectado por los efluentes industriales.

Por su parte, Prasad y Ramanathan (2008) estudiaron la dinámica de los nutrientes en un ecosistema estuarino de manglar por medio de la firma isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ y encontraron valores elevados de $\delta^{15}\text{N}$ en sedimentos de algunos puntos de muestreos, lo que pudiera estar relacionado con las escorrentías agrícolas y por los efluentes de la actividad acuícola de la zona.

Baijulal *et al.* (2013) realizaron un trabajo sobre la distribución de nutrientes en dos lagunas costeras importantes de la India, la Laguna Ashtamudi y la Laguna Kadinamkulam, encontrando que los contenidos de nutrientes y carbono orgánico en las áreas protegidas son significativamente mayores que las regiones de las bocas de las lagunas, donde se presenta una mayor energía y son más dinámicas y sugieren medidas para la conservación de estas lagunas.

Buruaem *et al.* (2013) llevaron a cabo un trabajo en el puerto de Santos en Brasil, el cual es uno de los puertos más grandes de Latinoamérica y tiene una de las mayores descargas de efluentes industriales. Los resultados revelaron que hubo un aumento de la contaminación por metales y compuestos orgánicos y el empobrecimiento de la comunidad bentónica, por lo que llegaron a la conclusión de que la contaminación es una amenaza importante para el sistema.

A nivel nacional, Páez-Osuna *et al.* (1992) determinaron fósforo y carbono orgánico en sedimentos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón; ahí encontraron que en estaciones cercanas a lagunas interiores y en los sitios de muestreo que estaban asociadas a descargas agrícolas y de ingenios azucareros, se presentaron valores que sobrepasaban los límites permisibles para fósforo.

Páez-Osuna *et al.* (1998) analizaron la proporción de carbohidrato total y carbono total en los sedimentos de la laguna Altata-Ensenada del Pabellón. En este estudio mostraron que los altos valores de la proporción carbohidratos: carbono orgánico en los sedimentos, no indicaba solo la presencia de lodo de las aguas residuales, sino que también indicaba la presencia de residuos de la agricultura y la industria cañera-azucarera.

Por su parte, Valdés y Real (2004) realizaron un trabajo en una laguna costera en Yucatán, para evaluar la cantidad de nutrientes disponibles tanto en el agua como en el sedimento, y encontraron altos valores de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, por lo que llegaron a la conclusión de que la laguna sirve como un sumidero para estos elementos.

Valdés-Lozano *et al.* (2006) realizaron un trabajo en la laguna Nichupte (Yucatán) y encontraron que el contenido de carbono orgánico en los sedimentos estaba por encima del contenido de otras lagunas de la misma área, además hubo un alto contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo) debido a la gran cantidad de restos biogénicos.

De la Lanza-Espino *et al.* (2010) analizaron la concentración de nutrientes y proporción C:N:P en sedimentos superficiales en el complejo lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, encontrando dicha proporción alta y se relacionó con el escurrimiento agrícola y con las descargas de la industria azucarera.

A nivel local (Estero Urías) se han llevado a cabo varios trabajos en los que se toma en cuenta variables como materia orgánica, metales y carbonatos en el sedimento (Osuna-López *et al.*, 1986; Soto-Jiménez, 1998; Jara-Marini, 2008), sin embargo los trabajos en los que se lleven a cabo análisis de nutrientes en el sedimento son muy escasos, tal es el caso del realizado por Pérez-Bernal (1999) en el que analizó el contenido y fraccionamiento geoquímico del fósforo en dos lagunas costeras, una de las cuales es el Estero de Urías. Dentro de sus resultados, este autor encuentra valores desde 170 hasta 2700 $\mu\text{g/g}$, con una tendencia a aumentar las concentraciones conforme se acerca a la boca de la laguna y con valores que sobrepasan algunos criterios internacionales de contaminación por fósforo.

Rendón-Martínez (2012) presentó un trabajo realizado en estaciones de muestreo cercanas a un cultivo de peces en jaulas flotantes, cercanas a la boca de la laguna y encontró valores muy bajos de nitrógeno total, fósforo total y materia orgánica (excepto los valores de pH) y ninguno de los valores que encontró sobrepasó los niveles de contaminación descritos por la literatura.

Por su parte, Páez-Osuna *et al.* (2007) presentaron un libro en el que se trata el tema de la contaminación por fósforo y nitrógeno en las lagunas costeras de Sinaloa (incluyendo el sitio Estero de Urías). Estos autores concluyen que las emisiones de nitrógeno y fósforo antropogénicas rebasan a las emisiones naturales, en nueve de las doce cuencas del estado de Sinaloa.

En cuanto a los trabajos en los que se contempla al arsénico a nivel internacional, se puede citar el realizado por Mirlean *et al.* (2003), quienes analizaron la distribución de arsénico en sedimentos de un sistema lagunar en Brasil, donde los altos contenidos de arsénico se debían principalmente a la industria de fertilizantes.

Bloundi *et al.* (2009) analizaron metales en sedimentos de la laguna de Nador, al este de Marruecos y encontraron que, de acuerdo con los factores de enriquecimiento, las concentraciones de Zn, Pb y As son inducidas primeramente por la industria minera de la zona y en menor grado por los desechos sin tratar que se descargan en el lago.

Luo *et al.* (2010) realizaron una evaluación del riesgo de metales y de arsénico en sedimentos de algunas áreas costeras de China y concluyeron que los sedimentos de las diferentes zonas están moderadamente contaminados con cromo, plomo y cadmio, mientras que se consideraron muy contaminados por arsénico, aunque las concentraciones encontradas no fueron tóxicas, una exposición crónica podría causar daños a invertebrados bentónicos en el 34% de los sitios.

Además, Mirlean *et al.* (2012) investigaron el enriquecimiento de arsénico de los sedimentos costeros y de la plataforma en Brasil. Estos autores encontraron que había valores elevados de arsénico (por encima de 70 mg/kg) en la plataforma hasta una profundidad de 1.5 m, en los sedimentos de la playa adyacente y la zona de manglar. Los autores concluyen que el segmento de la plataforma tropical brasileña que fue estudiado claramente demuestra que el enriquecimiento de arsénico del sedimento de la plataforma continental está determinado por la exposición a la formación de Barreras en la costa y el desarrollo de los arrecifes.

Dentro de la contaminación por arsénico en sedimentos a nivel nacional, se han realizado diversas investigaciones, como es el caso de Shumilin *et al.* (2001) quienes midieron los niveles de arsénico y otros oligoelementos en sedimentos de la Laguna

de La Paz en Baja California Sur y encontraron que no había contaminación de arsénico debido a las actividades antropogénicas, mientras que las concentraciones altas de Pb en los sedimentos a lo largo de la zona urbana, si se debía a dichas actividades.

Por otro lado, Shumilin *et al.* (2005) determinaron las concentraciones de arsénico en los sedimentos del complejo lagunar Magdalena-Almejas, Baja California, México. En sus resultados presentan valores altos de arsénico asociados a la acumulación de fragmentos de minerales fosfatados provenientes de la cuenca de drenaje.

Jara-Marini y García-Rico (2006) realizaron una investigación sobre la distribución de arsénico en las tres fracciones geoquímicas del sedimento superficial en diferentes sitios de la costa de Sonora. Ellos obtuvieron que las zonas donde realizaron su trabajo son prístinas en cuanto a los niveles de arsénico.

Por su parte, Leal-Acosta *et al.* (2010) evaluaron la contaminación por arsénico y mercurio en los manantiales geotérmicos, laguna de manglar y la ensenada Santispac en la Bahía Concepción, Baja California; obteniendo valores elevados de arsénico en la zona de los manantiales geotérmicos y una disminución del mismo hacia la Playa Santispac. Por último, dichos autores concluyen que es probable que estas zonas geotermales estén impactando la zona de Bahía Concepción, pero que es necesario hacer una evaluación de As y Hg en la biota de la zona.

A nivel local, en la laguna Estero de Urías, se han realizado muy pocos trabajos en los que la variable arsénico es contemplada. Resalta la investigación llevada a cabo recientemente por Bergés-Tiznado *et al.* (2013) en la que realizaron un biomonitoreo de arsénico utilizando el ostión de mangle en distintas lagunas costeras (incluyendo Urías) y encontraron que en ninguno de los sitios, la concentración de arsénico sobrepasaba los valores permisibles de la FDA, para consumo humano.

De lo anterior se destaca la importancia de analizar los sedimentos superficiales, dada su capacidad para almacenar contaminantes (nutrientes, materia orgánica y arsénico). En el Estero de Urías existen diferentes actividades antropogénicas que generan efluentes que pudieran depositarse en el fondo. En lo que se refiere a nutrientes en el sedimento se han llevado a cabo relativamente pocas investigaciones, por lo que es

necesario darle continuidad a las ya realizadas, para saber el comportamiento del nitrógeno y fósforo con respecto al tiempo. Es importante mencionar que en el Estero de Urías no se ha realizado ningún trabajo en el que se contemple el arsénico en los sedimentos.

III. PROBLEMATICA

Los ecosistemas marinos tienen una enorme importancia económica, social y ecológica, cuentan con una gran biodiversidad y en ellos se desarrollan distintas actividades humanas. En su mayoría estas actividades están relacionadas con una problemática de enriquecimiento por nutrientes y contaminación por metales, puesto que los efluentes que se generan terminan en estos ecosistemas (Jara-Marini, 2008).

Los sedimentos en estos ecosistemas son excelentes reservorios, que retienen gran parte de los nutrientes y contaminantes que se generan. Así mismo, el papel de los sedimentos como fuente de contaminantes ha sido reconocido ampliamente, por lo que su análisis revela el efecto de las diferentes actividades que generen descargas.

La laguna costera El Estero de Urías, es un sistema lagunar que tiene un gran número de actividades antropogénicas que descargan sus desechos directamente en la laguna, por lo que surgen las siguientes preguntas:

¿Existen diferencias entre las concentraciones de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y arsénico de los sedimentos superficiales de seis sitios asociados a diferentes tipos de actividades antropogénicas y en las dos épocas del año (lluvias y secas) en el Estero de Urías?

¿Cómo estarán los niveles de concentración de nitrógeno, fósforo, así como de arsénico de los sedimentos superficiales del Estero de Urías con respecto a los criterios de contaminación para sedimento de distintos autores?

IV. HIPÓTESIS

El contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y arsénico total de los sedimentos superficiales es mayor en las zonas aledañas a los sitios que reciben las descargas de las actividades antropogénicas y su nivel será significativamente ($P < 0.05$) mayor en la época de lluvias, además los niveles de concentración de estos estarán por arriba de los criterios de contaminación existentes.

V. OBJETIVOS

V.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar la concentración de carbono orgánico (conversión a materia orgánica MO), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT) y Arsénico total (As) en sedimentos superficiales del Estero de Urías en zonas influenciadas por las descargas industriales, urbanas y acuícolas, en dos épocas del año (lluvias y estiaje).

V.2 OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar la concentración de carbono orgánico (Conversión a materia orgánica), nitrógeno total, fósforo total y pH en los sedimentos superficiales del Estero de Urías.
2. Determinar la concentración de arsénico (As) en los sedimentos superficiales del Estero de Urías.
3. Comparar los valores de MO, NT, PT y As entre los diferentes sitios de muestreo y en las dos épocas del año.
4. Determinar si estas variables se encuentran dentro de los límites permisibles de acuerdo con distintos autores.

VI. MATERIAL Y MÉTODOS

VI.1 AREA DE ESTUDIO

La laguna costera Estero de Urías se localiza en el sur de Sinaloa, en el municipio de Mazatlán en las coordenadas de 23° 09' a 23° 12' N y 106° 18' a 106° 25' O (Fig. 1). Este cuerpo de agua es de tipo III-B, presenta una barrera de plataforma interna, en la cual los ejes de orientación son paralelos a la línea de costa (Lankford, 1977). Tiene un área superficial de 18 Km² y una longitud de 17 Km, la variación de la profundidad es de 1 a 3 m, con excepción del canal de navegación, el cual alcanza una profundidad de 12 m (Montaño-Ley, 1985). El clima predominante de la región es de tipo semicálido y cálido subhúmedo, con una época lluviosa de julio a octubre y una seca o de estiaje, que se presenta de noviembre a junio (García, 1988).

En el Estero de Urías se localiza la zona portuaria de Mazatlán, así como una zona de vida silvestre importante (zona de manglares), instalaciones industriales (procesamiento de pescado y producción de harinas), granjas acuícolas y una planta termoeléctrica (Montaño-Ley *et al.*, 2008). Estas actividades aportan materia orgánica, nutrientes y contaminantes en sus efluentes y una parte importante de estos se deposita en el sedimento. Otra descarga importante como fuente de contaminación proviene de los desechos urbanos sin tratamiento (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Frías-Espicueta *et al.*, 2005).

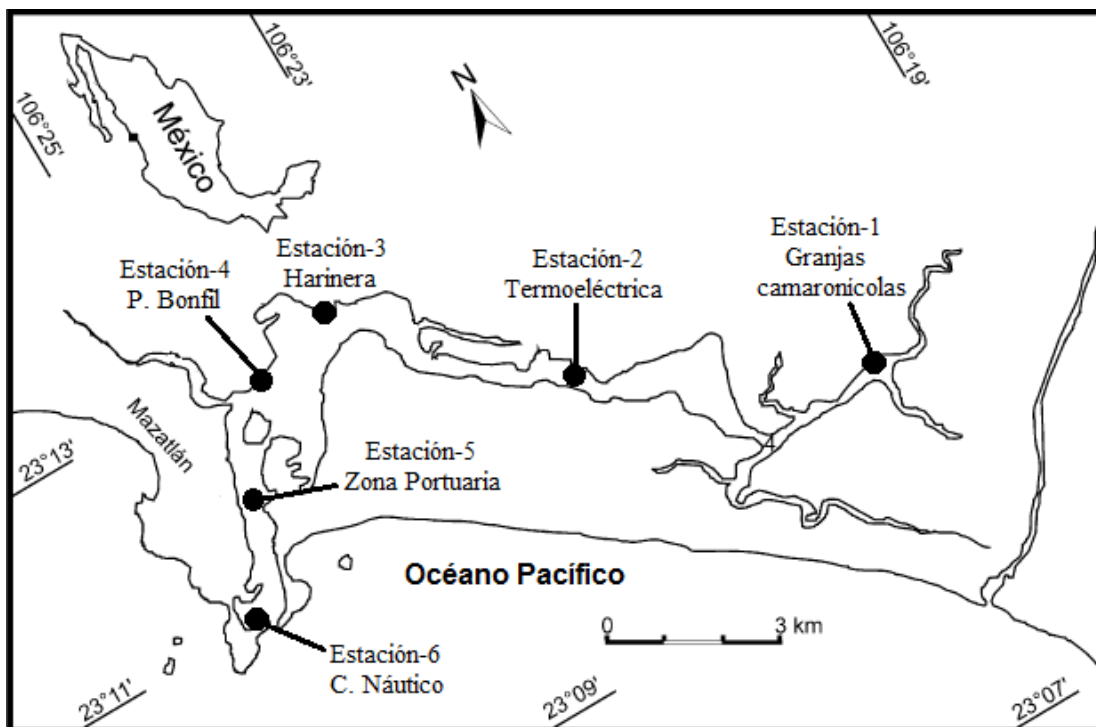


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo en el sistema lagunar Estero de Urías.

VI.2 TRABAJO DE CAMPO

Se tomaron 9 muestras de sedimentos superficiales en un cuadrado de 20 X 20 m cubriendo un área de 400 m², en cada una de las seis estaciones de muestreo que se fijaron estratégicamente en las zonas donde se realizan las principales actividades antropogénicas (Fig. 1). Estas se extrajeron con una draga tipo Van Veen, tomando solo la parte superficial, aproximadamente hasta los 5 cm de profundidad y con la precaución de no tomar los sedimentos que estuvieron en contacto con la draga, posteriormente, se colocaron en bolsas lavadas con HCl 2M y agua destilada previamente etiquetadas y se trasladaron en una hielera al Laboratorio de Estudios Ambientales localizado en la Facultad de Ciencias del Mar, UAS; donde se conservaron en congelación a -20°C hasta su procesamiento y análisis. En total se

realizaron dos muestreos: uno en la época de lluvias y otro en la época de secas (estiaje), y se recolectaron un total de 102 muestras.

VI.3. TRABAJO DE LABORATORIO

Se descongelaron parte de las muestras y se colocaron en frascos de cristal previamente lavados y etiquetados para secarlas en una estufa a una temperatura de 60°C, una vez secas las muestras se pulverizaron en un mortero y se tomaron submuestras para realizar los diferentes análisis geoquímicos.

VI.3.1. ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO

Para este análisis se utilizó el método de Folk (1974), que consiste en tomar 10 g de sedimentos húmedos y lavarlos con peróxido de hidrógeno al 30%, para eliminar la materia orgánica, posteriormente se tamizan en una malla de 62 µm para separar los finos de los gruesos. La fracción de sedimentos gruesos se seca a 70-90°C, y una vez seco se tamiza en las diferentes fracciones y lo que queda retenido es pesado para conocer el porcentaje, mientras que las fracciones finas se transfieren a una probeta de 1 L, se agrega un dispersante, en este caso se utilizó jabón en polvo para laboratorio, se agita vigorosamente y se toman pipeteos a los 20 seg y a los 20 cm de profundidad y a 1 h y 51 min y 20 cm de profundidad, esto se transfiere a crisoles previamente tarados, se secan y se obtiene el peso seco de cada fracción, para obtener el porcentaje.

VI.3.2. DETERMINACIÓN DE pH

Para la determinación de pH se utilizó el método electrométrico AS-02 de la NOM-021-RECNAT-2000, que consiste en medir la actividad del ión H mediante el uso de

un electrodo en la suspensión sobrenadante que se produce de mezclar en una relación 1:2 de sedimentos: agua destilada (DOF, 2002).

VI.3.3. ANÁLISIS DE CARBONO ORGÁNICO

Esta variable se determinó por el método de Walkley-Black, descrito por Loring y Rantala (1977), en el cual se pesa 0.5 g de sedimento y se coloca en un matraz Erlenmeyer de 500 ml, se agrega 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ 1N, después 20 mL de H_2SO_4 concentrado con Ag_2SO_4 , transcurridos 30 min se lleva a un volumen de 200 mL y se agrega H_3PO_4 al 85 %, 0.2 g de NaF, 15 gotas de difenilamina y se titula con sulfato ferroso amoniacal 0.5 N, hasta obtener un cambio en la coloración. El carbono orgánico obtenido fue multiplicado por un factor de Van Bemmelen (1.724) que asume que la materia orgánica tiene solamente 58% de carbono orgánico. La calibración de la técnica se realizó a partir de cantidades conocidas de carbono contenidas en una solución estándar de sacarosa. La precisión de la técnica se evaluó utilizando la muestra de la estación 5 localización centro (2), con un valor calculado de 3.3 %, obteniendo un valor medio de 3.18 ± 0.13 (n=6) y un coeficiente de variación de 4.02 %.

VI.3.4. ANÁLISIS DE CARBONATOS

El contenido de carbonatos se determinó por titulación del exceso de HCl 1N con NaOH 0.5 N (Rauret *et al.*, 1987). El método consiste en pesar una cantidad exacta de sedimento (1 g) y colocarlo en tubo de polipropileno, posteriormente se agregaron 10 mL de HCl 1N hasta cubrir totalmente la muestra, se agitó mecánicamente por 10 min y se dejó reaccionar hasta que ocurriese el desprendimiento de todo el carbonato como CO_2 , el cual se indicó por la ausencia de efervescencia en la mezcla. Esta se centrifugó durante 5 min a 2500 rpm. El líquido sobrenadante se colocó en un matraz Erlenmeyer de 150 mL y se tituló con NaOH empleando fenolftaleína como

indicador. A partir del volumen de NaOH gastado en la titulación fueron determinados los equivalentes de carbonato de calcio.

La comprobación de la exactitud del método se realizó por medio de la determinación porcentual de carbonato a partir de cantidades conocidas de CaCO_3 , obteniendo un valor de 57.9 ± 0.44 % (n=6), mientras que la fórmula empírica es de 59.95 %, con una diferencia del 2%. La precisión se obtuvo a partir de la valoración de un sextuplicado de la muestra de la estación 5 localización centro (2), con un valor calculado de 6.3 %, obteniendo un valor medio de 6.1 ± 0.4 (n=6) y un coeficiente de variación de 6.2 %.

VI.3.5. ANÁLISIS DE NITRÓGENO Y FÓSFORO TOTAL

Se utilizó el método descrito por Valderrama (1981), el cual consiste en la oxidación simultánea de los compuestos de nitrógeno y fósforo en la muestra para lo que es necesario emplear un medio alcalino y un medio ácido, para la oxidación de los compuestos nitrogenados y del fósforo, respectivamente.

Para llevar a cabo este método, se pesan 50 mg de sedimento seco y 6 ml de reactivo oxidante, el cual consiste en una mezcla de $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$, H_3BO_3 y NaOH 1 M en proporción 6:4:3.5, en un envase de vidrio que se sella herméticamente y se somete a digestión en un autoclave a 115°C y 15 PSI de presión por 30 min. Para determinar el fósforo presente inicialmente se agregaron 4 ml del reactivo Murphy y Riley (1962) a una parte de la solución obtenida y se midió la absorbancia en un espectrofotómetro a 885 nm. Para el caso del nitrógeno se utilizó el método de la hidracina que consiste en colocar las muestras en un baño a una temperatura constante de 37°C para posteriormente leer en el espectrofotómetro a 543 nm.

VI.3.6. ANÁLISIS DE ARSÉNICO

Las muestras para la cuantificación de As total, se digirieron de acuerdo con la proporción de ácidos utilizada por Araujo *et al.* (2009) (Adaptada de Loring y Rantala, 1992) (5 ml HNO₃, 1 mL HCl y 4 mL de HF) y utilizando bombas de teflón savillex® directamente sobre una plancha de calentamiento a una temperatura de 120°C por 3 h.

El material digerido se analizó por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección por efecto Zeeman acoplado a horno de grafito (AAAnalyst 800, Perkin-Elmer; Fig. 8a). Para la cuantificación de este metaloide, se preparó un modificador de matriz para obtener una mayor temperatura de cenizas y mejorar la señal del analito, adicionando 30 µL del mismo en cada atomización. Se preparó a partir de 1 mL de solución de nitrato de paladio ([Pd(HNO₃)₂]; 10,000 mg Pd/L en HNO₃ al 15%, Perkin-Elmer) y 100 µL de nitrato de magnesio (Mg(NO₃)₂; 10,000 mg/L, Perkin-Elmer), y 8.9 mL de agua acidificada (HNO₃ al 0.2%). Todas las soluciones y/o diluciones de las muestras que se utilizaron para estos análisis se prepararon con agua acidificada.

La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia PACS-2, con un contenido de As de 26.2±1.5 mg/Kg con base a peso seco. Para As, los porcentajes de recuperación estuvieron entre 80.0 y 112%, con un promedio de 98±16 %, el límite de detección del equipo para As fue de 0.6 µg/g y la precisión, estimada como coeficiente de variación fue de 4.23%.

VI.4. ANÁLISIS DE LOS DATOS

Se realizó una prueba de correlación de Pearson para comparar los valores de las diferentes variables, con la finalidad de saber si existían relaciones entre ellas mismas.

Los valores de las dos épocas del año y su interacción con los valores por estación de muestreo, se compararon mediante pruebas de análisis de varianza de dos vías o de

Friedman, según los resultados de las pruebas de normalidad y homoscedasticidad y las diferencias significativas se identificaron con un análisis de comparación múltiple de Tukey.

Dado que las concentraciones de PT y As están asociadas al mismo tipo de roca, se realizó un análisis de correlación lineal de Pearson para las concentraciones de estas variables. Además se realizarán correlaciones de todas las variables con las fracciones granulométricas obtenidas. Todos los análisis se realizaron con un nivel de confianza del 95% (Zar, 1999).

Dado que en el Estero de Urías se han llevado a cabo diferentes investigaciones en los sedimentos y en las cuales se han utilizado diferentes tipos de muestreos (incluyendo el presente trabajo), se realizó una comparación de estas metodologías de muestreo utilizando el coeficiente de variación de las variables que coinciden entre los trabajos (materia orgánica, carbonatos y fósforo total) para identificar las ventajas y desventajas de cada uno.

Los datos obtenidos de carbono orgánico y nitrógeno total de todas las estaciones de muestreo se agruparon y graficaron por épocas del año para identificar el tipo de sedimento de acuerdo con la clasificación de contaminación orgánica propuesta por Ballinger y McKee (1971), la cual es útil para clasificar los depósitos del fondo de sistemas estuarinos y ríos. Esta consiste en una clasificación de cuatro tipos: tipo I “Depósitos inorgánicos u orgánicos antiguos estabilizados” y en la que clasifican sedimentos con contenidos de entre 0 y 0.2 % de NT y entre 0 y 5 % de carbono orgánico; tipo II “Alta contribución de carbono y demanda de oxígeno lenta” con valores entre los 0 y 0.2 % de NT y >5 % de carbono orgánico; tipo III “Sedimentos con aportes de nitrógeno” valores de >0.2 % de NT y valores entre 0 y 5 % de carbono orgánico; tipo IV “Sedimentos con alta descomposición y alto potencial de liberación de nitrógeno y demanda de oxígeno” con valores de >0.2 % de NT y >5 % de carbono orgánico.

Los valores obtenidos en el presente trabajo se compararon con los límites permisibles de los siguientes autores:

Méndez (2002) para el contenido de materia orgánica quien propone que en las zonas no contaminadas, esta variable, fluctúa entre 0.5 y 5%, mientras que los sedimentos que contienen más de 15% de materia orgánica pueden considerarse típicos de áreas contaminadas.

Schaanning (1994) para pH, quien presenta una tabla con valores máximos y mínimos de concentraciones que pueden causar daños en la química de los sedimentos (Tabla 1), cabe mencionar que este autor trabaja los sedimentos de sistemas acuáticos conocidos como fiordos.

El Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME, por sus siglas en inglés) (1995) quienes presentan una guía para la calidad de los sedimentos la cual proporcionan indicadores científicos, para evaluar el potencial de la observación de efectos biológicos adversos en sistemas acuáticos, estos presentan un nivel de efectos probables (PEL, siglas en inglés) para arsénico total de 41.6 mg/kg.

Persaud *et al.* (1993) presentan unos niveles guía para sedimentos en los que se contempla el NT y PT, cuyos niveles causantes de efectos adversos son 4.8 mg/g y 2 mg/g, respectivamente. Es importante mencionar que de acuerdo con los autores, estos valores causan perturbaciones en la comunidad que habita el sedimento. Estas concentraciones en los sedimentos serían perjudiciales para la mayoría de las especies bentónicas.

Tabla 1. Niveles del criterio de contaminación propuestos por Schaanning (1994)

Grado de contaminación	pH	NT (mg/g)	PT (mg/g)
Nulo	>7.7	< 2	< 0.5
Poco	7.7 - 7.21	2 - 8.1	0.5 - 2.0
Moderado	7.2 - 6.9	8.1 - 16	2.0 - 10

VII. RESULTADOS Y DISCUSIONES

VII.1. GRANULOMETRÍA

En la época de lluvias, los promedios del porcentaje de arenas oscilaron entre 37.9 y 84.8 %, mientras que en la época de estiaje los valores medios mínimos y máximos fueron 51.6 y 75.5 %, respectivamente (Tabla 2). En cada una de las estaciones de muestreo y durante la época de lluvias, los promedios obtenidos fueron muy homogéneos con excepción de la estación 4 (P. Bonfil), en la que el valor fue significativamente ($p < 0.05$) menor que en todas las demás (Fig. 2). Contrario a la época de lluvias, en la época de estiaje los valores medios presentaron mayor variación con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre la estación 6 (Club Náutico) y las estaciones 1 (Granjas) y 3 (Harinera) (Fig. 1).

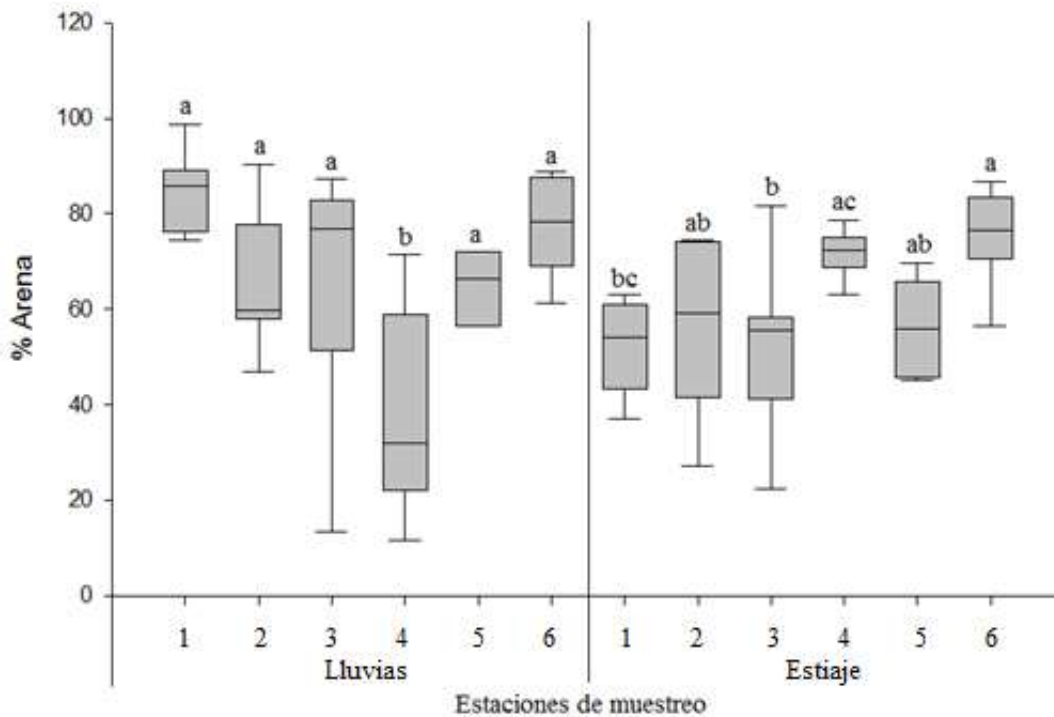


Figura 2. Distribución espacial del porcentaje de arenas en la época de lluvias y secas en el Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo para cada época del año ($P < 0.05$).

Las estaciones de muestreo cercanas a las granjas camaronícolas, a la harinera y parque Bonfil, presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) por épocas de acuerdo con los resultados del análisis estadístico realizado, con un mayor porcentaje de arenas para la época de lluvias en la mayoría de las estaciones (Tabla 2).

En cuanto al porcentaje de limos, los valores promedio en la época de lluvias oscilaron entre 9.6 y 42.6 %, con una tendencia a aumentar en las primeras estaciones: Granjas, Termoeléctrica, Harinera y P. Bonfil y posteriormente a disminuir en las últimas dos estaciones cercanas a la boca: Zona Portuaria y Club Náutico. Para la época de estiaje los porcentajes presentaron el mismo patrón de distribución que en la época de lluvias, con los valores medios más bajos en las estaciones cercanas a la boca (Fig. 3).

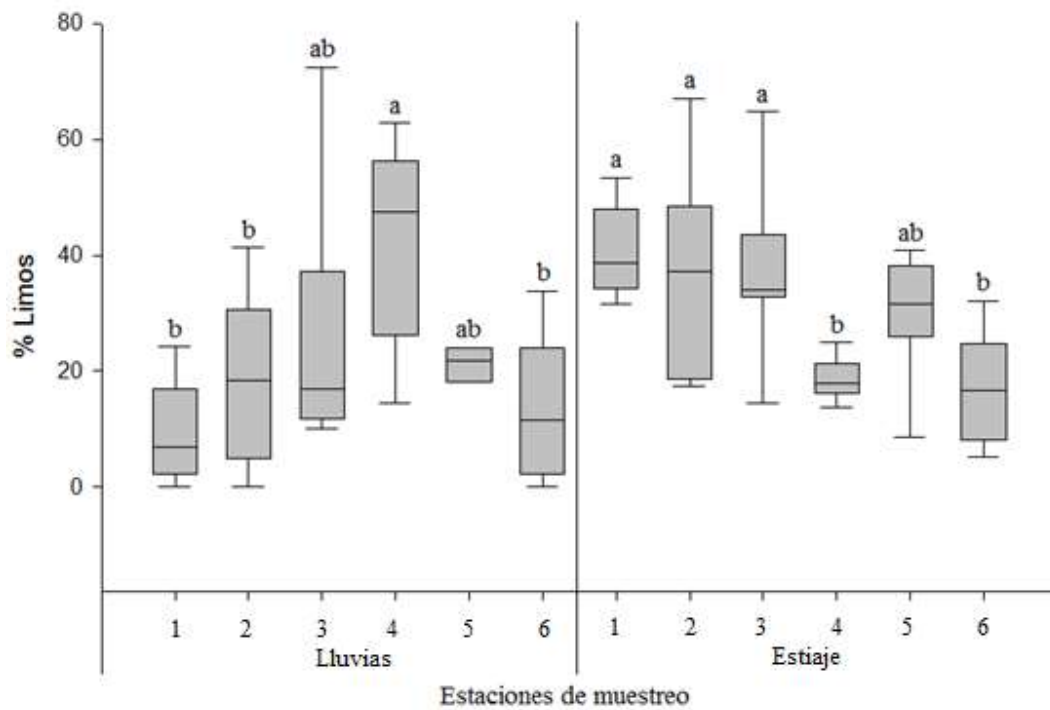


Figura 3. Distribución del porcentaje de limos en las estaciones de muestreo y en las dos épocas del año en el Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por estación de muestreo para cada época del año ($P < 0.05$).

El análisis estadístico realizado permitió evidenciar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para porcentaje de limos entre los promedios por épocas (lluvias y secas) en las estaciones 1 (Granjas), 2 (Termoeléctrica) y 4 (P. Bonfil) (Tabla 2).

La variación de los promedios de porcentaje de arcillas en época de lluvias y estiaje fue de 3.8 a 19.5 % y de 6.6 a 13.5 %, respectivamente. Solo la estación 4 (P. Bonfil) fue significativamente ($p < 0.05$) mayor en la época de lluvias con respecto a la época de estiaje (Tabla 2). Los porcentajes medios de arcilla por estación de muestreo en las épocas de lluvias y estiaje presentaron la misma tendencia que los porcentajes de limos, con los promedios más bajos en las estaciones de aguas interiores y la boca del Estero de Urías (Fig.4).

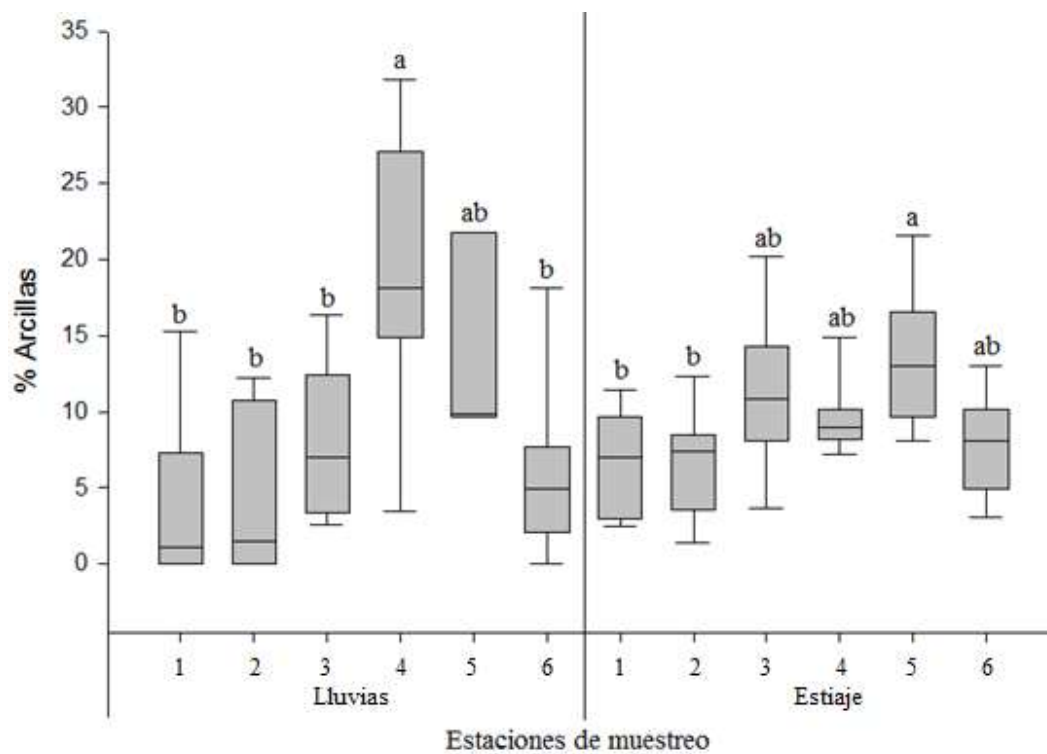


Figura 4. Distribución espacial de los porcentajes de arcillas en las estaciones de muestreo y las dos épocas en los sedimentos superficiales del Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas por estación ($P < 0.05$).

Con excepción de la estación 4 (P. Bonfil) en la época de lluvias, en todas las estaciones de muestreo los porcentajes de arena fueron mayores, para ambas épocas del año. Esto difiere con lo encontrado por Chiu-Wen *et al.* (2007), quienes encontraron que el componente principal de los sedimentos del sitio de estudio

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de los porcentajes de arena, limo y arcillas encontrados en las distintas estaciones de muestreo y en las dos épocas del año. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre épocas del año ($P < 0.05$). $n = 9$.

Estaciones de muestreo	% de Arenas		% de Limos		% de Arcillas	
	Lluvias	Estiaje	Lluvias	Estiaje	Lluvias	Estiaje
Granja	84.8 ± 7.9 ^a	52.7 ± 9.8 ^b	9.6 ± 8.9 ^a	40.8 ± 7.6 ^b	3.8 ± 5.4 ^a	6.6 ± 3.3 ^a
Termoeléctrica	65.3 ± 14.2 ^a	56.7 ± 17.8 ^a	18.6 ± 14.1 ^a	36.7 ± 17.3 ^b	4.2 ± 5.4 ^a	6.6 ± 3.5 ^a
Harinera	66.4 ± 25.3 ^a	51.7 ± 16.3 ^b	25.8 ± 21.2 ^a	37.1 ± 13.5 ^a	7.8 ± 5.1 ^a	11.3 ± 4.8 ^a
P. Bonfil	37.9 ± 21.5 ^a	71.8 ± 4.6 ^b	42.6 ± 16.6 ^a	18.7 ± 3.5 ^b	19.5 ± 8.5 ^a	9.6 ± 2.2 ^b
Z. Portuaria	64.9 ± 7.9 ^a	56.3 ± 9.6 ^a	21.3 ± 3.0 ^a	30.2 ± 9.7 ^a	13.8 ± 7.0 ^a	13.5 ± 4.4 ^a
C. Náutico	78.2 ± 10.3 ^a	75.5 ± 9.3 ^a	13.6 ± 12.4 ^a	16.8 ± 9.3 ^a	5.8 ± 5.5 ^a	7.7 ± 3.2 ^a

(Puerto de Kaohsiung, Taiwan) en todas las estaciones de muestreo fueron los limos con valores promedio que oscilaron entre 52.0 y 82.0 %. Frascari *et al.* (2002), también difieren con lo encontrado en el presente estudio, puesto que los porcentajes más altos corresponden a la fracción más fina (arcilla) en las distintas estaciones muestreadas en una laguna costera de Comacchio, Italia.

En estudios realizados a nivel nacional, se encuentra el de Valdés-Lozano *et al.* (2006) en la laguna costera Nichupte, Yucatán, quienes presentan valores muy similares a los encontrados en el presente estudio con dominancia de la fracción arenosa en todas las estaciones y valores promedio de 58.0 y 73.0 % de arenas para las dos épocas en que realizaron el estudio (verano e invierno, respectivamente).

En el mismo sitio de estudio del presente trabajo (Estero de Urías), Soto-Jiménez (1998) encontró valores de arenas, limos y arcillas en la zona interior de 26.1, 25.2 y 48.7 %, respectivamente; haciendo evidente que la zona muestreada por este autor era mayormente dominada por la fracción más fina, lo que difiere del presente trabajo. Sin embargo en ese mismo estudio, el autor registra valores similares a los de esta investigación en la zona industrial con porcentajes de 61.0, 19.0 y 19.0 % y en la zona portuaria de 64, 13 y 22 % de arenas, limos y arcillas, respectivamente.

Por su parte, Jara-Marini (2008) presenta también valores muy diferentes a los encontrados en el presente estudio, pues en la zona interior presenta dominancia de arcillas en todas sus estaciones.

Osuna-López *et al.* (1986) en estaciones de muestreo similares a las estaciones del presente estudio (desde la zona interior de la laguna hasta la boca), encontraron dominancia de la fracción arenosa con porcentajes de 62.0 y 90.0 %, muy similares a los encontrados en todas las estaciones de muestreo del presente estudio.

En la mayoría de las estaciones de muestreo la fracción predominante en la laguna costera Estero de Urías fueron las arenas, excepto en la zona asociada al parque Bonfil, en la cual la fracción dominante fue la fracción limosa. Contrario a lo

encontrado por Flemming (2000), De Falco *et al.* (2004) y Nayar *et al.* (2007) quienes reportan mayor porcentaje de arenas en las zonas sujetas a la influencia de corrientes y mayor preponderancia de las fracciones finas en las zonas de menor energía hidrodinámica. Mientras que en el interior del Estero de Uriás, cuya energía es menor a la zona de la boca de la laguna, presentaron porcentajes altos de arenas, sugiriendo que el sitio elegido para tomar las muestras probablemente es un lugar donde el material grueso fue depositado en el pasado.

VII.2. pH

Los valores promedio de pH muestran una tendencia clara a aumentar conforme se acerca a la boca de la laguna, excepto en las estaciones 1 y 2, para ambas épocas del año. En las dos épocas del año, los valores de pH más bajos se encontraron asociados a las estaciones situadas en la zona de descarga de la planta harinera y en las granjas camaronícolas.

Los valores de pH más altos, tanto en época de lluvias como de estiaje, fueron encontrados en la zona de influencia de la termoeléctrica, donde los sedimentos mostraron una gran cantidad de restos calcáreos de organismos lo que puede explicar el aumento del pH; además, los valores de las estaciones 4, 5 y 6 aumentaron simultáneamente, probablemente debido a que estas estaciones están mayormente influenciadas por el ambiente marino (Fig. 5). El análisis estadístico corroboró que los valores en la estación termoeléctrica fueron significativamente ($P < 0.05$) mayores que la mayoría del resto de las estaciones de muestreo, en ambas épocas del año (Fig. 5).

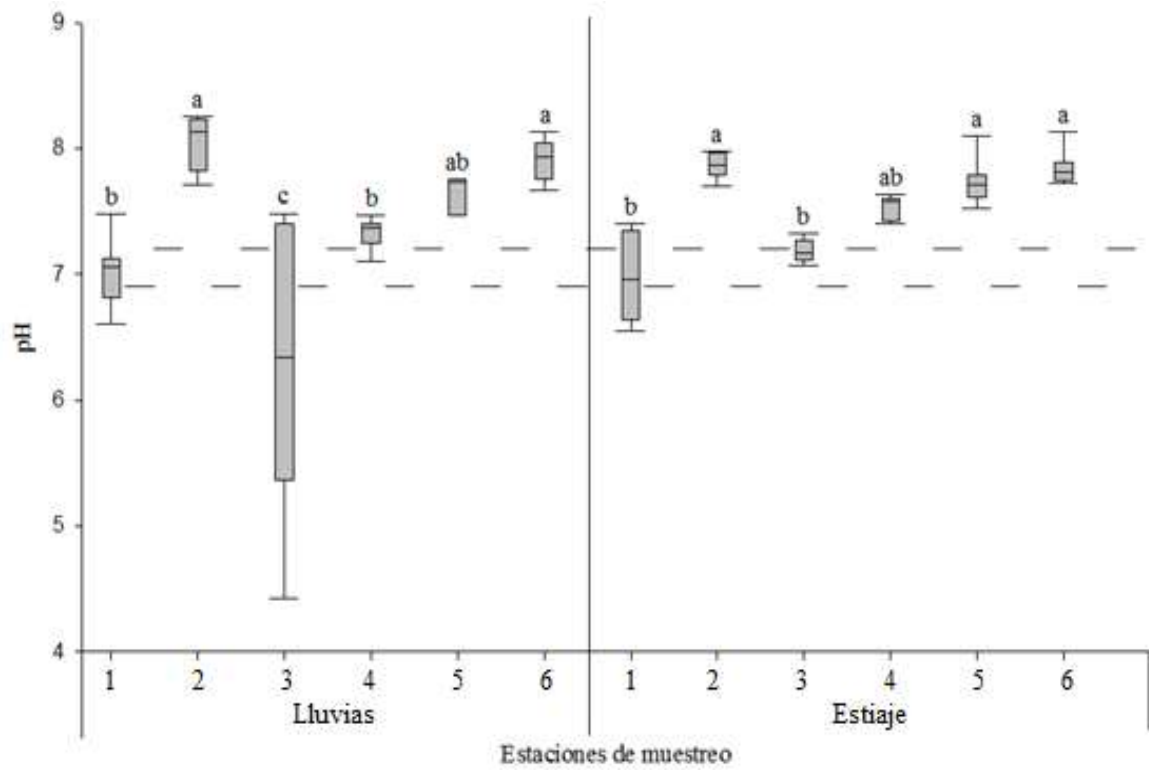


Figura 5. Variación del pH en los sedimentos superficiales de las estaciones de muestreo y las épocas del año. Las líneas punteadas indican el límite mínimo y máximo del criterio de contaminación de Schaanning (1994). Letras diferentes indican diferencias significativas por estación para cada época del año ($P < 0.05$).

De acuerdo con el análisis estadístico aplicado, en la época de lluvias el valor promedio encontrando en la estación 2 (termoeléctrica) es significativamente ($P<0.05$) mayor a los valores de las estaciones 1 (granjas), 3 (Harinera) y 4 (P. Bonfil), siendo solo similar a los valores de las estaciones con influencia marina, esto confirma lo mencionado sobre la influencia de los restos calcáreos encontrados en esas muestras. Para la época de estiaje, ocurre exactamente lo mismo, a excepción de los valores de la estación 4, donde no presentaron diferencias significativas ($P<0.05$) con la estación 2 (Fig. 6). El análisis por épocas del año, solo encontró una diferencia significativa ($P<0.05$) entre los valores medios de las épocas de lluvias y estiaje en la estación asociada a los residuos de la harinera (Fig. 7).

El pH muestra, mayormente, una relación inversa con la materia orgánica (MO) en

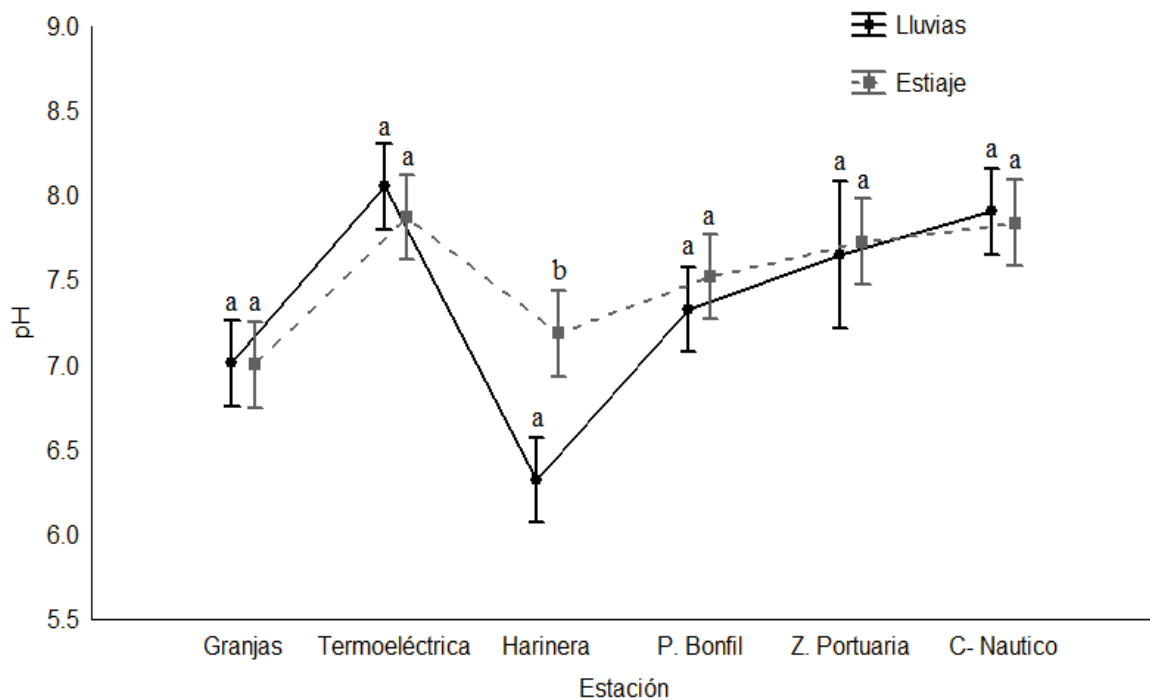


Figura 6. Comparación de los promedios de pH encontrados en las dos épocas del año y en las distintas estaciones. Letras diferentes indican diferencias significativas entre épocas del año para cada estación de muestreo ($P<0.05$).

los sedimentos (Fig. 8), esto se debe a que la materia MO demanda ser oxidada, y aunque prefiere oxidarse con el oxígeno disuelto, cuando la carga de MO es demasiada (como es el caso de la harinera) utiliza otros agentes oxidantes como los nitratos y los óxidos de hierro, y cuando los valores de redox son más bajos, la MO se oxida con los sulfatos. Las bacterias reductoras de SO_4^{2-} son las principales responsables de la generación de H_2S . El sulfato que llega a los sedimentos que se encuentran en condiciones reductoras es utilizado por las bacterias como aceptador de electrones en la oxidación de materia orgánica (respiración anaerobia). En algunas zonas costeras, donde se acumulan grandes cantidades de materia orgánica, se produce una reducción intensa del sulfato a sulfuro de hidrógeno (Stanier *et al.*, 1987) y esto provoca una reducción del pH, lo que es la causa más probable por los bajos valores de pH registrados en el presente estudio (estación 3: harinera).

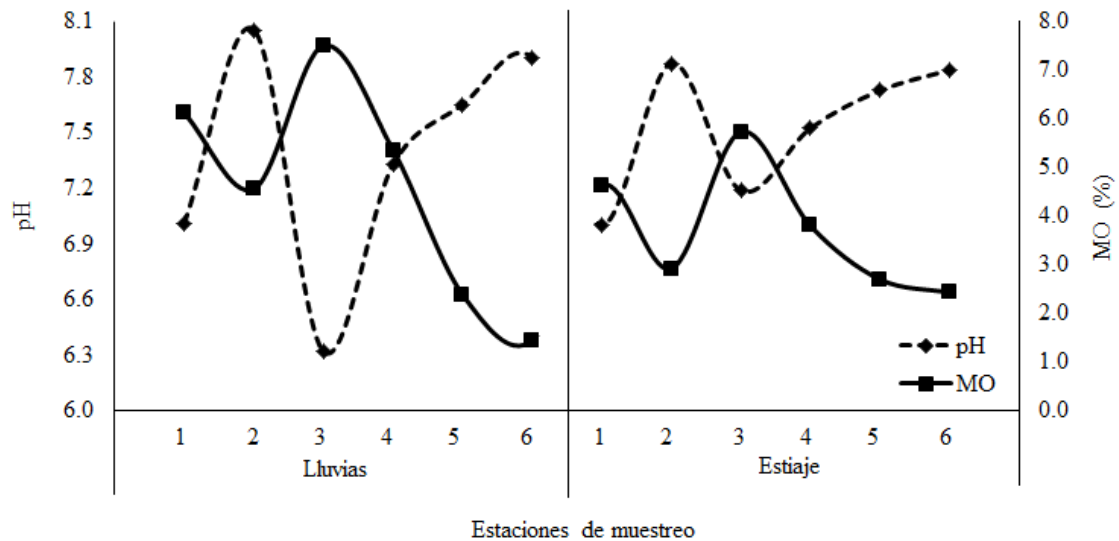


Figura 6. Comportamiento del pH y materia orgánica en las dos épocas del año y en las diferentes estaciones de muestreo.

En una laguna costera italiana, Frascari *et al.* (2002) (Tabla 3) encontraron valores con poca variación entre sitios de muestreo y épocas, con valores medios que oscilaron entre 7.1 y 7.9, valores cercanos a los encontrados en el presente estudio, excepto para la estación 3 en la que se encontraron valores cercanos a 6.

Por su parte Mesnage y Picot (1995) encontraron valores que presentaron cambios muy marcados entre épocas del año en una laguna costera en el Mediterráneo en las costas de Francia, con variaciones de 7.0 a 8.8, por lo que son valores comparables a los presentados en este trabajo, aunque ligeramente más altos. En otra investigación, Tokunaga *et al.* (1995) encontraron valores de pH similares a los encontrados en el presente estudio, con variaciones de entre 7.0 y 8.2 en todas las estaciones de muestreo en los sedimentos de la bahía de Osaka, Japón.

Por su parte Tam y Wong (2000) en los sedimentos superficiales de las zonas de manglares de Hong Kong y encontraron valores de pH entre 4.4 y 6.6, los cuales son más bajos que los encontrados en el presente estudio, esto se debe a que los sedimentos de manglares tienen muchos aportes de carbono orgánico producto de la descomposición de las hojas de mangle que caen al sedimento.

A nivel nacional, Olivas-Silva *et al.* (1992) realizaron un estudio de sedimentología en la laguna costera Santa Rosa en Sonora y encontraron valores de pH que variaron entre 7.4 y 8.9, estos valores son ligeramente más altos comparados con los del presente estudio (valor promedio de 7.2), es probable que estos valores altos se puedan asociar al escaso aporte de materia orgánica a este cuerpo de agua, mientras que en el presente estudio se generan mayores cantidades de materia orgánica .

Por su parte Olivas-Silva *et al.* (1996) analizaron los procesos sedimentológicos de la laguna costera El Soldado, Sonora, encontrando que los valores de pH oscilaron entre 7.1 y 8.9 siendo ligeramente más altos que los encontrados en el presente estudio, posiblemente a la poca influencia de materia orgánica en esta zona.

Valdés y Real (2004) (Tabla 5) midieron el pH en una laguna costera en Yucatán, con valores entre 7 y 9.5, los cuales fueron influenciados por las épocas del año. Estos valores son ligeramente altos comparados con los del presente trabajo.

Con excepción del pH de la estación 3, el cual fue el más bajo, los valores de pH encontrados en el presente estudio son altos comparados con los reportan Valdés-Lozano *et al.* (2006) para sedimentos de la laguna costera Nichupte en Yucatán, México.

En el Estero de Urías, en la zona cercana a los bosques de manglares Agraz-Hernández (1999) encontró valores de entre 6 y 7.6, los cuales fueron similares a los encontrados en el presente estudio para la zona cercana a los bosques (estación asociada a las granjas), por lo que no se puede descartar un aporte de materia orgánica proveniente de los mangles. Además los valores del presente estudio son ligeramente bajos comparados con los reportados por Rendón-Martínez (2012) en el mismo sitio pero en estaciones ubicadas en la boca de la laguna, esto debido a que las zonas al interior de la laguna no tienen la influencia marina (Tabla 3).

Tabla 3. Valores medios de pH en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.

pH	Lugar	Referencia
7.6	Bahía de Osaka, Japón	Tokunaga <i>et al.</i> (1995)
5.5	Zona de manglares, Hong Kong	Tam y Wong (2000)
7.1	Lagunas Fattibello-Spavola, Italia	Frasconi <i>et al.</i> (2002)
7.9	Laguna costera, Francia	Mesnager y Picot (2002)
8.1	Laguna Santa Rosa, Sonora	Olivas-Silva <i>et al.</i> (1992)
8	Laguna costera El Soldado, Sonora	Olivas-Silva <i>et al.</i> (1996)
8.3	Laguna costera Yucatán, México	Valdés y Real (2004)
6.8	Laguna Nichupte, México	Valdés-Lozano <i>et al.</i> (2006)
6.8	Bosque de manglar, Estero de Urías	Agraz-Hernández (1999)
8.7	Estero Urías, México	Rendón-Martínez (2012)
7.4	Estero Urías, México	Presente trabajo

Los resultados obtenidos son, en su mayoría, superiores a los niveles de concentración que pudieran causar daños moderados a la biota asociada al sedimento (Tabla 1) de acuerdo con el criterio de contaminación que estableció Schaanning (1994), excepto las estaciones 1 asociada a las granjas y 3 asociada a la planta harinera, coincidiendo con los mayores valores de concentración de materia orgánica encontrados para ambas épocas del año.

El pH tiene diferentes efectos en los organismos, especialmente cuando los niveles bajan. En muchos estudios se han denotado los efectos a nivel fisiológico de la biota marina a la acidificación del océano. Algunos de estos efectos incluyen calcificación reducida, que afecta a los esqueletos más débiles (Kleypas *et al.*, 1999). También la inhibición de la actividad celular aparece debido a la acidificación, por lo que los procesos de mineralización se verán afectados y por ende la nucleación (formación de conchas de carbonato), el crecimiento y la morfología del mineral que se deposita (Weiner y Dove, 2003).

Además las tasas metabólicas se ven suprimidas, debido a la interrupción del equilibrio ácido-base extracelular, así como la reducción de intercambio iónico y la síntesis de proteínas como consecuencia a la disminución de pH (Widdicombe y Spicer, 2008).

Por otro lado, la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos se reduce considerablemente a un pH por debajo de 5, lo que reduce el suministro de alimentos para los organismos superiores. Por lo tanto, los peces que permanecen presentes probablemente experimentarían tasas de crecimiento reducidas (Alabaster y Lloyd, 1980).

VII.3. MATERIA ORGÁNICA (CARBONO ORGÁNICO)

Los porcentajes medios de materia orgánica oscilaron entre 1.5 y 7.5 % para la época de lluvias, con una tendencia de los promedios a disminuir conforme se acerca a la boca de la laguna. En lo que respecta a los valores de la época de estiaje, estos variaron entre 2.4 y 5.7 % mostrando la misma tendencia que los promedios de la época de lluvias (Fig. 8).

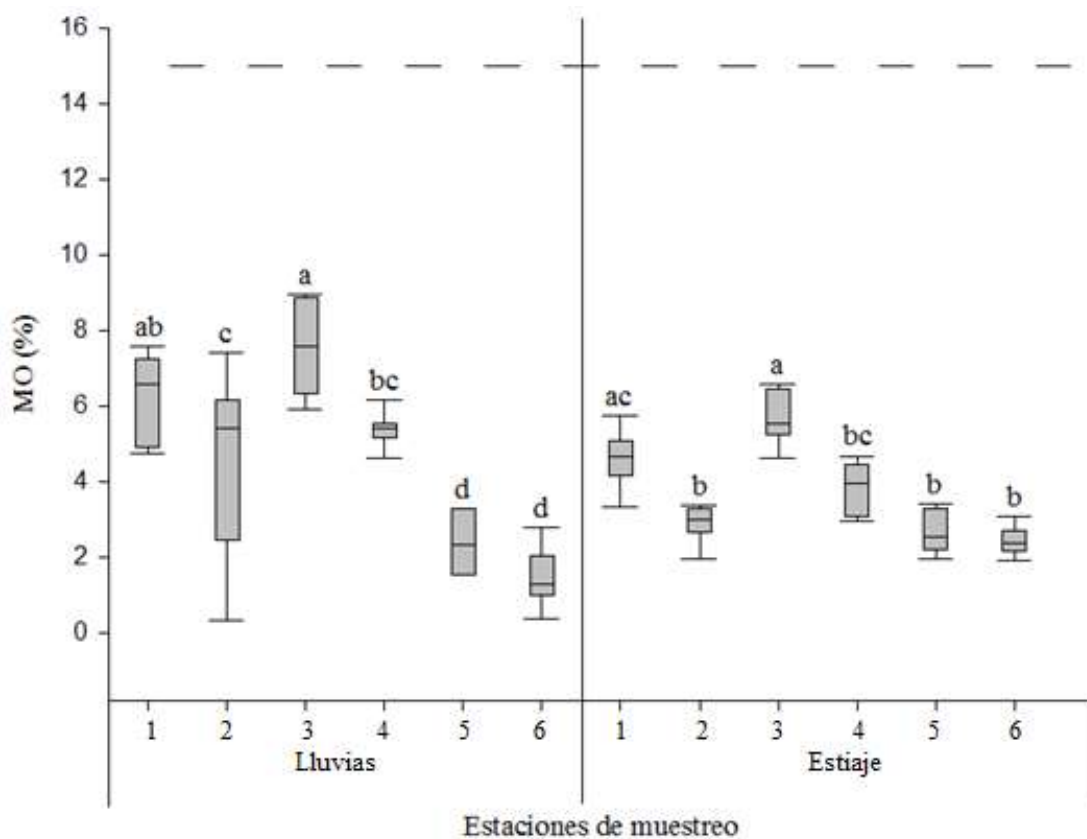


Figura 7. Distribución espacial de los porcentajes de materia orgánica en sedimentos en las dos épocas del año. La línea punteada indica el límite máximo permisible de materia orgánica en sedimentos (Méndez, 2002). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas por estaciones de muestreo para cada época del año ($P < 0.05$).

Los mayores promedios se presentaron en las estaciones 1, 2, 3 y 4 en ambas épocas (6.1±1.2, 4.6±2.4, 7.5±1.2 y 5.4±0.4 % para lluvias y 4.6±0.7, 2.9±0.5, 5.7±0.7 y 3.8±0.7 % para estiaje, respectivamente), donde se desarrolla una importante actividad humana como es: la operación de una granja camaronícola, termoeléctrica, industria alimenticia, industria naval, descargas urbanas, etc., mientras que los promedios más bajos se obtuvieron en las estaciones 5 y 6 en las que solo se desarrolla actividad portuaria (Fig. 8).

Según el análisis estadístico realizado, en la época de lluvias se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las estaciones de la zona interior (granjas, termoeléctrica, harinera y P. Bonfil) con respecto a las estaciones cercanas a la boca de la laguna (zona portuaria y c. náutico (Fig. 9).

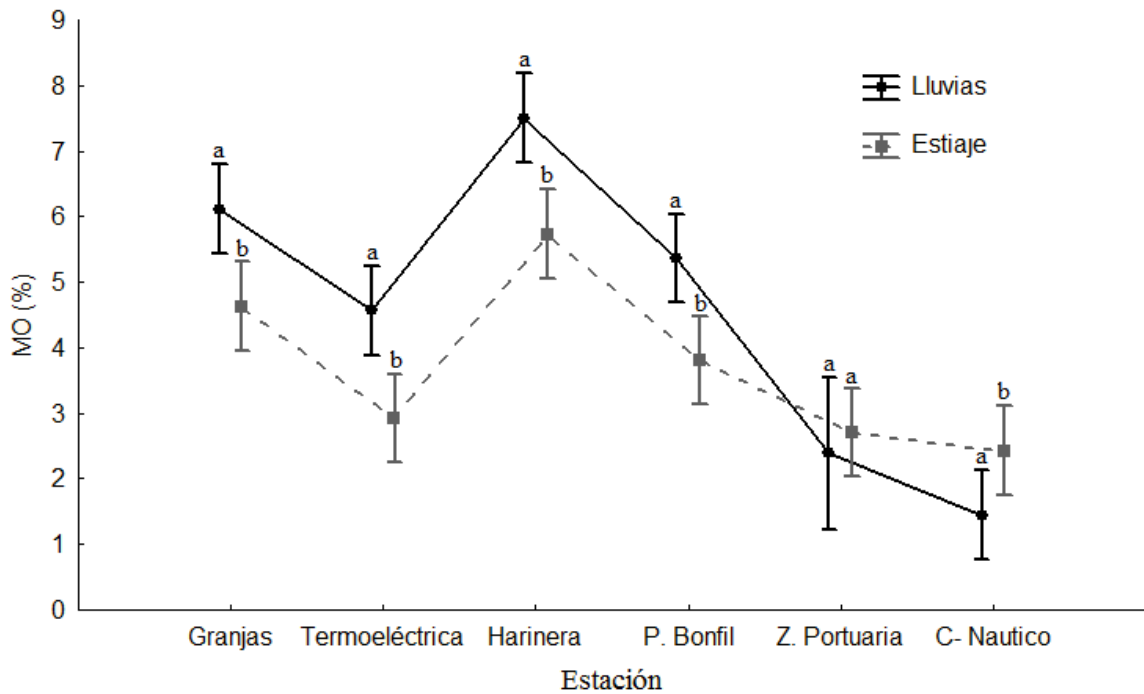


Figura 8. Comparación de los promedios de materia orgánica por época del año en las estaciones de muestreo del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por época, en cada estación de muestreo ($p < 0.05$).

Comparando los resultados obtenidos del presente estudio con otros a nivel internacional, Chiu-Wen *et al.* (2007) encontraron porcentajes medios de materia orgánica (entre 3.2 y 9.7 %) en un puerto localizado en Taiwán, los cuales son muy cercanos a los del presente estudio (Tabla 4).

Tabla 4. Valores medios para materia orgánica en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios del mundo.

Variable	Lugar	Referencia
3.5	Puerto Kaohsiung, Taiwán	Chiu-Wen <i>et al.</i> (2007)*
2.2	Laguna Mirim, Brasil	Santos <i>et al.</i> (2004)*
3.4	Laguna Ashtamundi, India	Baijulal <i>et al.</i> (2013)*
5.5	Laguna Kadinamkulam, India	
10.6	Puerto de Santos, Brasil	Buruaem <i>et al.</i> (2013)*
4.2	Estero Urías, México	Presente trabajo

*Valores convertidos de carbono orgánico a materia orgánica.

Por su parte, Santos *et al.* (2004) encontraron un porcentaje promedio de materia orgánica de 2.2 en la laguna Mirim en Brasil, valor que coincide con algunos de los porcentajes medios encontrados en la mayoría de las estaciones en la época de estiaje del presente estudio. Así mismo, el intervalo de materia orgánica en el presente estudio fue muy superior con el intervalo (0.34-2.66%) que presentan Frías-Espéricueta *et al.* (2004) en sedimentos de la laguna Huizache-Caimanero, lo cual se debe a la presencia de mangle y de aportes urbanos e industriales.

Por su parte Green-Ruiz y Páez-Osuna (2003) en la laguna costera Altata-Ensenada del Pabellón presentan valores ligeramente bajos, con el mayor promedio asociado al interior de la laguna, tal como sucede en el presente estudio. En el sistema lagunar Estero de Urías, Soto-Jiménez (1998) registró valores en zonas interiores de 4.1%, mientras que en el presente se encontraron valores de 6.12% y valores similares en la zona portuaria. Con respecto a los valores de Jara-Marini (2008) los valores del presente estudio fueron muy similares. Osuna-López *et al.* (1986) encontraron valores similares (Tabla 5) a los del presente trabajo con valores promedio desde 2 hasta 12 % de materia orgánica, este último promedio, fue encontrado en la estación planta harinera, con un promedio de 9 %).

Como se observa en la figura 8, ninguno de los promedios obtenidos de materia orgánica en las distintas estaciones de muestreo y en las dos épocas del año rebasaron los niveles típicos de zonas consideradas como contaminadas. Los valores más cercanos al límite máximo de concentración de materia orgánica, son los encontrados en las estaciones influenciadas por la planta harinera, es probable que en esa zona la acumulación de materia orgánica sea más fuerte debido justamente a las descargas a la laguna, que proceden del rastro municipal y de una variedad de industrias alimenticias.

En el sedimento, la materia orgánica es degradada por una serie de procesos microbianos aerobios y anaerobios y en la cual se liberan nutrientes inorgánicos de manera simultánea. Las tasas de degradación dependen de la calidad de la materia orgánica, la etapa de descomposición y la temperatura (Fenchel *et al.*, 1998). Es bien sabido que el oxígeno presente en la columna de agua y en el agua intersticial es utilizado para la descomposición de la materia orgánica, por lo que éste comienza a disminuir en ciertas profundidades y en algunas ocasiones puede agotarse, provocando zonas de hipoxias y anóxicas (Libes, 1992).

Tabla 5. Valores medios de materia orgánica en sedimentos superficiales de lagunas costeras de México.

% MO	Lugar	Referencia
Nacional		
2.5*	Laguna Altata-Ensenada del Pabellón, México	Green-Ruiz y Páez-Osuna (2003)
1.7	Laguna Huizache-Caimanero, México	Frías-Espericueta <i>et al.</i> (2004)
3.7*	Laguna costera Yucatán, México	Valdés y Real (2004)
6.3*	Laguna Nichupte, México	Valdés-Lozano <i>et al.</i> (2006)
6.3	Estero Urías, México	Osuna-López <i>et al.</i> (1986)
4.1*	Estero Urías, México	Soto-Jiménez (1998)
5.3*	Estero Urías, México	Pérez-Bernal (1999)
5.2*	Estero Urías, México	Jara-Marini (2008)
1.3	Estero Urías, México	Rendón-Martínez (2012)
4.2	Estero Urías, México	Presente trabajo

*Valores convertidos de carbono orgánico a materia orgánica.

Debido a esto, a los sedimentos se les considera un importante regulador en los ecosistemas costeros, puesto que en ellos se almacenan materia orgánica y nutrientes, y esto afecta directamente a la concentración de oxígeno en el fondo, produciendo sustancias que regresan a la columna de agua y, por ende, afectando la producción de fitoplancton (Jorgensen, 1996).

La hipoxia puede tener efectos directos e indirectos sobre el funcionamiento y la supervivencia de los organismos. La vulnerabilidad a los bajos niveles de oxígeno varía ampliamente entre los distintos organismos marinos (Middleburg y Levin, 2009). Otro aspecto importante, es el efecto de las condiciones anóxicas en combinación con sulfuros, esto puede tener diferentes consecuencias debido a la toxicidad de los sulfuros para muchos organismos, especialmente para los metazoarios (Bagarinao, 1992).

Algunos de los efectos más comunes que se pueden encontrar son: la migración (de distancia) de algunos invertebrados, la mortalidad de algunos taxones, aumento y disminución de las actividades de la fauna dentro de la columna sedimentaria (Rabalais *et al.*, 2001). También, la hipoxia reduce la densidad y la biomasa de la mega y macro fauna, teniendo como resultado una reducción del tamaño de la comunidad (Quiroga *et al.*, 2005).

VII.4. CARBONATOS

Los carbonatos variaron entre 6.1 y 9.2 % y entre 7.0 y 15.1 % para época de lluvias y estiaje, respectivamente; presentando en ambos casos, valores significativamente ($P < 0.05$) más altos en la estación 2, (planta termoeléctrica, Fig. 10). Los carbonatos que se encuentran en los sedimentos son de origen biológico y se forman en condiciones marinas en los ambientes de aguas poco profundas (Wilson, 1975; Sellwood, 1978; Morse y Mankenzie, 1990), esto concuerda con lo encontrado en el presente trabajo, ya que la mayoría de las muestras tomadas en ese sitio contenían una gran cantidad de fragmentos calcáreos de origen biológico.

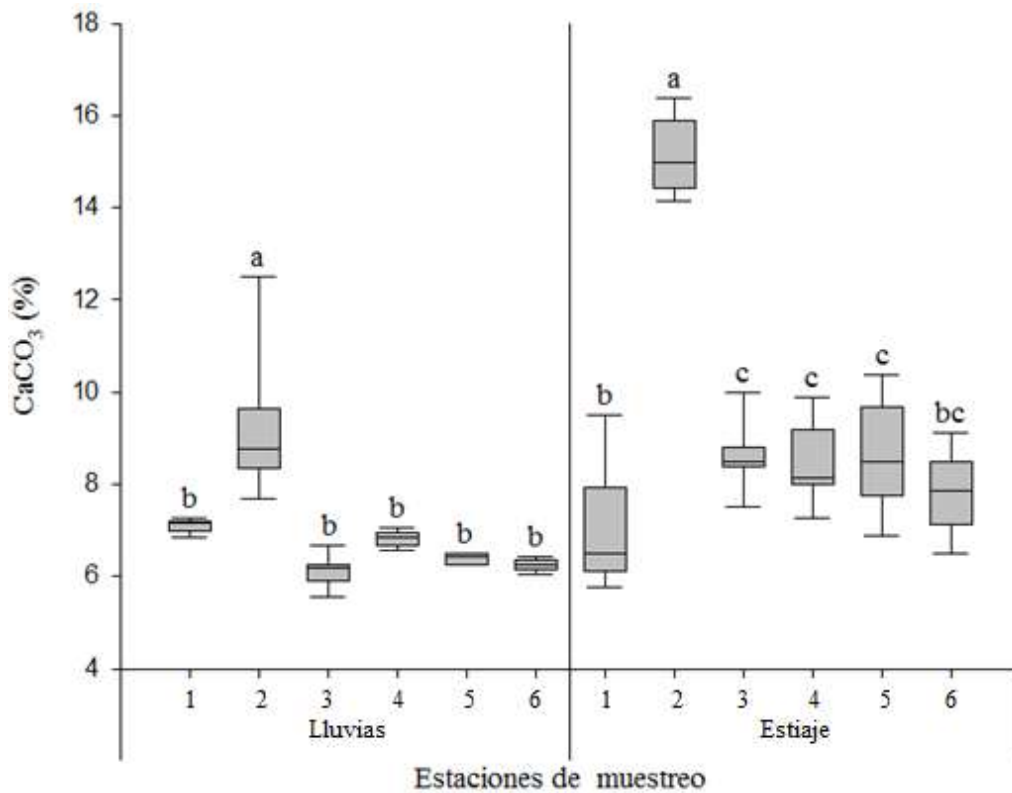


Figura 9. Variación espacial del porcentaje de carbonatos en el sedimento superficial en las dos épocas del año del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por estaciones en cada época del año ($P < 0.05$).

Los promedios en ambos casos (lluvias y estiaje) son homogéneos, solo en la época de estiaje, la estación cercana a las granjas (interior de la laguna) es significativamente ($P < 0.05$) menor a las estaciones 3, 4 y 5, las cuales están asociadas a la boca que tiene mayor influencia de agua marina (Fig. 10).

Los porcentaje medios de carbonatos obtenidos en las diferentes estaciones de muestreo fueron significativamente ($P < 0.05$) mayores en la época de estiaje, excepto en la estación 1 (granjas camaronícolas), ya que esta no presentó diferencias significativas ($P < 0.05$) con respecto a su similar de la época de lluvias (Figura 11).

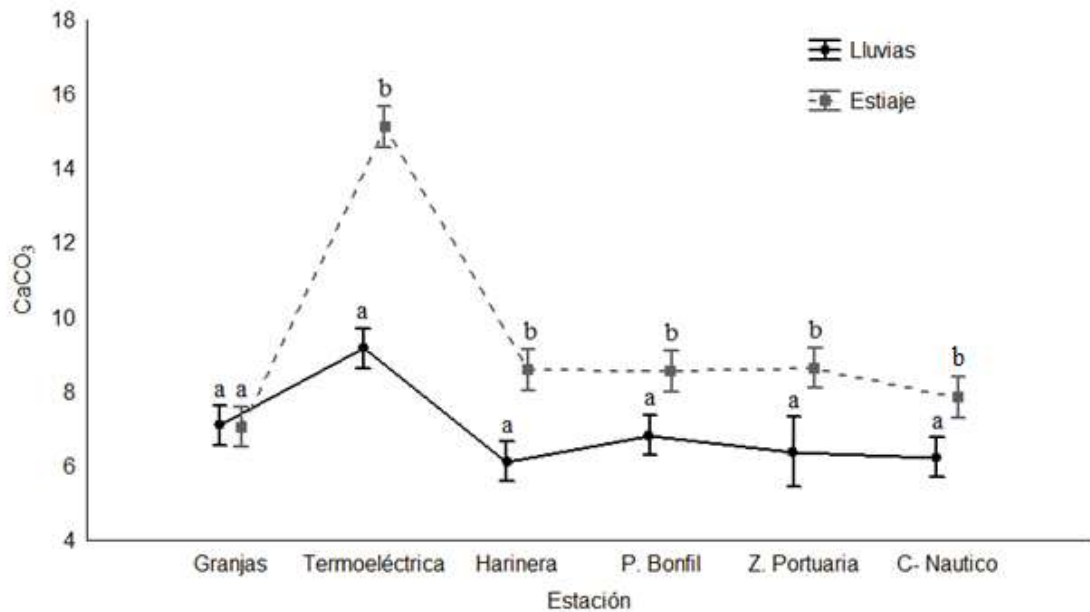


Figura 10. Comparación de los promedios de carbonatos en las estaciones de muestreo y dos épocas del año en el Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por época para cada estación de muestreo ($P < 0.05$).

Los valores promedio de carbonatos encontrados en el presente estudio son ligeramente superiores a los registrados por Soto-Jiménez (1998) en el mismo sitio (3.8 y 4.6%, en aguas interiores y cabeza lagunar, respectivamente) y solo son similares a los encontrados en las estaciones de la zona portuaria; mientras que para estaciones de muestreo similares, los valores del presente trabajo son ligeramente bajos comparados con los registrados por Jara-Marini (2008), y son mayores a los observados por Green-Ruiz y Páez-Osuna (2003) (valores medios de 2.8-7.5 %) en Altata-Ensenada del Pabellón.

Por su parte, Osuna-López *et al.* (1986) encontraron valores muy bajos comparados a los del presente estudio, con porcentajes que oscilaron entre 0.7 y 8.6 %, sin embargo la zona con mayor contenido de carbonatos también fue la zona asociada a la planta termoeléctrica.

VII.5. NITRÓGENO TOTAL

Los valores promedio de concentración de nitrógeno total obtenidos en el presente estudio oscilaron entre 2.82 y 3.31 mg/g en la época de lluvias y entre 2.38 a 3.42 mg/g en la de estiaje, presentándose una tendencia marcada a disminuir conforme se avanza en las estaciones de muestreo en ambas épocas (Fig. 12)

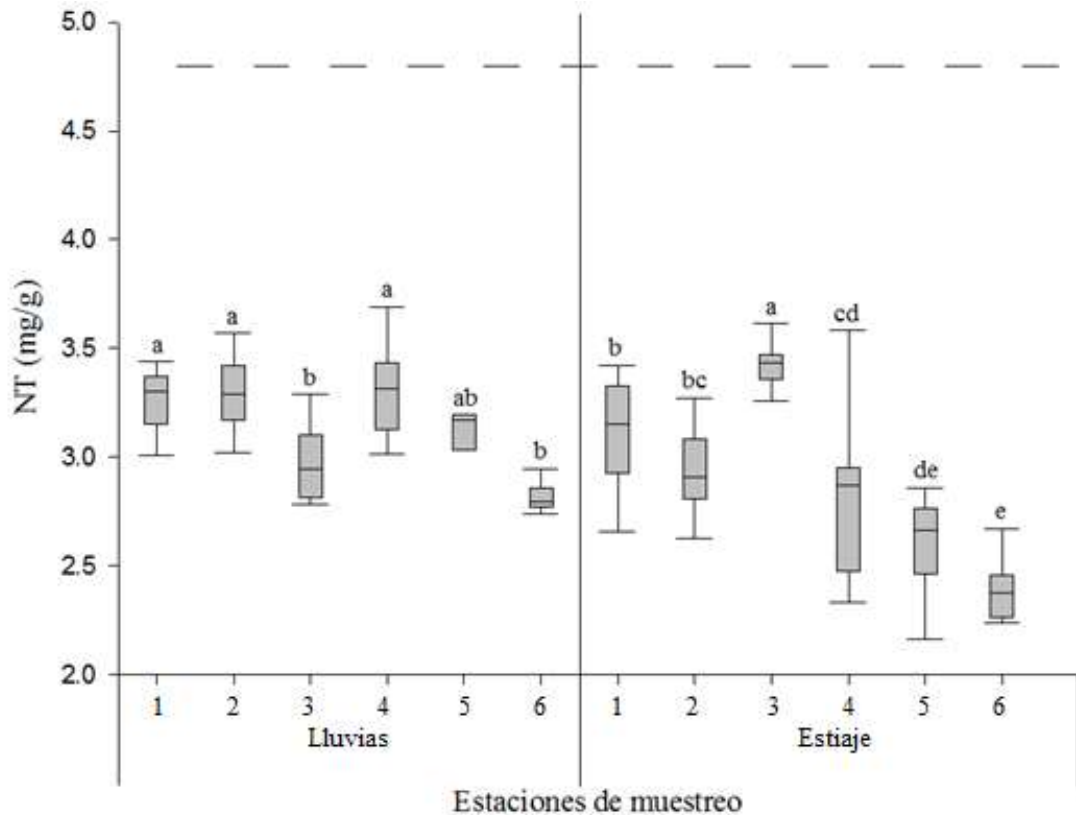


Figura 11. Concentraciones de nitrógeno total en las distintas estaciones de muestreo y en las dos épocas del año. Línea punteada indica la concentración que tiene efectos tóxicos severos en el bentos (Persaud *et al.*, 1993). Letras diferentes indican diferencias significativas por estación para cada época del año ($P < 0.05$).

En la figura 13 se puede observar que las concentraciones de nitrógeno más altas se encontraron en las estaciones interiores, mientras que los valores de la estación 6 son significativamente ($P < 0.05$) más bajas. Además, de acuerdo con el análisis estadístico realizado, solo en la estación 1 asociada a las granjas camaronícolas, no se

presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre la época de secas y lluvias (Fig. 13).

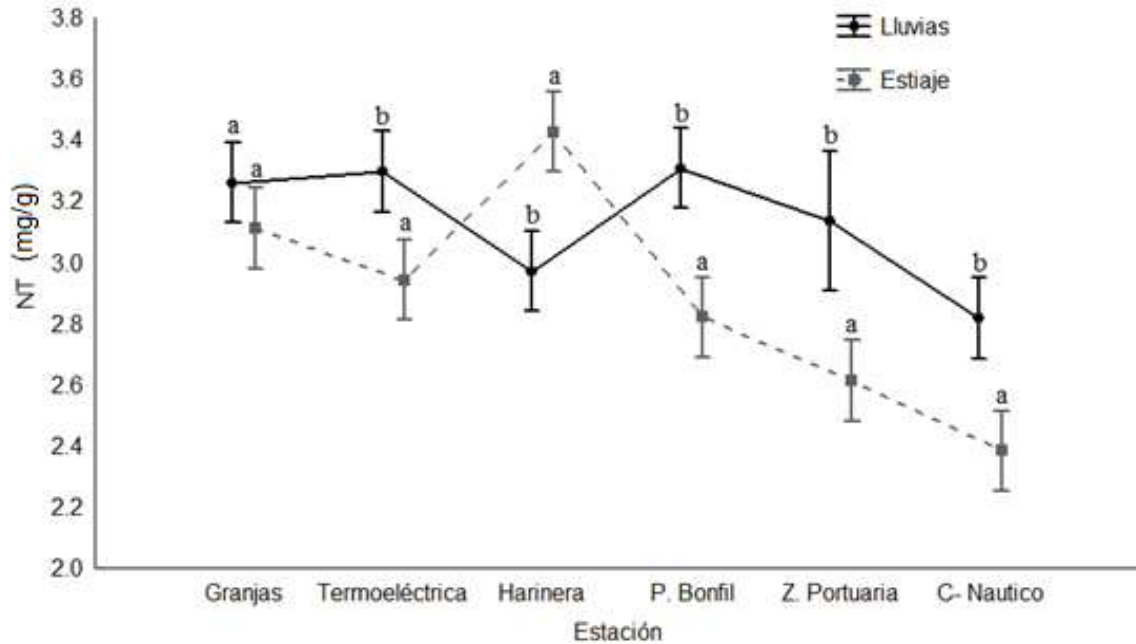


Figura 12. Comparación de las concentraciones medias en las dos épocas del año, en las estaciones de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas entre las dos épocas del año para cada estación de muestreo ($P < 0.05$).

Los promedios son muy similares a los presentados por Chiu-Wen *et al.* (2007) quienes registran valores promedio de entre 3.0 y 5.0 mg/g, para esta misma variable en sedimentos del puerto Kaohsiung (Taiwan), esto puede deberse a que en ese puerto hay cuatro ríos con entradas directas al puerto con descargas urbanas, mientras que en el presente estudio se encuentra el aporte del estero del infiernillo que aporta descargas urbanas al Estero de Urías (El infiernillo) (Tabla 6).

Tabla 6. Valores medios de nitrógeno total en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.

NT (mg/g)	Lugar	Referencia
4	Lagunas Fattibello-Spavola, Italia	Frascari <i>et al.</i> (2002)
4	Puerto Kaohsiung, Taiwán	Chiu-Wen <i>et al.</i> (2007)
1.63	Laguna Mirim, Brasil	Santos <i>et al.</i> (2004)
0.91	Laguna Ashtamundi, India	Baijulal <i>et al.</i> (2013)
1.41	Laguna Kadinamkulam, India	
5.58	Puerto de Santos, Brasil	Buruaem <i>et al.</i> (2013)
1.4	Laguna costera Yucatán	Valdés y Real (2004)
1.7	Laguna Nichupte, Yucatán	Valdés-Lozano <i>et al.</i> (2006)
1.05	Estero Urías	Rendón-Martínez (2012)
3.01	Estero Urías	Presente trabajo

Por su parte Frascari *et al.* (2002) encontraron valores entre 2.0 y 4.0 mg/g, con una variación mayor producto del cambio en las épocas del año; estos valores solo son ligeramente más altos a los encontrados en el presente trabajo en la laguna costera Estero de Urías.

El nitrógeno juega distintos roles de suma importancia ecológica en los ecosistemas costeros, puesto que está involucrado en muchos procesos que ocurren en los sedimentos. Algunos de estos procesos son llevados a cabo por organismos bentónicos que toman el nitrógeno contenido en la materia orgánica y lo utilizan como medio de obtención de energía. Cuatro de los principales procesos que se llevan a cabo en el sedimento en los que está involucrado en nitrógeno son la amonificación, la nitrificación, desnitrificación y la fijación de nitrógeno (Sloth *et al.*, 1995). Otro rol importante que juega el nitrógeno es el de contaminante. La contaminación por nutrientes, como el nitrógeno, resulta de una carga excesiva (tanto natural como antropogénica) de estos en las cuencas y que tienen como último destino los cuerpos de agua, como son las lagunas costeras. Los problemas que trae consigo la contaminación por nutrientes es muy variada y van desde la mortalidad de organismos, fetidez y anoxias, hasta la destrucción del ecosistema completo (Páez-Osuna *et al.*, 2007; 2013).

Con respecto a la zona tropical (Tabla 6), Santos *et al.* (2004) en una laguna costera en Brasil, encontraron un valor medio de 1.6 mg/g, valor que se encuentra muy por debajo de los valores medios encontrados en el presente estudio. Por su parte Baijulal *et al.* (2013) en las lagunas Ashtamundi y Kadinamkulam en la India, registraron valores medios de concentración de 0.91 y 1.4 mg/g respectivamente, siendo más bajos que los encontrados en el presente trabajo. Solo el promedio registrado por Buruaem *et al.* (2013) (5.6 mg/g) en el Puerto de Santos de Brasil es mayor a los de la presente investigación.

Los valores encontrados en la estación cercana al canal de navegación son más elevados, tanto en época de lluvias como en estiaje, comparados con los valores de concentración de Rendón-Martínez (2012) quién encontró valores de entre 0.18 a 1.05 mg/g en torno a un cultivo de pargo en esa misma zona (Tabla 6).

Las estaciones ubicadas aguas adentro presentaron la mayor concentración de NT. Esto puede deberse a que la mayoría de las descargas industriales y urbanas están localizadas en esa zona. De acuerdo con Páez-Osuna *et al.* (2007) a pesar de que la laguna costera Estero de Urías se encuentra en una cuenca en la que el aporte de nitrógeno y fósforo no es muy alto con respecto a los demás municipios, hay aportes importantes y las principales emisiones de nitrógeno al ambiente son atmosféricas y antropogénicas. A pesar de que se presentaron estos valores al interior de la laguna, ninguna de las concentraciones encontradas sobrepasó el límite máximo que tiene efectos severos en la biota que habita el sedimento (Persaud *et al.*, 1993).

Existen procesos bioquímicos que involucran al nitrógeno en el sedimento, como son: la amonificación, la nitrificación, la desnitrificación y la fijación de nitrógeno (Sloth *et al.*, 1995). De los procesos mencionados anteriormente, la amonificación es uno de los más importantes involucrados, debido a los efectos que provoca. Éste consiste en la liberación de NH_4^+ por la hidrolización de materia orgánica y posterior desaminación de los aminoácidos (Navas *et al.*, 2003). El incremento de la concentración de amonio total en el agua intersticial del sedimento puede llegar hasta niveles elevados y considerados como tóxicos. En algunos trabajos realizados con los anfípodos mediterráneos *Gammarus aequicauda* y *Microdeutopus grillotalpa* han revelado efectos mortales a concentraciones superiores a 43 mg/l (César *et al.*, 2000). Mientras que en el camarón blanco del pacífico (*Litopenaeus vannamei*) Frías-Espicqueta *et al.* (1999; 2000) determinaron una concentración letal media de amonio total de 12.2 mg/l para postlarvas y 65.2 mg/l para juveniles.

VII.6. CLASIFICACIÓN DE CONTAMINACIÓN

De acuerdo con la clasificación propuesta por Ballinger y McKee (1971) las líneas en los gráficos de valores de 0.2 % de nitrógeno y 5 % de carbono orgánico son los valores elegidos como la mejor aproximación en la distinción de los tipos de sedimentos.

En el presente trabajo, ninguno de los valores obtenidos (Fig. 14) para la época de lluvias estuvo en el rango de los sedimentos tipo I y II “Depósitos inorgánicos u orgánicos antiguos estabilizados” y “Alta contribución de carbono y demanda de oxígeno lenta”, respectivamente. La mayoría de la muestras se presentaron en la clasificación de sedimentos tipo III “Sedimentos con aportes de nitrógeno”, sin embargo, tres de los valores se encuentran en la clasificación IV “Sedimentos con alta descomposición y alto potencial de liberación de nitrógeno y demanda de oxígeno”.

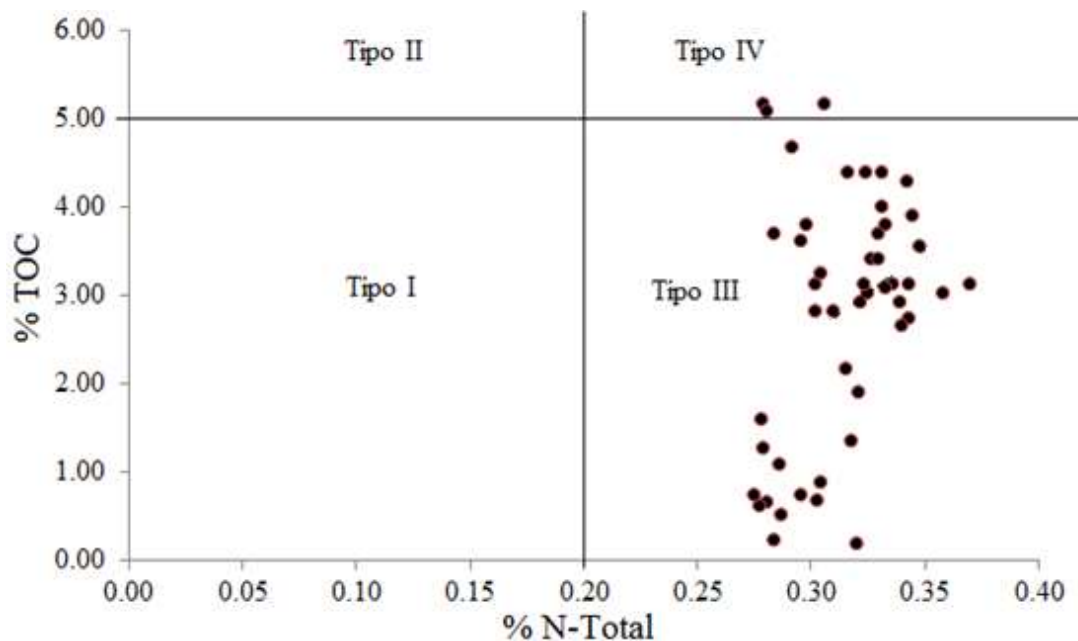


Figura 13. Clasificación de contaminación orgánica del Estero de Urías en la época de lluvias, según el diagrama de Ballinger y McKee (1971).

Las tres muestras encontradas en el sedimento tipo IV de la clasificación son del mismo sitio de muestreo (planta harinera) donde se encontraron los sedimentos con una mayor coloración oscura y un fuerte olor a sulfuros, además de ser el sitio donde las descargas de los residuos de operación de esta industria son más evidentes. Por lo que respecta al resto de las estaciones, la mayoría presenta valores que demuestran que hay un aporte importante de nitrógeno al sistema.

En cuanto a la época de estiaje (Fig. 15) los valores encontrados estuvieron dentro de la clasificación III, haciendo más evidente el aporte de nitrógeno que hay en el sistema Estero de Urías.

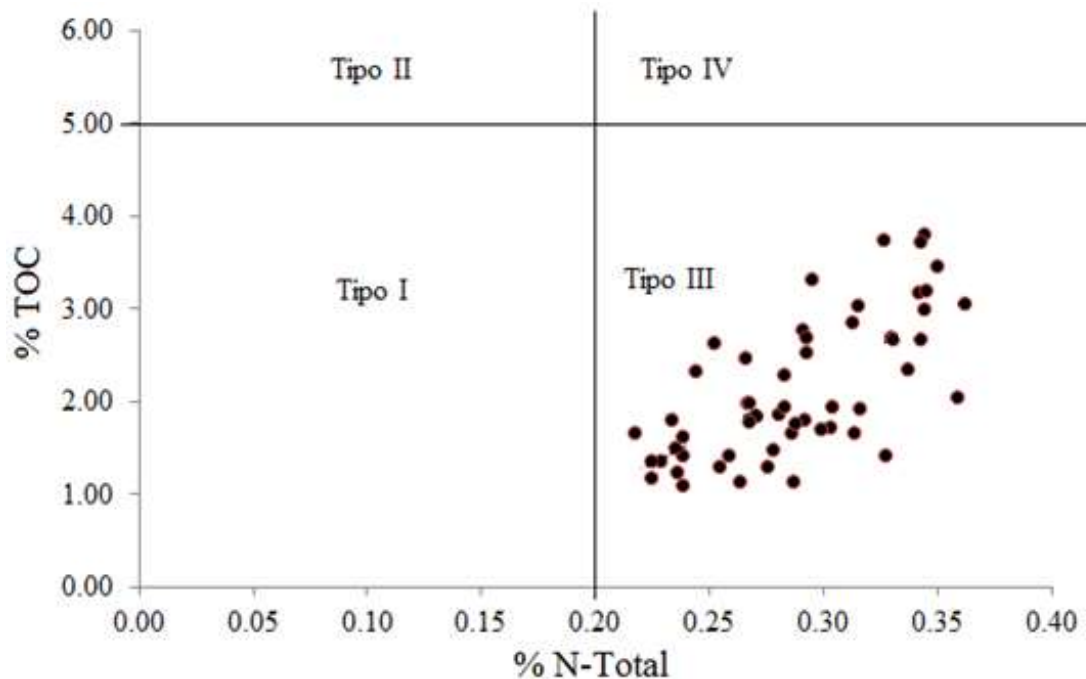


Figura 14. Clasificación de contaminación orgánica del Estero de Urías en la época de estiaje, de acuerdo con el diagrama de Ballinger y McKee (1971).

En un trabajo realizado por Santos *et al.* (2004) en la Laguna Mirim, Brasil, se utilizó la misma clasificación y encontraron que la mayoría de las muestras de sedimento se presentaron en la clasificación tipo I, solo cinco muestras se presentaron en el tipo III, por lo que atribuyeron el enriquecimiento de nitrógeno en estas muestras a aportes naturales en la laguna. En el presente trabajo la mayoría de las muestras en ambas épocas presentaron en la clasificación de tipo III, por lo que es probable que, además de los aportes naturales, existe aportes de nitrógeno externos a la laguna costera, como los que proceden de las aguas municipales no-tratados, aguas de desecho del rastro, de la harinera y de las diversas industrias del parque Bonfil. Otra aporte

evidente es el de las granjas que se localizan en la cabeza lagunar y que se estiman en 52 toneladas por año (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

VII.7. FÓSFORO TOTAL

Las concentraciones promedio de fósforo total para la época de lluvias oscilaron de 188.3 a 632.1 $\mu\text{g/g}$, estas muestran una tendencia similar a la del NT respecto a que las concentraciones disminuyen conforme se acerca a la boca de la laguna. Durante la época de estiaje la tendencia fue muy similar a la de lluvias y la variación de promedios va desde 110.6 a 583.1 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 16).

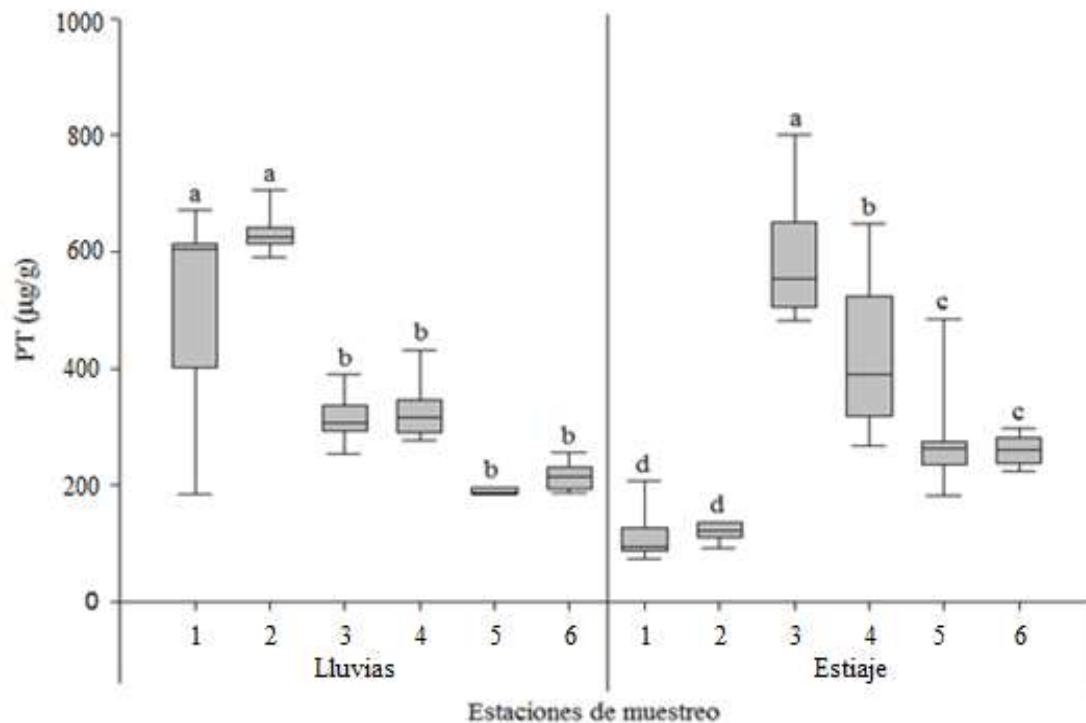


Figura 15. Variación de las concentraciones de fósforo total en las épocas del año en sedimentos superficiales del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por estación en cada época del año ($P < 0.05$).

Las concentraciones significativamente ($P < 0.05$) más altas en la época de lluvias se presentaron en la estación 1 (granjas) y 2 (termoeléctrica), mientras que en la época

de estiaje las concentraciones más altas se presentaron en las estaciones 3 (harinera) y 4 (P. Bonfil) con diferencias estadísticamente ($P < 0.05$) significativas con respecto a las demás estaciones (Fig. 16).

Por otro lado, las concentraciones por época del año en las distintas estaciones de muestreo presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) en las primeras cuatro estaciones y no hubo diferencias para las últimas dos (Fig. 17).

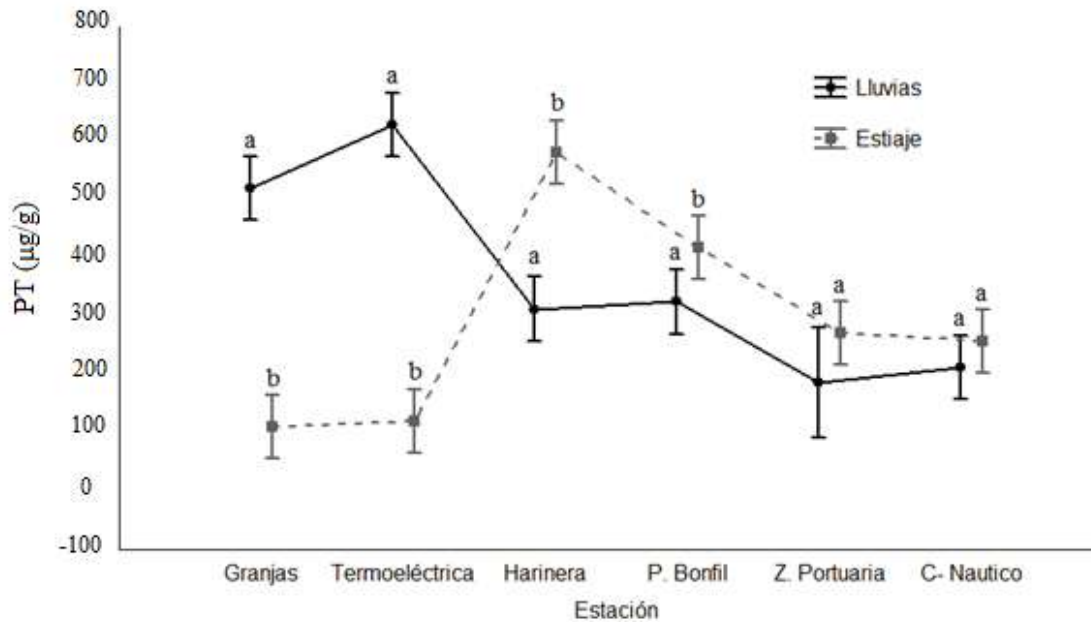


Figura 16. Comparación por época del año de fósforo total en el sedimento superficial del Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por época del año en cada una de las estaciones de muestreo ($P < 0.05$).

Las concentraciones de fósforo total encontradas en este trabajo son similares a las registradas por Frascari *et al.* (2002) quienes observaron valores de entre 600 a 1000 $\mu\text{g/g}$ de fósforo total en sedimentos de una laguna costera en Italia. También, en Taiwán, Chiu-Wen *et al.* (2006) encontraron un valor medio de 737 $\mu\text{g/g}$, el cual es similar a los encontrados en el presente estudio. En la zona tropical (Tabla 7) se han llevado a cabo trabajos en sedimentos, tal es el caso de estudio de Santos *et al.* (2004) quienes encontraron valores medios de hasta 1620 $\mu\text{g/g}$ en una laguna costera de

Brasil, valor promedio por encima registrado en este trabajo. Baijulal *et al.* (2013) en dos lagunas costeras de la India, registran valores muy cercanos a los valores medios del presente estudio, con concentraciones que oscilaron entre los 380 y 615 $\mu\text{g/g}$.

Tabla 7. Valores medios de fósforo total en sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.

PT ($\mu\text{g/g}$)	Lugar	Referencia
800	Lagunas Fattibello-Spavola, Italia	Frascari <i>et al.</i> (2002)
737	Puerto Kaohsiung, Taiwán	Chiu-Wen <i>et al.</i> (2007)
1620	Laguna Mirim, Brasil	Santos <i>et al.</i> (2004)
380	Laguna Ashtamundi, India	Baijulal <i>et al.</i> (2013)
615	Laguna Kadinamkulam, India	
730	Puerto de Santos, Brasil	Buruaem <i>et al.</i> (2013)
340	Estero Urías, México	Presente trabajo

Por su parte, Pérez-Bernal (1999) en el Estero Urías, midió la concentración de fósforo total en el sedimento superficial y encontró valores similares a los encontrados en el presente trabajo, sin embargo, la tendencia que presenta dicha autora es diferente, puesto que las concentraciones más altas fueron encontradas en la

zona cercana a la boca de la laguna y fueron asociadas a las descargas de la planta de tratamiento de aguas de JUMAPAM. En contraste, en el presente estudio las concentraciones más altas estuvieron asociadas a la zona interior del estero, en la zona cercana a las industrias camaronícolas y harinera, así como a la planta termoeléctrica (Tabla 8).

Tabla 8. Concentraciones de fósforo promedio en sedimentos superficiales de lagunas costeras de México.

Referencia	Lugar	PT ($\mu\text{g/g}$)
Valdés y Real (2004)	Laguna costera Yucatán, México	136.9
Valdés-Lozano <i>et al.</i> (2006)	Laguna Nichupte, México	68
Pérez-Bernal (1999)	Estero Urías	500
Rendón-Martínez (2012)	Estero Urías	0.3
Presente trabajo	Estero Urías	340

Los valores del presente estudio comparados con las concentraciones encontradas en ese mismo sitio por Rendón-Martínez (2012) (Tabla 8), están muy por encima, posiblemente a que las estaciones de muestreo de este estudio están menos influenciadas por las corrientes que resuspenden el material sedimentario a la

columna de agua en la boca del estero, zona donde llevó a cabo la investigación dicho autor.

La mayor fuente de fósforo que llega a la cuenca que abastece al Estero de Urías debe ser antropogénica, dadas las actividades como la ganadería, seguido de las descargas municipales. Además la carga de fósforo también es mucho menor que la de nitrógeno durante el año en todas sus fuentes (Páez-Osuna *et al.*, 2007). En el presente estudio las concentraciones más altas fueron de alrededor de 800 $\mu\text{g/g}$ y de acuerdo con Persaud *et al.* (1993), el valor máximo de fósforo que podría causar efectos severos en la calidad del sedimento es de 2000 $\mu\text{g/g}$, por los valores encontrados en el Estero de Urías no sobrepasan este límite.

El interés ecológico del fósforo proviene de su papel en el metabolismo y de su relativa escasez en la hidrósfera. Este elemento actúa como limitante de la productividad biológica, en los cuerpos de agua continentales y algunos de tipo costero. La cantidad de fósforo contenido en los sedimentos puede ser de varios órdenes de magnitud superior a la del agua, por lo que es importante estudiar la concentración de fósforo que poseen los sedimentos, ya que éstos contribuyen como importante fuente interna para la eutrofización (Ruiz *et al.*, 2005). Además, el fósforo es utilizado por los organismos como principal constituyente de los ácidos nucleicos, los fosfolípidos, el ATP y otras moléculas para el almacenaje de energía y como constituyente mineral de estructuras (dientes, huesos, etc.) (Campbell y Reece, 2002).

VII.8. RELACIONES C/N, N/P Y C/P

Los valores medios de la relación C/N del presente trabajo oscilaron entre 2.99 y 14.74, para la época de lluvias; y entre 5.78 y 9.72, para la de estiaje. En ambas épocas los valores medios más altos se presentaron en la estación 3 (planta harinera) (Fig. 18).

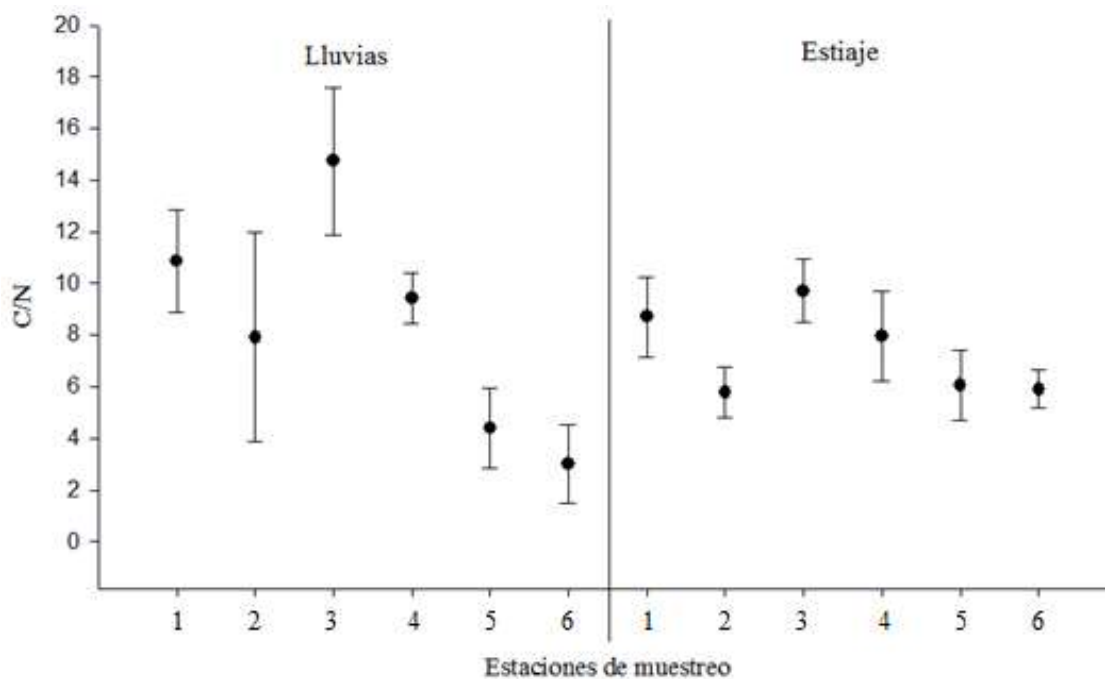


Figura 17. Valores medios y errores de la relación C/N de cada estación de muestreo y en las dos épocas del año.

En ambas épocas se presenta una tendencia similar de los valores a decrecer conforme se acercan a la boca de la laguna y con valores bajos en la estación cercana a la termoeléctrica.

El valor de la proporción C/N es utilizada con frecuencia como un índice para establecer la procedencia del material del que está compuesto el sedimento (Silva y Astorga, 2010) dado el valor de algunas proporciones como el fitoplancton marino cuyo valor es de 6.6 (Redfield *et al.*, 1963) o el valor del sedimento marino el cual oscila entre 7 y 10 (Rullköter, 2000) y el de las plantas terrestres el cual es mayor a 20 (Deevy, 1973). En el presente trabajo la mayoría de los valores de la proporción estuvieron cercanos a los valores de sedimento marino en ambas épocas, solo las estaciones cercanas a la boca en la zona portuaria y cercanas al club náutico los valores estuvieron muy por debajo que el valor propuesto por Redfield *et al.* (1963) para el fitoplancton marino.

En ambas épocas los valores más altos de la proporción se encontraron en la estación 3 que está asociada a la planta harinera, por lo que en esta zona además del aporte marino propio del sistema, pudiera haber aportes terrígenos significativos. El valor medio de la relación C/N establecido como el idóneo para alcanzar el equilibrio geoquímico entre la sedimentación y la descomposición de la materia orgánica en los sedimentos marinos es de 10 (Bonilla *et al.*, 1995) por lo que de acuerdo con lo encontrado en el presente trabajo, ninguna de las estaciones de muestreo se encuentra en equilibrio entre la sedimentación y la descomposición, excepto la estación asociada a las granjas camaronícolas.

Montalvo (2006) encontró valores que oscilaron entre 23 y 144 en las bahías de Cárdenas y Santa Clara, Cuba, que están muy por encima de los encontrados en el presente trabajo (2.99 y 14.74). Por su parte, Fuentes-Hernández (2000) en la laguna de Chacopata, Venezuela, presenta valores de la proporción C/N altos (9-44), y el autor los asocia a las abundantes cantidades de detritus procedente de plantas como manglares y macroalgas.

En cuanto a los valores de la proporción N/P, estos oscilaron entre 5 y 16 para la época de lluvias y de entre 6 a 30 para la de estiaje, sin que se presentara una tendencia clara, solo con valores más altos en las estaciones 1 y 2 de la época de estiaje, sin embargo se presenta una clara dominancia de los valores de nitrógeno en todas las estaciones y en ambas épocas del año (Fig. 19).

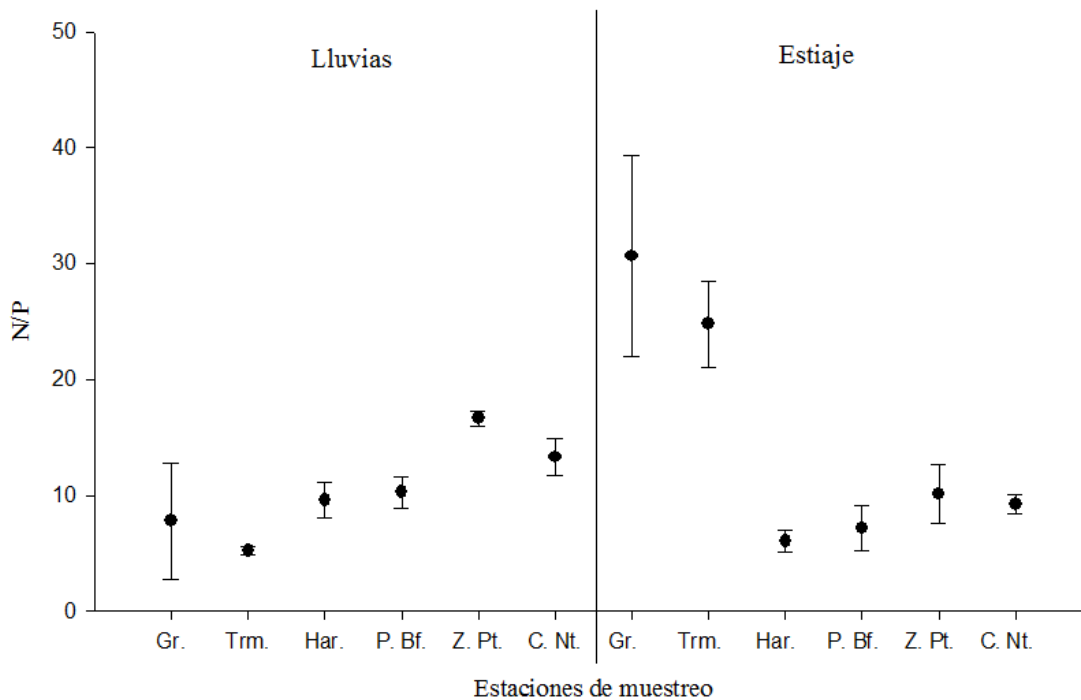


Figura 18. Valores medios y errores de la proporción N/P en las estaciones de muestreo y épocas del año.

Los valores obtenidos en el presente estudio son superiores a los reportados por Bonilla *et al.* (1985) en Venezuela (de 2 a 7) y también a los presentados por Márquez *et al.* (2005) en el Golfo de Cariaco Venezuela con valores de 0.3 a 1.7.

Con respecto a los valores de C/P, estos oscilaron entre 39 y 138 para la época de lluvias y entre 54 y 266 para la de estiaje. Los valores más altos están asociados a la estación cercana a las granjas camaronícolas; los valores en general no presentaron una tendencia clara, pero sí una dominancia del carbono orgánico sobre el fósforo total en todas las estaciones y ambas épocas del año (Fig. 20).

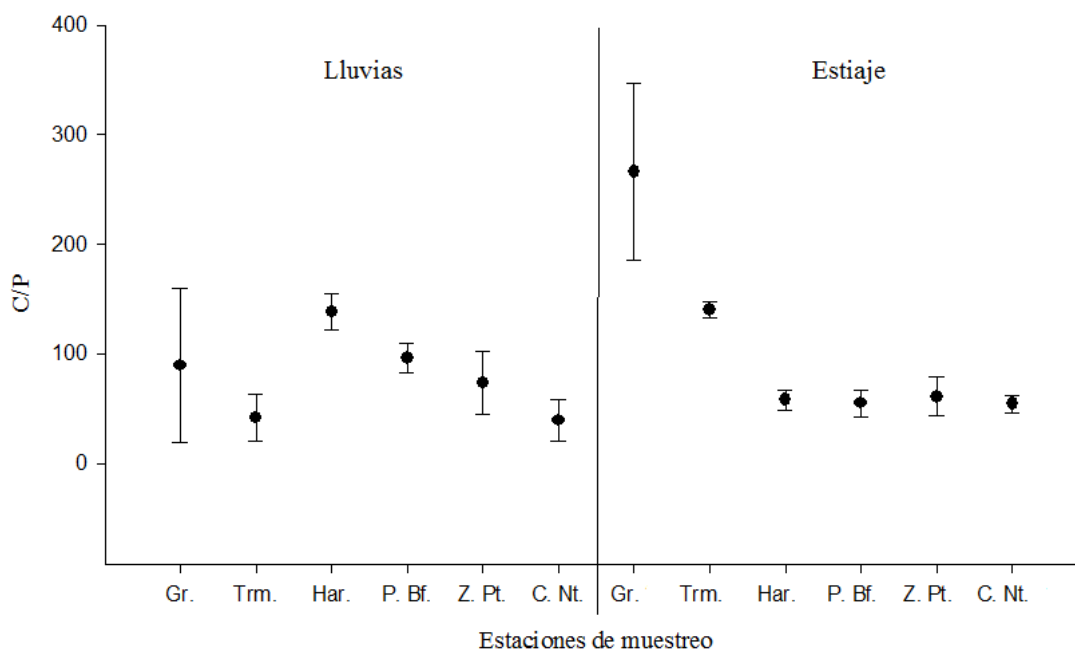


Figura 19. Promedios y errores de la relación C/P en las estaciones de muestreo y épocas del año.

Valiela *et al.* (1984) establecieron que la materia orgánica vegetal presenta una mayor lixiviación, un ataque microbiano y una fase lenta en la que se forman componentes refractarios cuando hay cocientes elevados de C/P, por lo que los valores elevados de C/P en el presente estudio sugieren que esté sucediendo algo similar.

VII.9. ARSÉNICO TOTAL

Los valores medios de arsénico para la época de lluvias oscilaron entre 9.72 y 39.11 $\mu\text{g/g}$, con una tendencia a aumentar de las estaciones de la zona interior a la parte media del sistema y a disminuir nuevamente conforme se acerca a la boca de la laguna (Fig. 21). Los valores más altos de arsénico, para esta época, se encontraron

asociados a las estaciones cercanas a la planta harinera, al Parque Bonfil y zona portuaria.

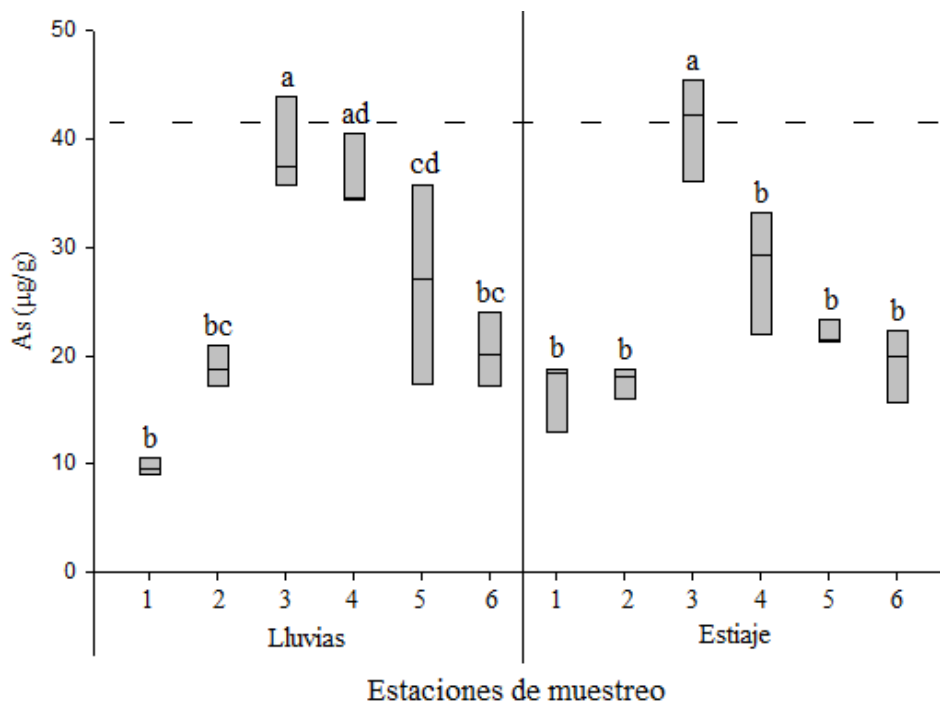


Figura 20. Variación de las concentraciones de arsénico total en las estaciones de muestreo y las épocas del año en sedimentos superficiales del Estero de Urías. Letras diferentes indican diferencias significativas por estación ($p < 0.05$). La línea punteada indica el nivel de efectos probables (PEL, por sus siglas en inglés) (CCME, 2001).

De acuerdo con el análisis estadístico realizado, los valores de las estaciones cercanas a la planta harinera y parque Bonfil son estadísticamente diferentes ($p < 0.05$) a las estaciones asociadas a la zona interior y la boca del estero de Urías. Por su parte, los valores medios de la época de estiaje variaron de 16.73 a 41.24 $\mu\text{g/g}$, con la misma tendencia que en la época de lluvias y con las concentraciones más altas asociadas a la estación cercana a la harinera y al Parque Bonfil. De acuerdo al análisis estadístico, la estación harinera fue significativamente ($p < 0.05$) mayor a las demás estaciones ($p < 0.05$) (Fig. 15). En cuanto a las épocas del año, el análisis estadístico encontró que no había diferencias significativas en las dos épocas para todas las estaciones de muestreo (Fig. 22).

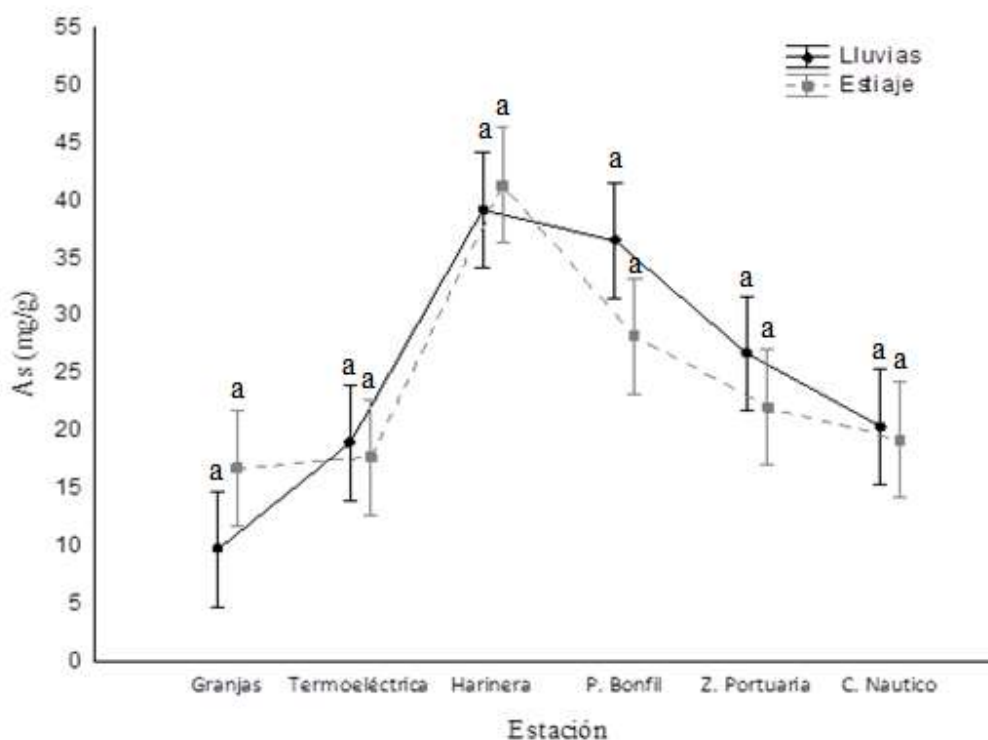


Figura 21. Comparación por época del año en las diferentes estaciones de muestreo de arsénico total, en el sedimento superficial del Estero de Urías. Letras distintas indican diferencias significativas por época del año ($P < 0.05$).

Las concentraciones de arsénico del presente trabajo son ligeramente más bajas que algunas de las encontradas en el trabajo realizado por Bloundi *et al.* (2009) en la laguna costera Nador en Marruecos (de 4.0 a 76.0 $\mu\text{g/g}$), sin embargo los promedios son más altos en el presente estudio (Tabla 9). Los valores de concentración de arsénico más altos encontrados en Marruecos estuvieron asociados a las actividades antropogénicas (descargas de aguas residuales y actividad minera). Cabe destacar que en el Estero de Urías no hay industria minera.

Por su parte, Luo *et al.* (2010) en la zona costera de China (Mar Amarillo y Mar Bohai) encontraron valores que van desde 5.6 hasta 13.3 $\mu\text{g/g}$ de arsénico, concentraciones que están muy por debajo de los encontrados en el presente estudio.

A nivel internacional pero ya en la zona tropical (Tabla 9) se encuentra la investigación realizada por Mirlean *et al.* (2003) quienes realizaron un muestreo en el

sistema lagunar Patos-Mirim, Brasil, cuyos resultados son muy similares a los presentados en este estudio, con valores desde 12.4 hasta 49.7 y 11.4 y 43.1 $\mu\text{g/g}$ en el canal de navegación y el estuario de la laguna Patos. A diferencia del Estero de Urías, el sistema lagunar Patos-Mirim no presenta industrias cercanas, sin embargo hay dos principales industrias: la maderera y la de fertilizantes, esta última, presumiblemente, es la que aporta la mayoría del arsénico al sistema.

Por otro lado, Mirlean *et al.* (2012), en un trabajo realizado en la plataforma y zona costera del estado de Espírito Santo, Brasil, encontraron valores similares a los del presente estudio (5.9 - 49.2 $\mu\text{g/g}$) en los sedimentos de la zona de manglares y valores muy elevados en la plataforma (hasta 134.0 $\mu\text{g/g}$), estas concentraciones elevadas están asociadas a la formación natural de barreras y corales, condiciones que no prevalecen en el Estero de Urías.

Comparando los resultados obtenidos en el presente estudios con los obtenidos en otros trabajos realizados en el país (Tabla 9), se puede observar que los obtenidos por Shumilin *et al.* (2001), en la laguna de La Paz, B.C.S. (0.8-44.4 $\mu\text{g/g}$) son valores muy cercanos a los encontrados en este estudio. De acuerdo con los autores, no hay evidencia de contaminación antropogénica por arsénico y los valores más altos encontrados es por la presencia de material fosfatado, materia prima para la producción de fertilizantes.

Shumilin *et al.* (2005) presentan valores ligeramente menores a los encontrados en el presente estudio (1.0-34.0 $\mu\text{g/g}$), estos valores se encontraron asociados al Puerto de San Carlos, sin embargo no se descarta la posibilidad de que estas concentraciones sean por los fragmentos de minerales fosfatados que se arrastran durante los periodos de mayor escorrentía. Jara-Marini y García-Rico (2006), en cuatro diferentes sitios en Sonora, encontraron valores que oscilaron entre los 0.05 y 13.54 $\mu\text{g/g}$, valores que están muy por debajo de los encontrados en el presente trabajo, esto debido a que las zonas que evaluaron se le considera prístina en cuanto a niveles de arsénico.

Por su parte, Leal-Acosta *et al.* (2010) midieron la concentración de arsénico y mercurio en sedimentos de tres sitios diferentes (zona de aguas geotermales, laguna de manglar y ensenada Santispac) en Bahía Concepción, Baja California Sur, y encontraron valores de entre 0.7 y 2.8 $\mu\text{g/g}$ en la zona de manglar y valores de hasta 111 $\mu\text{g/g}$ en la zona de aguas geotermales, por lo que sugieren que el mayor aporte de este metaloide es proveniente de las aguas geotérmicas. Los valores presentados en este estudios son muy altos comparados con los que se reportan en el presente trabajo.

Tabla 9. Concentración promedio de As en los sedimentos superficiales de lagunas costeras y estuarios de México y el mundo.

Referencia	Lugar	As ($\mu\text{g/g}$)
Bloundi <i>et al.</i> (2009)	Laguna costera Nador, Marruecos	14.0
Luo <i>et al.</i> (2010)	Zona costera de China	8.5
Mirlean <i>et al.</i> (2003)	Sistema lagunar Mirim-Patos, Brasil	30.7
Mirlean <i>et al.</i> (2012)	Costa de Espiritu Santo, Brasil	59.1
Shumilin <i>et al.</i> (2001)	Laguna de La Paz, Baja California	11.0
Shumilin <i>et al.</i> (2005)	Complejo lagunar Magdalena-Almejas, Baja California	11.0
Jara-Marini y García-Rico (2006)	Zona Costera de Sonora	8.9

Leal-Acosta <i>et al.</i> (2010)	Bahía Concepción, Baja California	74.0
Presente estudio	Estero Urías, Mazatlán	24.7

De acuerdo con distintos autores (Armienta y Rodríguez, 1995; EPA, 1998; Smedley y Kinniburgh, 2002; Mandal y Suzuki, 2002; Wang y Mulligan, 2006) el proceso de producción de energía eléctrica por medio de plantas termoeléctricas, la producción de vidrio, el procesamiento del asfalto, el uso de combustibles sólidos, líquidos y gaseosos (como el carbón, madera, aceite y gas natural), la quema de basuras y llantas en campos abiertos y basureros municipales, la fundición de metales, el proceso de conservación de madera, la producción de cemento tipo portland, entre otros, son algunas industrias en las que se involucra el arsénico y, por ende, presentan aportes importantes al ambiente. De acuerdo con lo mencionado, los niveles de concentración que se encontraron en los sedimentos del Estero de Urías se podrían asociar a algunas de las actividades antropogénicas que se localizan en esta zona (La industria naviera, la termoeléctrica, la actividad portuaria, las descargas de aguas residuales, basura y desechos de la quema de residuos que acarrea el arroyo El Infiernillo y una planta procesadora de asfaltos localizada en las cercanías).

Por su parte, el Servicio Geológico Mexicano a través de la Secretaría de Economía y el INEGI, presentan una carta geoquímica por arsénico en la zona asociada a la cuenca de la laguna costera Estero de Urías (SGM, 1997), en la que se exponen valores de arsénico desde 12.6 a 27.3 µg/g en la zona más cercana (Aledaña al Estero del Infiernillo, aproximadamente a 10 km del Estero de Urías) y valores de 46 y 69.1 µg/g en la zona más alejada al sistema (Aproximadamente a 40 y 90 km del Estero de Urías, respectivamente) , por lo que no se puede descartar un aporte importante del transporte de minerales ricos en arsénico (natural) al sistema, lo que debe ser corroborado en futuros estudios.

En la mayoría de las estaciones, ninguno de los valores obtenidos se encuentra por encima de los niveles de arsénico que pudieran tener efectos (PEL, possible effect level), excepto algunos obtenidos en la estación cercana a la planta harinera, en ambas épocas del año, en los que se presentan valores elevados e inclusive por encima de los PEL (Fig. 15). Es importante señalar que los valores de umbral de sedimentos, como son TEL y PEL, se utilizan sólo para ayudar identificar las concentraciones que se han asociado con probabilidades de efectos biológicos adversos (Hatje *et al.*, 2010).

En general, la toxicidad de arsénico para los organismos acuáticos disminuye en el siguiente orden: arsenito (As^{3+}) > arseniato (As^{5+}) > ácido monometilarsónico > ácido dimetilarsínico > arsenobetaína (Shiomi, 1994). Algunos de los efectos biológicos que se pueden encontrar en los sedimentos son: la disminución de las comunidades bentónicas, aumento en la mortalidad y cambios en el comportamiento de los organismos (Environment Canada, 1998).

VII.10. CORRELACIÓN

El análisis de correlación realizado para las diferentes variables en la época de lluvias se presenta en la Tabla 10. Las correlaciones que alcanzaron niveles de significancia fueron materia orgánica y pH, presentando correlación negativa, lo que afirma que las altas concentraciones de materia orgánica provocan un descenso de los niveles de pH, esto es porque, como se mencionó anteriormente, el pH muestra una relación inversa con la materia orgánica debido a que la MO demanda ser oxidada, y aunque prefiere oxidarse con el oxígeno disuelto, cuando la carga de MO es demasiada utiliza otros agentes oxidantes como los nitratos y los óxidos de hierro, y como último recurso, a los sulfatos.

Tabla 10. Valores de correlación obtenidos de cada una de las variables en la época lluvias.

	CaCO3-Ll	pH-Ll	NT-Ll	PT-Ll	As-Ll	Arena-Ll	limo-Ll	Arcilla-Ll
MO-Ll	-0.0164	-0.522*	0.34	0.212	0.298	-0.122	0.153	0.0881
CaCO3-Ll		0.382	0.393	0.671*	-0.35	-0.0113	-0.0741	-0.216
pH-Ll			0.0175	0.158	-0.528	-0.139	0.0238	0.0575
NT-Ll				0.48	-0.197	-0.248	0.154	0.174
PT-Ll					-0.495	0.119	-0.169	-0.328
As-Ll						-0.543	0.51	0.437
Arena-Ll							-0.924*	-0.735*
limo-Ll								0.623*

* $p < 0.05$

Además el porcentaje de carbonatos presentó una correlación positiva con la variable fósforo total, indicando con esto que el fósforo pudiera estar en su forma de fosfato de calcio en la época de lluvias. También, cabe destacar que no se presentó correlación significativa entre PT y As.

En cuanto a los valores de coeficiente de correlación en la época de estiaje que se presentan en la Tabla 11 ($p < 0.05$) se corrobora que para esta época también existe una correlación significativa negativa entre pH y MO. En esta misma época se presenta una correlación significativa ($p < 0.05$) positiva entre los carbonatos y el pH.

Por su parte, la MO presentó correlaciones positivas significativas ($p < 0.05$) con los valores de nitrógeno, fósforo y arsénico total, mientras que el fósforo total y arsénico total se relacionaron significativamente ($p < 0.05$) de manera positiva, haciendo evidente la relación que existe entre estas dos variables, las cuales, están asociadas al mismo tipo de roca.

Tabla 11. Valores de correlación obtenidos de cada una de las variables en la época estiaje.

	CaCO3-Es	pH-Es	NT-Es	PT-Es	As-Es	Arena-Es	Limo-Es	Arcilla-Es
MO-Es	-0.23	-0.8*	0.69*	0.483*	0.684*	-0.327	0.327	0.0617
CaCO3-Es		0.419*	0.0483	-0.294	-0.146	-0.127	0.184	-0.159
pH-Es			-0.534*	-0.198	-0.36	0.285	-0.32	0.0568
NT-Es				0.318	0.451	-0.429*	0.434*	0.0658
PT-Es					0.912*	0.0895	-0.17	0.246
As-Es						-0.171	0.0692	0.4
Arena-Es							-0.957*	-0.331
Limo-Es								0.0428

* p<0.05

VII.11. COMPARACIÓN DE LA METODOLOGÍA DE MUESTREO

En los distintos trabajos que se han llevado a cabo en el Estero de Urías, se han utilizado diferentes metodologías de muestreo. Entre estas destacan las utilizadas por: Soto-Jiménez (1998) quien estableció una red de estaciones de muestreo por todo el sistema y lo dividió en siete zonas, para obtener la mayor representatividad de cada una de las regiones del puerto de Mazatlán. Pérez-Bernal (1999) realizó algo similar al autor anterior, excepto que dividió el sistema en cinco regiones de acuerdo con su cercanía a las actividades antropogénicas; En el presente estudio se fijaron 6 estaciones en los puntos asociados a actividades antropogénicas (granjas, termoeléctrica, planta harinera, Parque Bonfil, zona portuaria y club náutico) donde se tomaron nueve muestras en un cuadrante de 20 x 20 m, con la intención de conocer las características de cada zona específica.

La principal diferencia entre las tres investigaciones consiste en el número de muestras tomadas y el número de sitios elegidos para tomar cada muestra. De acuerdo con los primeros dos autores se realiza una red en la que se toma una sola muestra a cierta distancia una de la otra para caracterizar todo el sistema. La ventaja de esto es que permite conocer a grandes rasgos el funcionamiento de todo el sistema, sin embargo, durante la realización del presente estudio se pudo comprobar que en un área pequeña como lo es 400 m² existe una gran variación en los datos obtenidos (Tabla 12) por lo que es necesario tomar una cantidad mayor de muestras para poder caracterizar una área mayor.

Si se comparan algunos de los resultados obtenidos, el valor de fósforo total de la estación S2 del trabajo presentado por Pérez-Bernal (1999) fue de 359.5 µg/g, en el presente estudio se tomaron nueve muestras en la misma zona de esta estación, obteniendo un CV de 35.5 %, con valores que oscilaron entre 183.9 y 671.1 µg/g, para le época de lluvias y valor de CV muy similar en época de estiaje. Por su parte, Soto-Jiménez (1998) en la estación 13, localizada en la cabeza lagunar, presenta un valor de materia orgánica de 2.8 %, en esa misma zona en el presente estudio, para la época de lluvias se presenta un CV de 52.1 % con valores de materia orgánica que varían desde 0.3 hasta 7.4 %, mientras que para la época de estiaje la variación es menor (15.9 % de CV).

Tabla 12. Coeficientes de variación (%) calculados para las variables del presente estudio, que coinciden con las utilizadas en otros trabajos, en las dos épocas del año.

Variables	Estaciones de muestreo					
	1	2	3	4	5	6
MO-LI	19.8	52.1	16.5	7.7	37.0	50.3
MO-Es	15.0	15.9	11.7	17.5	20.6	14.9
CaCO3-LI	1.9	15.5	5.4	2.2	1.9	2.1
CaCO3-Es	17.7	5.4	7.7	9.8	13.3	10.6
PT-LI	35.5	5.2	12.1	14.4	5.1	11.0
PT-Es	37.2	12.7	17.6	31.2	30.6	9.8

A pesar de la ventaja que representó tomar más muestras de un solo sitio, también se puede considerar una desventaja, que consiste en dejar espacios muy grandes sin analizar, por lo que es imposible saber si todo el sistema tiene el mismo patrón que el encontrado en un área tan pequeña.

Es importante recalcar que ambos tipos de metodología (tanto los utilizados por Soto-Jiménez (1998) y Pérez-Bernal (1999) y la del presente estudio) pueden tener resultados positivos dependiendo del objetivo de la investigación a realizar; si el objetivo de la investigación consiste en evaluar todo el sistema, se puede utilizar la primera opción, en cambio, si el objetivo de la investigación consiste en la evaluación de un área específica, se puede utilizar la metodología del presente trabajo, la que también permite evaluar al sistema, pero de manera más general.

VIII. CONCLUSIONES

1.- De acuerdo con el análisis granulométrico, los porcentajes de arena dominaron en las estaciones de muestreo, excepto la estación Parque Bonfil en la época de lluvias, donde predominaron las arcillas y limos.

2.- Los porcentajes de materia orgánica presentaron correlación significativa con los porcentajes de limos de la época de estiaje y con los porcentajes de arenas (negativa). Los porcentajes más altos de MO estuvieron asociados a las zonas interiores: la planta harinera y las granjas camaronícolas, en ambas épocas del año.

3.- Los valores más bajos de pH se determinaron en las estaciones adyacentes a la industria harinera y al parque Bonfil, por su parte los valores más altos fueron en la estación de la planta termoeléctrica, donde las muestras presentaron una gran cantidad de fragmentos calcáreos de origen biológico.

4.- Las concentraciones de nitrógeno presentaron una tendencia a disminuir en las estaciones cercanas a la boca de la laguna. En general, los valores de la época de lluvia fueron mayores que los encontrados el estiaje, excepto en la estación de la industria harinera.

5.- Al igual que el nitrógeno, el fósforo presentó una tendencia a disminuir su concentración en las estaciones que se acercan a la boca de la laguna. Por su parte la concentración más elevada en la época de estiaje se localizó en la estación adyacente a la planta harinera.

6.- De acuerdo con la relación C/N y la clasificación de contaminación se hace evidente un aporte importante de nitrógeno en el sedimento del sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán.

7.- Los niveles de concentración de arsénico en los sedimentos del Estero de Urías se pueden asociar a las actividades antropogénicas que se localizan en esta zona; sin embargo, tomando como base la carta geoquímica para arsénico del Servicio

Geológico Mexicano (SGM, 1997), no se puede descartar un aporte natural importante de arsénico al sistema, lo cual debe ser corroborado con futuros estudios.

8.- Ninguna de las variables sobrepasó los valores que pudieran causar perturbaciones en el sedimento del Estero de Urías, excepto el arsénico, que presentó valores en una de las estaciones (asociada a la zona adyacente a la planta harinera) por encima del PEL (nivel de efectos posibles) de CCME.

IX. RECOMENDACIONES

Algunas de las variables (MO, NT, PT solo en la época de lluvias y As) presentaron los valores de concentración más altos en las estaciones de muestreo asociadas a las granjas camaronícolas, planta harinera y parque Bonfil, por lo que es necesario realizar investigaciones más exhaustivas en los sedimentos de esta zona, para determinar si los aportes son de origen natural o antropogénico. Por otro lado, es recomendable investigar el tipo de tratamiento que se le da a los residuos en las distintas industrias y en caso de no ser el adecuado, orientar a las industrias a apearse a las normas nacionales e internacionales para mejorar el manejo de residuos y proteger el ambiente.

De acuerdo con los resultados obtenidos en previos estudios, en donde se han realizado diferentes estrategias de muestreo para la colecta de sedimentos en el Estero de Urías, es recomendable tomar una cantidad mayor de muestras, ya que una muestra no es representativa de una zona, dada su alta variabilidad, como es indicado en el presente estudio.

X. BIBLIOGRAFÍA

- Agraz-Hernández, C.M. 1999. Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas, Dirección de Postgrado, Universidad Autónoma de Nuevo León. 154 p.
- Alabaster, J.S., Lloyd R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths. 297 p.
- Araújo, C.V.M., Diz, F.R., Laiz, I., Lubián, L.M., Blasco, J. y Moreno-Garrido, I. 2009. Sediment integrative assessment of the Bay of Cádiz (Spain): An ecotoxicological and chemical approach. *Environment International*. 35: 831-841.
- Armienta-Hernández, M.A. y Rodríguez-Castillo, R. 1995. Evaluación del Riesgo Ambiental Debido a la Presencia de Arsénico en Zimapán, Hidalgo. Memoria Final Fundación MAPFRE, I.G.F., UNAM, México.
- Bagarinao, T. 1992. Sulphide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptations in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology*. 24: 21-62,
- Ballinger, D.G. y McKee, G.D. 1971. Chemical characterization of bottom sediments. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 43: 216-227.
- Baijulal, B., Sobha, V., Jissy-Jyothi, S., Padmalal, D. y Emmanuel J. 2013. Depositional behavior of C-org, N, P and K in the surface sediments of two shallow water bodies in a tropical coast, India. *Environmental Monitoring Assessment*. 185: 7181-7193.

- Bergés-Tiznado M.E., Páez-Osuna, F., Notti, A. y Regoli, F. 2013. Biomonitoring of arsenic through mangrove oyster (*Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951) from coastal lagoons (SE Gulf of California): occurrence of arsenobetaine and other arseno-compounds. *Environmental Monitoring and Assessment*. 185:7459-7468.
- Bloundi, M.K., Duplay, J. y Quaranta, G. 2009. Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments by anthropogenic activities: the case of Nador (East Morocco) *Environmental Geology*. 56:833-843.
- Bonilla, J., Fermin, J.S., Cabrera, M. y Gamboa, B. 1995. Aspectos geoquímicos de los sedimentos superficiales del ecosistema marino costero de José, Estado Anzoátegui, Venezuela. *Boletín del Instituto de Oceanografía de Venezuela, Universidad de Oriente*. 34: 5-23.
- Bonilla, J., Márquez, A. y Gamboa, B. 1985. Características geoquímicas en núcleos de sedimentos de la región nororiental y río Orinoco Venezuela. *Oceanografía Universidad de Oriente*. 24: 43-61.
- Burton, G.A. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*. 3: 65-75.
- Buruaema, L.M., Castro, I.B., Hortellani, M.A., Taniguchi, S., Fillmann, G., Sasaki, S.T., Varella-Petti, M.A., Souza-Sarkis, J.E., Bicego, M.C., Maranhão, L.A., Davanzo, M.B., Nonato, E.F., Cesar, A., Costa-Lotuf, L.V. y Souza-Abessaa, D.M. 2013. Integrated quality assessment of sediments from harbor areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 130: 179-189.
- Campbell, N.A., y Reece, J.B. 2002. *Biology* (6th ed.). Pearson Education, Inc., publishing as Benjamin Cummings. San Francisco. 1250 pp.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division,

Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa.

- César, A., Marín, L., Vita, R., Gómez, M., Jiménez, B. y Marín, A. 2000. Test de toxicidad con sedimento marino en la costa mediterránea empleando anfípodos: *Gammarus aequicauda* y *Microdeotopus gryllotalpa*. En: Espíndola, E.L.G., Botta-Paschoal, C.M.R., Rocha, O., Bohrer, M.B.C. y Oliveira-Neto, A.L. (Eds). Ecotoxicología. RiMa Editora. São Carlos. 575 p.
- Chiu-Wen, C., Chih-Ming, K., Chih-Feng, C. y Cheng-Di, D. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere*. 66: 1431-1440.
- De Falco, G., Magni, P., Terásvuori, L.M.H. y Matteucci, G. 2004. Sediment grain size and organic carbon distribution in the Cabras Lagoon (Sardmia, Western Mediterranean). *Chemistry and Ecology*. 20: 367-377.
- De la Lanza-Espino, G., Flores-Verdugo, F.J., Hernández-Pulido, S. y Penié-Rodríguez, I. 2010. Concentración de nutrientes y proporción C:N:P en sedimentos superficiales de un complejo lagunar costero tropical afectado por escurrimientos agrícolas. www.ujat.mx/publicaciones/uciencia. 27: 145-155.
- Deevy, E. 1973. Sulfur, nitrogen and carbon in the biosphere. 182-190 p. En: Woodwell, G.M. y Peacan, E.V. (Eds). *Carbon and the biosphere*. USAEC. Washington D.C., 190 p.
- DOF. 2002. NOM -021-RECNAT-2000. Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. 31 de Diciembre de 2002.
- Environmental Protection Agency (EPA). 1998. Locating and estimating air emissions from sources of arsenic and arsenic compounds. Office of Air Quality Planning and Standards Research Triangle Park. No. de reporte: EPA-454/R-98-013. 279 p.

- Fenchel, T., King, G.M. y Blackburn, T.H. 1998. Bacterial Biogeochemistry: the Ecophysiology of Mineral Cycling. Academic Press, San Diego. 307 pp.
- Flemming, B.W. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research*. 20: 1125-1137.
- Frasconi, F., Matteucci, G. y Giordano, P. 2002. Evaluation of a eutrophic coastal lagoon ecosystem from the study of bottom sediments. *Hydrobiologia*. 476: 387-401.
- Folk, R.L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Hemphills Pub. Co. Austin, Texas, 151 pp.
- Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López, J.I., Flores-Reyes, S., López-López, G. y Izaguirre-Fierro, G. 2005. Heavy metals in the oyster *Crassostrea corteziensis* from Urías Lagoon, Mazatlán, Mexico, associated with different anthropogenic discharges. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 74: 996-1002.
- Frías-Espericueta, M.G., Osuna-López, J.I., López-Sáenz, P.J., López-López, G. y Izaguirre-Fierro, G. 2004. Heavy Metals in surface sediments from Huizache-Caimanero lagoon, Northwest coast of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 73: 749-755.
- Fuentes-Hernández, M.V. 2000. Nitrógeno, fósforo y cociente C/N en los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, Sucre, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*. 1: 261-268.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., 219 p.
- Gerrise, R.G., Wallbrink, P.J. y Murria, A.S. 1998. Accumulation of phosphorus and heavy metals in the Swan-Canning Estuary, Western Australia. *Estuarine Coastal Shelf Science*. 47: 165-170.

- GESAMP. 1990. The state of the marine environment. (IMO/ FAO/ UNESCO/ WMO/ WHO/ UN/ UNEP) Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. Blackwell Scientific Publication Oxford, Melbourne, 146 p.
- Green-Ruiz, C. y Páez-Osuna, F. 2003. Heavy metal distribution in surface sediments from a subtropical coastal lagoon system associated with an agricultural basin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 71:52-59.
- Hill, M.K. 2010. *Understanding environmental pollution*. 3ra Edición. Cambridge University Press, United Kingdom, UK. 602 p.
- Howarth, R.W., Anderson, D., Cloern, J., Elfring, C. y Hopkinson, C. 2000. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues in Ecology*. 7: 1-15.
- Jara-Marini, M.E. 2008. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis doctorado. Doctorado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, 375 p.
- Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F. y Páez-Osuna, F. 2008. Bulk and bioavailable heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) in surface sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 80: 150-153.
- Jorgensen, B.B. 1996. Case study-Aarhus Bay. p. 137-154. En: Jørgensen B.B. y Richardson K. (Eds). *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. American Geophysical Union. Coastal and Estuarine Studies 52. Washington, D.C. 273 p.
- Kleypas, J.A., Buddemeier, R.W., Archer, D., Gattuso, J.P., Langdon, C. y Opdyke, B.N. 1999. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. *Science*. 284: 118-120.
- Lankford, R.R. 1977. Coastal Lagoons of Mexico: their origin and classification. En: Wiley, M. (Ed). *Estuarine Processes* Academic Press, Nueva York. 11: 183-215.
- Leal-Acosta, M.L., Shumilin, E., Mirlean, N. Sapozhnikov, D. y Gordeev, V. 2010. Arsenic and mercury contamination of sediments of geothermal springs, mangrove lagoon and the Santispac Bight, Bahía Concepción, Baja California

- Peninsula. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 85:609-613.
- Levin, L.A., Ekau, W., Gooday, A.J., Jorissen, F., Middelburg, J.J., Naqvi, W., Neira, C., Rabalais, N.N., y Zhang, J. 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences Discussions*. 6: 3563-3654.
- LIBES, S. 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*. J. Wiley and Sons Inc. New York. 734 pp.
- Loring, D.H. y Rantala, R.T.T. 1992. Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Science Reviews*. 32: 235-283.
- Luo, W., Lu, Y., Wang, T., Hu, W., Jiao, W., Naile, J.E., Khim, J.S. y Giesy, J.P. 2010. Ecological risk assessment of arsenic and metals in sediments of coastal areas of northern Bohai and Yellow Seas, China. *AMBIO*. 39: 367-375.
- Mandal, B.K. y Suzuki, K.T. 2002. Arsenic round the world: a Review. *Talanta*. 58: 201-235.
- Márquez, A., Bonilla, J., Martínez, G., Senior, W., Aguilera, D. y González, A. 2005. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales del litoral nororiental del golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto de Oceanografía de Venezuela, Universidad de Oriente*. 44: 89-103.
- Menéndez, M. y Comin F.A. 2000. Spring and summer proliferation of floating macroalgae in a Mediterranean coastal lagoon (Tancada lagoon, Ebro Delta, NE Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 51: 215-226.
- Mesnage, V. y Picot, B. 1995. The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia*. 297: 29-41.
- Middelburg, J.J. y Levin, L.A. 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences Discussions*. 6: 1273-1293.
- Mirlean, N., Vlad, E.A., Baisch, P., Griep, G. y Casartelli, M.R. 2003. Arsenic pollution in Patos Lagoon estuarine sediments, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 1480-1484.

- Mirlean, N., Medeanic, S., Garcia, F.A., Travassos, M.P. y Baisch, P. 2012. Arsenic enrichment in shelf and coastal sediment of the Brazilian subtropics. *Continental Shelf Research*. 35:129-136.
- Montalvo, J.F. 2006. Caracterización química de los sedimentos superficiales de las bahías de Cárdenas y Santa Clara, Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. Serie Oceanológica. No. 2.
- Montaño-Ley, Y., Peraza-Vizcarra, R. y Páez-Osuna, F. 2008. Tidal hydrodynamics and their implications for the dispersion of effluents in Mazatlán Harbor: an urbanized shallow coastal lagoon. *Water, Air and Soil Pollution*. 194: 343-357.
- Montaño-Ley, Y. 1985. Estudio del transporte litoral de arenas en Isla de la Piedra, Mazatlán, Sin., usando trazadores fluorescentes. *Anales del ICMYL, UNAM*.12: 15-32.
- Morse, J.W. y Mankenzie, F.T. 1990. *Geochemistry of sedimentary carbonates*. Elsevier.
- Murphy, J. y Riley, J. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. 12: 162-170.
- Navas S.G.R., Zea, S. y Campos, N.H. 2003. Flujo de nitrógeno y fósforo en la interfase agua - sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano). *CICIMAR Océánides*. 18: 45-67.
- Nayar, S., Miller, D.J., Hunt, A., Goh, B.P.L. y Chou, L.M. 2007. Environmental effect of dredging on sediment nutrients, carbon and granulometry in a tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment*. 127: 1-13.
- Neff, J., 1997. Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16: 917-927.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia*. 41: 199-220.
- Olivas-Silva, R., De La O Villanueva, M., Villalba-Atondo, A.I. 1992. Estudio sedimentológico de la laguna costera Santa Rosa, Sonora, México. *Boletín del Departamento de Geología de la Universidad de Sonora*. 9: 85-100.

- Olivas-Silva, R., De La O Villanueva, M., Villalba-Atondo, A.I. 1996. Estudio sedimentológico de la laguna costera El Soldado, Sonora, México. *Acta Oceanográfica del Pacífico (INOCAR-Ecuador)*. 8: 1-14.
- Osuna-López, I., Páez-Osuna, F. y Ortega-Romero, P. 1986. Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*. 12: 35-45.
- Páez-Osuna, F., Bojórquez-Leyva, H. y González-Farías, F. 1992. Carbono y fósforo en sedimentos de un sistema lagunar asociado a una cuenca de drenaje agrícola. *Anales del ICMyL. UNAM*. 19: 1-11.
- Páez-Osuna, F., Bojórquez-Leyva, H. y Green-Ruiz, C. 1998. Total carbohydrates: organic carbon in lagoon sediments as an indicator of organic effluents from agriculture and sugar-cane industry. *Environmental Pollution*. 102: 321-326.
- Páez-Osuna, F. (Ed). 2001. *Camaronicultura y medio ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, PUAL, El Colegio de Sinaloa. México, 448 p.
- Páez-Osuna, F., Piñón-Gimate, A. Ochoa-Izaguirre, M.J. Ruiz-Fernández, A.C. Ramírez-Reséndiz, G. y Alonso-Rodríguez, R. 2013. Dominance patterns in macroalgal and phytoplankton biomass under different nutrient loads in subtropical coastal lagoons of the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. 77: 274-281.
- Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, A.C. y Soto-Jiménez, M.F. (Eds.). 2007. *La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo*. UNAM, ICMyL, Colegio de Sinaloa, SEMARNAT, CONACyT. 304 p.
- Páez-Osuna, F. y Ruiz-Fernández, A.C. 2001. La calidad del agua en la camaronicultura: conceptos, manejo y normatividad. 101-136 p. En: Páez-Osuna, F. (Ed). 2001. *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, PUAL, El Colegio de Sinaloa. México. 448 p.

- Pérez-Bernal, H.L. 1999. Concentración, distribución y fraccionamiento geoquímico del fósforo en los sedimentos de dos lagunas costeras del noroeste de México. Tesis de Maestría, ICMYL, UNAM. 149 p.
- Persaud, D., Jaagumagi, R. y Hayton A. guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto. 39 p.
- Prasad, K.M.B. y Ramanathan, A.L. 2008. Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 80: 60-66.
- Quiroga, E., Quinones, R., Palma, M., Sellanes, J., Gallardo, V.A., Gerdes, D., y Rowe, G. 2005. Biomass size spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone off Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 62: 217-231.
- Rabalais, N.N., Harper Jr., D.E. y Turner, R.E. 2001. Responses of nekton and demersal and benthic fauna to decreasing oxygen concentrations. 115-128 p. En: Rabalais, N.N. y Turner, R.E. 2001. *Coastal and Estuarine Studies: Coastal Hypoxia Consequences for Living Resources and Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington. D.C. 463 p.
- Rauret, G., Rubio, R., Lopez-Sanchez, J.F. y Casassas, E. 1987. Determination and speciation of copper and lead in sediments of a Mediterranean river (River Tenes, Catalonia, Spain). *Water Research*. 22: 449-455.
- Redfield, A., Ketchum, B. y Richards, F. 1963. The influence of organism on the composition of sea water. 26-76 p. En: Hill, M. (Ed). 1963. *The Sea*. Interscience. New York, 76 p.
- Rendón-Martínez, J.R. 2012. Características químicas del sedimento en estaciones aledañas a un cultivo de peces en jaulas en la boca del Estero de Urías. Tesis de Licenciatura. Licenciatura Biología Pesquera. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 48 p.
- Ruiz, M., Micaela, G., Rodríguez, M.I., Bustamante, M.A. y Ruibal-Conti, A.L. 2005. Importancia de los sedimentos como fuente interna del fósforo en el

- embalse San Roque (Córdoba): determinación de una metodología para su estudio. XX Congreso Nacional del Agua y III simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur. 12 p.
- Ruiz-Fernández, A.C., Frignani, M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M.D., Raygoza-Viera, J.R. y Páez-Osuna, F. 2009. Trace metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts*. 32: 551-564.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Soto-Jiménez, M. y Páez-Osuna, F. 2002. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients. *Environmental Pollution*. 118: 365-377.
- Rullkötter, J. 2000. Organic matter: the driving force for early diagenesis. 129-172 p. En: Schulz, H.D. y Zabel, M. (Eds). *Marine geochemistry*. Springer-Verlag. Berlin. 172 p.
- Ruttenberg, K.C. 2004. The global phosphorus cycle. 585-643 p. En: Holland, H.D. y Turekian, K.K. (Eds). *Treatise of geochemistry*. Amsterdam. Elsevier Pergamon. 643 p.
- Santos, I.R., Baisch, P., Lima, G.T.N.P. y Silva-Filho, E.V. 2004. Nutrients in surface sediments of Mirim lagoon, Brazil- Uruguay border. *Acta Limnologica Brasiliensia*.16: 85-94.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 1997. Carta geoquímica por arsénico Mazatlán, F13-1, Sinaloa. SGM. Pachuca, Hgo.
- Schaanning, M.T. 1994. Distribution of sediment properties in coastal areas adjacent to fish farms and environmental evaluation of five locations surveyed in October, 1993. Norwegian Institute for Water Research (NIVA). Report No. 3102. Oslo. 29 p.
- Sellwood, B.W. 1978. Shallow-water carbonate environments. En: Reading, H.G. (Ed.). *Sedimentary Environments and facies*. Elsevier. New York. 259-313 p.
- Shumilin, E., Páez-Osuna, F., Green-Ruiz, C., Sapozhnikov, D., Rodríguez-Meza, G.D. y Godínez-Orta, L. 2001. Arsenic, antimony and selenium and other trace

- elements in sediments of La Paz Lagoon, Península of Baja California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 174-178.
- Silva, N. y Astorga, M.I. 2010. Textura, materia orgánica y composición química elemental (C y N) de sedimentos marinos superficiales de la zona Puerto Montt a Boca del Guafo (Norpatagonia chilena). *Latin American Journal of Aquatic Research*. 38:1-14.
- Sloth, N.P., Blackburn, H., Hansen, L.S., Risgaard-Petersen, N. y Lomstein, B.A. 1995. Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. *Marine Ecology Progress Series*. 116:163-170.
- Smedley, P.L. y Kinniburgh, D.G. 2002. A Review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*. 17: 517-568.
- Soto-Jiménez, M. 1998. Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del Puerto de Mazatlán y áreas adyacentes: su normalización y fraccionamiento químico. Tesis de Maestría, UNAM. 230 p.
- Soto-Jiménez, M. y Páez-Osuna, F. 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán Harbor (SE Gulf of California): bioavailability and geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 66: 350-356.
- Stanier, R.Y., Ingraham, J.L., Wheelis, M.L. y Painter, P.R. 1987. *General Microbiology*, Fifth Edition. MacMillan. 689 p.
- Suñer, M.A., Devesa, V., Muñoz, O., López, F., Montoro, R., Arias, A.M., Blasco, J. 1999. Total and inorganic arsenic in the fauna of the Guadalquivir estuary: environmental and human health implications. *The Science of the Total Environment* 242, 261–270.
- Tam, N.F.Y. y Wong, Y.S. 2000. Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps. *Environmental Pollution*. 110: 195-205.
- Tokunaga, S., Hoshika, A. y Tatsumoto, H. 1995. Characterization of bottom sediments from Osaka Bay, Japan. *Environmental Geology*. 25: 263-269.

- Valderrama, J. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10: 109-122.
- Valdes-Lozano, D.S., Chumacero, M. y Real, E. 2006. Sediment oxygen consumption in a developed coastal lagoon of the Mexican Caribbean. *Indian Journal of Marine Science*. 35: 227-234.
- Valdes, D.S. y Real, E. 2004. Variation of nitrification rates in Chelem lagoon, Yucatan, Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences*. 33: 338-345.
- Valiela, I. 1995. *Marine ecological processes*, Second edition. New York. Springer-Verlag. 686 p.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D. y Foreman, K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*. 42: 1105-1118.
- Valiela, I., Wilson, J., Buchsbaum, R., Rietsma, C., Bryant, D., Foreman, K. y Teal, J. 1984. Importance of chemical composition of salt marsh litter on decay rates and feeding by detritivorous. *Bulletin of Marine Science*. 35: 261-269.
- Vaquero-Sunyer, R. y Duarte, C.M. 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA*. 105: 15452-15457.
- Villalba, L.A. 1986. Descripción general del Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Revista Ciencias del Mar, UAS*. 8: 32-37.
- Wang, S. y Mulligan C.N. 2006. Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. *Environmental Geochemistry and Health*. 28: 197-214.
- Weiner, S. y Dove, P.M. 2003. An Overview of Biomineralization and the Problem of the Vital Effect. 1-31 p. En: Dove, P.M., Weiner, S. y De Yoreo, J.J. (Eds). *Biomineralization*. Mineralogical Society of America. Washington, D.C. 54 p.
- Widdicombe, S. y Spicer, J.I. 2008. Predicting the impact of Ocean acidification on benthic biodiversity: What can physiology tell us?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 366: 187-197.

Wilson, J.L. 1975. Carbonate facies in geologic history. Springer-Verlag. New York, 471 p.

Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 663 p.