



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México

Unidad Académica Mazatlán



**BIOMONITOREO DE LA DISPONIBILIDAD DE ARSÉNICO EN
SISTEMAS LAGUNARES DE SINALOA A TRAVÉS DE OSTIÓN
DE MANGLE (*Crassostrea Cortezensis*)**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de
Maestro en Ciencias
(Química Acuática)

P r e s e n t a:

IBQ. MAGDALENA ELIZABETH BERGÉS TIZNADO

Director de tesis

DR. FEDERICO PÁEZ OSUNA

Asesor externo

DR. FRANCESCO REGOLI

Comité tutorial

DRA. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ

DRA. SILVIA ELENA CASTILLO BLUM

DR. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMÉNEZ

DR. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

Mazatlán, Sinaloa, Diciembre de 2010.



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.

AGRADECIMIENTOS

A mis hijos Jair Daren y David Uziel porque son la chispa diaria que me anima a seguir. A mis padres Jorge Luis Bergés y Elizabeth Tiznado, que están siempre apoyándome y motivándome a superar cada obstáculo que se ha cruzado por mi vida, ellos jamás me dejaron caer y gracias a ellos he llegado tan lejos. A mi tía Julia Esther Tiznado, a mi abuela Lucrecia Valdivia y a mi primo Carlos Tiznado por sus sabios consejos, regaños y su manera imparcial de ver la vida que tanto me ha ayudado. A mis hermanos Jorge Luis y Arturo Bergés, y a la familia Tiznado Rodríguez por todo su apoyo y amor.

A la Unidad Académica Mazatlán de Ciencias de Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por proporcionarme el apoyo económico tanto para la realización del posgrado, como para la estancia académica.

A mi director de tesis, el Dr. Federico Páez Osuna, por haberme aceptado para trabajar en su laboratorio, por ser un excelente profesor, guía, tutor y por su infinita paciencia, fundamental en mi progreso y gracias a él este proyecto es una realidad.

Al químico Humberto Bojorquéz Leyva por su invaluable ayuda en la validación e implementación de las técnicas de laboratorio, así como en la realización de los muestreos.

A la Dra. María Aurora Armienta, quién me recibió en el Instituto de Geofísica (Laboratorio de química analítica) de la UNAM, para realizar una estancia para validar la técnica de laboratorio, con la ayuda de las Técnicas Titulares A: Alejandra Aguayo Ríos y Olivia Cruz Ronquillo y la M. en C. Esther Ruíz.

A mi asesor externo, el Dr. Francesco Regoli, por recibirme en su laboratorio de Ecotoxicología para realizar una estancia de entrenamiento en metodologías y técnicas para cuantificar arsénico, a la Dra. Alessandra Notti, quién me guió en la determinación analítica durante la estancia y me dio la calidez de una familia,

a Marta Di Carlo por su ayuda y amistad y a Danielle Fattorini por sus recomendaciones.

A la M. en C. Karen Yamila Brito Solano y a la M. en C. Carmen Cristina Osuna Martínez por su colaboración en la realización de los muestreos, la limpieza y preparación de las muestras en el laboratorio, por sus consejos, recomendaciones en el proyecto y su apoyo incondicional como amigas y compañeras.

A la bióloga Adriana Pérez Escobedo, al M. en C. Omar Alberto Hernández Tovalín, al biólogo Francisco Javier Ayala Cota, al M. en C. Eric Guerrero Bautista y a la Dra. Rosalba Alonso Rodríguez, por la ayuda prestada en la realización de los muestreos.

A Zinthya Bieaney Salazar Martínez, Sonia Jeanette Delgado del Villar y Marcela Fregoso por su colaboración en la limpieza y tratamiento de muestras en el laboratorio.

Al del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C. (CIAD) de Mazatlán, por la identificación taxonómica de los organismos, que se llevo a cabo en el laboratorio de Biología Molecular con la asesoría de la Dra. Silvia Alejandra García Gasca y la ayuda de la técnico del laboratorio M. en C. Rubí Hernández.

A mis profesores, el Dr. Carlos Green, el Dr. Yovani Montaña, el Dr. Martín Soto, la Dra. Ana Carolina Ruíz Fernández, el Dr. José Antonio Calderón Pérez y la Dra. Rosalba Alonso Rodríguez, por sus enseñanzas y consejos.

Al profesor, el Dr. Jorge Ruelaz Inzunza, por sus consejos, enseñanzas, sugerencias, asesoría en mi trabajo y por motivarme y alentarme a buscar siempre más.

Al M. en C. Rafael Hernández Guzmán por su ayuda en la elaboración de mapas del área de estudio.

A Margarita Cordero Ruiz, Gabriela Almaraz Mejía, Diana Juárez Bustos, Natalia Medina, Chantal G. Ruiz Guerrero y Guadalupe Godoy Medina, por su gran disposición de ayuda y colaboración en trámites burocráticos del posgrado.

A la Sra. María Clara Ramírez Jáuregui por su ayuda eficaz en la recopilación de información y obtención de bibliografía tanto para la tesis como para las asignaturas.

Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz, al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez y a la Lic. Herlinda Rojas, por su trabajo en el centro de cómputo, por su activo mantenimiento en las líneas de comunicación electrónica, su apoyo en el manejo de programas.

A mis compañeros del posgrado: Gladys Martínez, Bibiana Musso, Claudia Angel, Daniel Olvera, Ruth Pazos, Julia Ochoa Izaguirre, Elsa Bojorquéz, Perla Mellado, Yazmin Segura, Siria Meraz, Arcelia Cruz, Víctor Nuñez, Daniela Alvarado, Susana Osuna, Sara y Carolina Bojorquéz, Omar Rubio, Adriana Pérez, Karen Brito, Cristina Osuna y Manuel Arvizu.

A mis amigas del alma, las I.B.Q. Carmen García Araiza y Sandra Mancilla Montes porque han sido intermediarias para alcanzar todos mis logros académicos y personales.

A mi hermana, la Bióloga experimental Ana Luisa Kiel Martínez porque juntas hemos descubierto que este es nuestro camino, por el crecimiento espiritual y académico que hemos ayudado a forjarnos mutuamente y por las tertulias interminables de ciencia y tecnología.

Al biotecnólogo Israel Bobadilla Montellano por su ayuda en trámites burocráticos dentro y fuera del posgrado, por siempre tener las palabras para devolverme la sonrisa y hacer más ligera mi carga cuando hacía falta.

ÍNDICE

	Página
1. Introducción.....	1
1.1. Arsénico.....	2
1.2. Límites permisibles de As.....	9
1.3. Biomonitores.....	11
2. Antecedentes.....	14
2.1. Arsénico en bivalvos a nivel mundial.....	14
2.2. Arsénico en México.....	17
3. Área de estudio	19
3.1. Sistema lagunar El Colorado.....	21
3.2. Sistema lagunar Ohuira – Topolobampo – Santa María.....	22
3.3. Sistema lagunar Navachiste – San Ignacio – El Macapule.....	23
3.4. Sistema lagunar Santa María – La Reforma.....	24
3.5. Sistema lagunar Altata – Ensenada del Pabellón.....	25
3.6. Sistema lagunar Ceuta.....	27
3.7. Sistema lagunar Estero de Urías.....	28
3.8. Sitio testigo.....	29
4. Planteamiento del problema.....	30
5. Hipótesis.....	30
6. Objetivos	
6.1. Objetivo general.....	31
6.2. Objetivos específicos.....	31
7. Metodología	
7.1. Muestreos.....	32
7.2. Preparación de organismos.....	34
7.3. Determinación de arsénico.....	35
7.4. Determinación de hierro y manganeso.....	37
7.5. Especiación química del arsénico.....	38
7.6. Análisis estadístico.....	41
8. Resultados y discusión	
8.1. Parámetros físicos.....	42
8.1.1. Salinidad.....	42
8.1.2. Temperatura.....	43
8.2. Biometrías.....	44
8.2.1. Contenido de agua de los organismos.....	48
8.3. Arsénico total.....	49
8.3.1. Arsénico total en <i>C. corteziensis</i>	53

8.3.2. Arsénico total en ostiones de cultivo.....	58
8.3.3. Arsénico total en <i>C. palmula</i>	60
8.4. Hierro y manganeso.....	63
8.4.1. Hierro y manganeso en <i>C. corteziensis</i>	66
8.4.2. Hierro y manganeso en ostiones de cultivo.....	71
8.4.3. Hierro y manganeso en <i>C. palmula</i>	73
8.5. Especiación de arsénico.....	76
8.6. Comparación con otras regiones.....	83
9. Conclusiones.....	85
10. Referencias.....	88

LISTADO DE FIGURAS

Figura	Título	Página
1	Ciclo biogeoquímico global del arsénico.....	8
2	Ostión de mangle <i>Crassostrea corteziensis</i>	12
3	Sistema lagunar El Colorado y localización aproximada de las estaciones de muestreo.....	21
4	Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María y localización aproximada de las estaciones de muestreo.....	23
5	Localización de los sitios de muestreo en el sistema lagunar Navachiste - San Ignacio – El Macapule.....	24
6	Sistema lagunar Santa María – La Reforma y localización aproximada de las estaciones de muestreo.....	25
7	Sistema lagunar Altata – Ensenada del Pabellón y sus respectivas estaciones de muestreo.....	26
8	Sistema lagunar Ceuta y ubicación aproximada de las estaciones de muestreo.....	27
9	Sistema lagunar Estero de Urías y localización de sitios de muestreo.....	28
10	Localización del sitio testigo, Estero del Rey en San Blas, Nayarit.....	29
11	Ostiones (a) “lisos” <i>C. corteziensis</i> y (b) “chinos” <i>C. palmula</i> recolectados de las mismas raíces de mangle.....	34
12	Horno de microondas CEM, MARS utilizado para las digestiones de tejido liofilizado.....	36
13	Espectrofotómetro de absorción atómica con efecto Zeeman acoplado con horno de grafito (Varian GTA-120).....	37
14	Espectrofotómetro de absorción atómica SpectrAA 220FS (Varian GTA-120).....	38
15	(a) Centrífuga Beckman modelo J2-2; (b) SpeedVac Jouan RC1009 con bomba de vacío utilizados en la preparación de las muestras para especiación química de As.....	39

16	(a) Muestras de ostión liofilizadas, evaporadas en el concentrador por vacío y centrifugación; (b) microcentrífuga Heraeus Biofuge Pico; (c) muestras centrifugadas listas para la inyección.....	39
17	Colector de fracciones Pharmacia LKB Redifrac utilizado durante el análisis de especiación de As.....	40
18	Sistema HPLC que consta de separador Perkin Elmer (Serie 200), columna de intercambio catiónico (Supelcosil LC-SCX), fase móvil (piridina 2.5 mM) y colector de fracciones (Pharmacia LKB Redfrac).....	41
19	Salinidad promedio para la temporada de secas y lluvias en cada una de las lagunas de estudio.....	43
20	Temperatura promedio para la temporada de secas y lluvias en cada una de las lagunas de estudio.....	44
21	Diluciones del material digerido (a); diluciones en el carrusel automático del Espectrofotómetro de absorción atómica con efecto Zeeman con horno de grafito Varian GTA-120 (b).....	49
22	Concentración de As total en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de lluvias y secas.	53
23	Concentración promedio de As en el tejido blando de ostión <i>C. corteziensis</i> por sistema lagunar de Sinaloa durante la temporada de secas y lluvias.....	57
24	Concentración promedio de As en el tejido blando de ostión de cultivo <i>C. gigas</i> durante la temporada de secas y lluvias.....	59
25	Comportamiento de la concentración de As ($\mu\text{g/g}$) y la concentración de Fe ($\mu\text{g/g}$) en ostiones de cultivo <i>C. gigas</i> en lluvias y secas.....	60
26	Concentración promedio de As en el tejido blando del ostión <i>C. palmula</i> durante la temporada de lluvias y secas.....	61
27	Concentración promedio de As en el tejido blando de los ostiones <i>C. palmula</i> y <i>C. corteziensis</i> durante la temporada lluvias.....	62
28	Regresión lineal entre la concentración de As ($\mu\text{g/g}$) de <i>C. palmula</i> y <i>C. corteziensis</i> durante lluvias y secas.....	63

29	Concentración de Fe en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de lluvias.....	66
30	Concentración de Fe en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de secas	67
31	Concentración promedio de Fe en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de secas y lluvias para cada laguna.....	68
32	Concentración de Mn en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de lluvias.....	69
33	Concentración de Mn en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de secas.....	70
34	Concentración promedio de Mn en el tejido blando de <i>C. corteziensis</i> durante la temporada de secas y lluvias para cada laguna.....	71
35	Concentración promedio de Fe en el tejido blando de ostión de cultivo <i>C. gigas</i> durante la temporada de secas y lluvias.....	72
36	Concentración promedio de Mn en el tejido blando de ostión de cultivo <i>C. gigas</i> durante la temporada de secas y lluvias.....	73
37	Concentración de Fe (a) y Mn (b) en el tejido blando de ostión <i>C. palmula</i> durante la temporada de secas y lluvias.....	74
38	Concentración de Fe (a) y Mn (b) en el tejido blando de los ostiones <i>C. palmula</i> y <i>C. corteziensis</i> durante la temporada lluvias.....	75
39	Cromatograma de especies de As determinadas después de la separación por intercambio catiónico en los materiales de referencia (a) BCR 627 y (b) DORM-2.....	77
40	Cromatograma de las especies de As encontrados después de la separación por intercambio catiónico en muestras de la temporada de lluvias y secas.....	79
41	Concentración de (a) arsenobetaina AB, (b) arsenocolina AC y (c) óxido de trimetilarsina TMAO, en las muestras de ostiones seleccionados.....	82

LISTADO DE TABLAS

Tabla	Título	Página
1	Nomenclatura de diversos compuestos orgánicos e inorgánicos del arsénico.....	7
2	Límite máximo permisible de As en mariscos para consumo humano en diversos países	10
3	Estaciones de muestreo y su ubicación.....	33
4	Promedios y desviaciones estándares de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de <i>C. corteziensis</i> y <i>C. palmula</i> recolectados en temporada de lluvias....	45
5	Promedios y desviaciones estándares de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de organismos de cultivo recolectados en temporada de lluvias.....	46
6	Promedios y desviaciones estándares de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de <i>C. corteziensis</i> y <i>C. palmula</i> recolectados en temporada de secas....	47
7	Promedios y desviaciones estándar de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de organismos de cultivo recolectados en temporada de secas.....	48
8	Porcentajes de humedad promedio del tejido blando de ostiones recolectados en secas y lluvias.....	48
9	Concentraciones y porcentajes de recuperación de As obtenidas en los materiales de referencia NIST 1994 y NIST 2977.....	50
10	Concentración promedio de arsénico total en tejido blando de ostiones recolectados en temporada de lluvias, expresado con base a peso seco.....	51
11	Concentración promedio de arsénico total en tejido blando de ostión recolectado en temporada de estiaje (secas) expresado con base a peso seco.....	52
12	Concentración promedio de As en el tejido blando de ostión <i>C. corteziensis</i> por sistema lagunar por época del año.....	58
13	Concentración promedio de As en el tejido blando de <i>C. palmula</i> recolectado para la temporada de secas.....	62

14	Concentración promedio de Fe y Mn en tejido blando de ostión recolectado en temporada de lluvias.....	64
15	Concentración promedio de Fe y Mn en tejido blando de ostión recolectado en temporada de estiaje (secas).....	65
16	Porcentajes de especies químicas de As en muestras seleccionadas de ostión liofilizado.....	81
17	Concentración promedio de As en especies de ostión de México y otras regiones del mundo.....	84



Este trabajo se desarrolló en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación costera de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a cargo del Dr. Federico Páez Osuna, y en el laboratorio de Ecotoxicología del Departamento de Bioquímica, Biología y Genética de la Università Politecnica delle Marche en la provincia de Ancona, Italia, dirigido por el Dr. Francesco Regoli. El estudio se llevó a cabo gracias al apoyo del Proyecto PAPIIT IN210609. La estancia académica en el laboratorio de Ecotoxicología, en Ancona Italia, fue posible mediante el apoyo de la Beca Mixta del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT).

RESUMEN

En este estudio se hizo un biomonitoreo de la disponibilidad de arsénico a través del ostión de mangle *Crassostrea corteziensis* y *C. palmula* y del ostión de cultivo *C. gigas*, en 7 lagunas del estado de Sinaloa (El Colorado, Santa María-Ohuira-Topolobampo, San Ignacio-Navachiste-El Macapule, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón, Ceuta y Estero de Urías) y un sitio testigo en San Blas, Nayarit. Esto debido a que los ostiones se consideran excelentes biomonitores de la contaminación y a que tienen un alto valor comercial y de ingesta en la región. Se determinó, adicionalmente Fe y Mn, así como las especies de arsénico en once muestras seleccionadas de ostión. Se realizaron 2 campañas de muestreo, una al final de lluvias en el mes de octubre de 2008 (1 – 28 de octubre) y otra entre el mes de abril y mayo de 2009 (16 de abril – 16 de mayo) al final del frío e inicio del estiaje. Los puntos de muestreo se eligieron de acuerdo a la disponibilidad del organismo y tamaño de la laguna. En total se muestrearon 30 sitios para ambas temporadas, de los cuales 3 correspondieron a granjas ostrícolas, recolectando un total de 134 muestras, incluyendo duplicados. En lluvias fueron un total de 68 muestras y en secas 66.

La planeación, estrategia y logística del proyecto, así como la preparación de las muestras, se llevó a cabo en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación costera de la Unidad Académica Mazatlán, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM. La parte analítica se desarrolló en el laboratorio de Ecotoxicología del Departamento de Bioquímica, Biología y Genética de la Università Politecnica delle Marche, en Ancona, Italia. Las muestras se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección por efecto Zeeman, acoplado con horno de grafito Varian GTA-120, para la determinación de las concentraciones de arsénico total. Las concentraciones de Fe y Mn se determinaron con un EAA equipado para flama Varian SpectrAA 220FS. La especiación química del arsénico se llevó a cabo mediante un sistema de cromatografía líquida (HPLC) con una columna de intercambio catiónico, acoplado a un EAA con horno de grafito con sistema de corrección por efecto Zeeman, donde se llevó a cabo la cuantificación en un total de 440 fracciones en un total de 11 muestras.

La concentración anual de As en muestras del tejido blando de ostión de mangle *C. corteziensis*, *C. gigas* y *C. palmula* fluctuaron entre 5.22 y 11.6 µg/g, 5.44 y 9.56 µg/g, 5.55 y 9.98 µg/g, respectivamente. El sitio testigo, supuestamente prístino o casi prístino, presentó las concentraciones más bajas de As tanto en la temporada de lluvias (3.80 µg/g) como en secas (5.27 µg/g), todos los valores anteriores son expresados con base a peso seco. Los niveles de As encontrados en las muestras de ostión no rebasan los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en varios países (de 1 a 10 µg/g, expresado en As inorgánico, As(i), con base a peso fresco), la concentración de As(i) encontrada en todas las muestras analizadas fue muy baja (≤ 0.1 µg/g). En México no existen normas que regulen el LMP en arsénico para moluscos y crustáceos.

La especie de arsénico mayoritaria en las muestras analizadas fue la arsenobetaina, en porcentajes que oscilaron de 43.2 a 74.7%, el arsénico no extraíble tuvo un porcentaje que varió de 9.7 a 25.5%. Otras especies como la arsenocolina y el óxido de trimetilarsina se presentaron en intervalos de 1.6 a 7.2% y 1.9 a 10.7%, respectivamente y no se presentaron en 5 de 11 muestras analizadas. La concentración de arsénico inorgánico fue muy baja y se presentó sólo en 3 muestras con valores menores a 0.1 µg/g. Se puede afirmar, desde el punto de vista del arsénico, que el tejido blando de ostión de mangle *C. Corteziensis*, *C. gigas* y *C. palmula* es seguro para consumo humano. Los niveles de concentración encontrados en las tres especies moluscos estudiados son los primeros datos que se generan en el noroeste de México y son similares a las concentraciones obtenidas en el estado de Veracruz (7.3 µg/g) y en otras zonas tropicales de otros países, como en Cuba (10.6 µg/g), pero son inferiores respecto a las de la Florida (23.5 µg/g) y la zona sur del Atlántico (25.4 µg/g).

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the bioavailability of arsenic (As) through mangrove oyster *C. corteziensis* and *C. palmula* and cultured oyster *Crassostrea gigas*, in 7 coastal lagoons in the state of Sinaloa and a control site in San Blas, Nayarit. Iron and manganese were determined and also arsenic species in 11 selected samples. The samples were collected at two seasons, one at rainy season (1-28 October 2008) and the other during dry season (April 16 - May 16 2009). In total, 30 sites were sampled for both seasons, of which 3 were from oyster farms. A total of 134 samples were collected, including duplicates.

For total As determination the samples were analyzed by atomic absorption spectrophotometry (AAS) with Zeeman correction, coupled to a Varian graphite furnace. The concentrations of Fe and Mn were measured with AAS with flame. The chemical speciation of As was carried out using HPLC with a cation exchange column coupled to a graphite furnace AAS system with Zeeman correction.

The annual concentration of As in soft tissue of oysters *C. corteziensis*, *C. gigas* and *C. palmula* fluctuated between 5.22 and 11.60 $\mu\text{g/g}$, 5.44 and 9.56 $\mu\text{g/g}$, 5.55 and 9.98 $\mu\text{g/g}$, in dry weight, respectively. The control site presented the lowest concentrations of As in both seasons. As levels found in oyster samples did not exceed the maximum permissible limits (MPL) established in several countries (1 to 10 $\mu\text{g/g}$, expressed as inorganic As based on fresh weight). In Mexico there are no standards and regulations for MPL of As for mollusks and crustaceans.

The major arsenic species in the samples were arsenobetaine and non-extractable arsenic. Other species such as arsenocholine and trimethylarsina oxide also occurred at low intervals and were absent in 5 of 11 samples analyzed. The concentration of inorganic As was very low, showing in only 3 samples with values below 0.1 $\mu\text{g/g}$. We can conclude that *C. corteziensis*, *C. palmula* and *C. gigas* oyster soft tissue is safe for human consumption.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de los ecosistemas marinos se ha convertido en un gran problema, directamente influenciado por la actividad humana. Los humanos son expuestos a fuentes de arsénico (As) que ocurren natural y antropogénicamente en el ambiente. Las fuentes más importantes de contaminación por arsénico incluyen a las emisiones y agua de desecho de la minería y procesos industriales, por instalaciones y manufactura de colorantes, curtidoras, y la aplicación de insecticidas y herbicidas. Los problemas de salud asociados con la exposición de As continúan llamando la atención mundial. Una amplia variedad de efectos adversos para la salud, incluido cáncer en la piel, en el hígado y en los pulmones, efectos cardiovasculares y neurológicos, se han atribuido a la exposición crónica a altas concentraciones de arsénico, principalmente a partir del agua consumida. Los compuestos de arsénico son abundantes y diversos en los sistemas biológicos y ambientales. El arsénico está presente en algunos mariscos en concentraciones elevadas, como de varios cientos de microgramos por gramo de tejido (Lee, 2002).

Las lagunas costeras de Sinaloa se caracterizan por ser ecosistemas altamente productivos, hábitat de un gran número de aves y sustento para miles de familias. Lamentablemente las actividades propias de la región, como la agricultura, acuicultura, ganadería y turismo, entre otras, sumadas a los desechos urbanos y suburbanos, ponen en peligro no sólo a los organismos que habitan en la zona, sino a los propios seres humanos. De hecho, los puertos y pueblos costeros más importantes de México han crecido alrededor o cerca de sistemas lagunares, por consiguiente son ecosistemas influenciados por actividades antropogénicas (Green-Ruíz y Páez-Osuna, 2001).

La región del Golfo de California se caracteriza por la presencia de aproximadamente 900 islas y 40 estuarios y lagunas. El Golfo y sus ecosistemas adyacentes están poblados con una gran variedad de mamíferos marinos, aves, reptiles y una amplia variedad de peces y moluscos. Los humedales de la región comprenden una gran

variedad de hábitats que incluyen bosques de manglar, marismas, lagunas intermareales, pantanos, lagunas internas de agua dulce, sistemas marinos y salobres, donde hay una rica y compleja cadena alimenticia, son importantes zonas de criaderos de aves, peces, crustáceos y mamíferos (Páez-Osuna *et al.*, 2003). En la región se desarrollan pesquerías, turismo, agricultura intensiva, ganadería, minería y más recientemente, cultivo de camarón. Estas actividades y la presencia de alrededor de 5 millones de habitantes constituyen una seria amenaza para la rica, variada y compleja biodiversidad.

Por primera vez se plantea un estudio para evaluar la presencia de arsénico en el ostión de mangle *Crassostrea corteziensis*, una especie candidata a biomonitor (Vallete-Silver *et al.*, 1999; Páez-Osuna *et al.*, 2002; Frías-Espéricueta *et al.*, 2005) y que se encuentra presente a lo largo del Pacífico mexicano y americano, desde el Golfo de California hasta el norte de Perú (FAO, 1995), además de ser ampliamente utilizada para consumo humano y tener un importante valor comercial (Frías-Espéricueta *et al.*, 2005).

1.1. Arsénico

El arsénico es bien conocido como contaminante de los ecosistemas acuáticos, especialmente porque se puede incorporar a la cadena alimenticia y concentrarse en los organismos a un nivel que afecta su estado fisiológico, esto depende de la disponibilidad de arsénico tanto en el agua como en el sedimento. Finalmente representa un problema de salud para los humanos (Suhendrayatna *et al.*, 2001).

El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en la corteza terrestre y es uno de los elementos más tóxicos. Se encuentra en el suelo y minerales naturales y puede entrar vía atmósfera y agua. El arsénico existe en cuatro estados de oxidación (-3, 0, +3, +5) y en un gran número de formas orgánicas que son las menos peligrosas, e inorgánicas que son las más agresivas (Drewniak y Sklodowska, 2007). En ambientes reducidos prevalece el arsénico elemental y la arsina (-3), el arsenito (+3) puede ser la forma dominante bajo condiciones moderadamente reducidas y el

arseniato (+5) es la especie predominante en estado de oxidación estable en ambientes oxigenados u oxidantes. Este metaloide es el veintavo elemento más abundante de la corteza y se asocia en primera instancia con las rocas ígneas y sedimentarias, presentándose principalmente en forma inorgánica en concentraciones promedio de 2 a 5 mg kg⁻¹. El arsénico siempre está presente en el ambiente en general, en bajos niveles en todo tipo de suelos y en todo el medio. A pesar de ser recientemente catalogado como veneno, el arsénico ha sido ampliamente usado por los humanos desde tiempos antiguos. Se utiliza para la manufactura de cristales, en metalurgia, para dispositivos microelectrónicos, como pesticida en la agricultura y como conservador de madera. Se libera a través de procesos minerales y quema de los combustibles fósiles. El As se moviliza por procesos volcánicos, geotermales y microbiológicos y por medio del intemperismo en la superficie de las rocas (Peshut *et al.*, 2007). La movilidad del As también está influenciada por la concentración y naturaleza de las superficies adsorbentes y estos procesos de adsorción, a su vez, son afectados por factores como el pH, potencial redox, presencia de materia orgánica y iones como el hierro, manganeso, aluminio, azufre, entre otros (Sharma y Sohn, 2009).

El As es el componente principal de más de 200 especies minerales, de las cuales el 60% son arseniatos, el 20% sulfuros y sales sulfuradas y el 20% restante incluye arsenidas, arsenitos, óxidos y el propio arsénico como elemento (Mandal y Suzuki, 2002). El 70% de los pesticidas con arsénico utilizados son el metanoarsonato monosódico (MSMA – HAsO₃CH₃Na), el arsenato disódico de metano (DSMA – Na₂AsO₃CH₃), el ácido dimetilarsínico ó ácido cacodílico [(CH₃)₂AsO₂H] y el ácido arsénico (H₃AsO₄). En cuanto a las especies de arsénico encontradas en muestras ambientales y clínicas tenemos a la arsenita As(III), arsenato As(V), ácidos de arsénico (H₃AsO₄, H₂AsO₄⁻, HAsO₄²⁻), ácidos arseniosos (H₃AsO₃, H₂AsO₃⁻, HAsO₃²⁻), dimetilarsina (DMA), monometilarsonato (MMA), arsenobetaina (AsB) y arsenocolina (AC) (Kumaresan y Riyazuddin, 2001). En general, el uso de los compuestos arsenicales se ha incrementado en gran medida durante los siglos XVIII y XIX. Estos compuestos eran los preferidos para el control de pestes en la

agricultura antes de que se generalizara el uso de organoclorados y organofosforados, por ejemplo el verde de París ($[\text{CH}_3\text{COO}]_2 \cdot 3\text{Cu}[\text{AsO}_2]_2$) y arsenato de plomo (PbHAsO_4) se usaban como insecticidas, el arsénico blanco (As_2O_3) era usado como rodenticida, el arseniato de sodio (solución de NaOH y As_2O_3) como insecticida y herbicida y el sulfuro de metilarsénico (CH_3AsS) como fungicida (Yu, 2005).

En México, en el catálogo de plaguicidas, elaborado por la Comisión intersecretarial para el control del proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas (CICOPLAFEST) sólo se incluye al MSMA, un pesticida organoarsenical, con categoría III de toxicidad (moderadamente tóxico) que se utiliza en cultivos de algodón, caña de azúcar, maguey, cítricos como lima, limonero, mandarina, naranja, toronja, también se utiliza en áreas no cultivadas (CICOPLAFEST, 2004). Este pesticida ha sido utilizado para dar mantenimiento a campos de golf. Hay retención y movilidad de arsénico (de acuerdo a las propiedades del suelo) y transformaciones de especies de As por procesos bióticos y abióticos. Estos procesos pueden finalizar en un mayor aporte de compuestos arsenicales inorgánicos potencialmente tóxicos (Feng *et al.*, 2005).

Algunos compuestos de As, también se han utilizado como sustancias farmacéuticas. El uso del arsénico como medicina veterinaria en forma de suplemento alimenticio y en el tratamiento de enfermedades data desde el siglo XV. En el último siglo la ingesta crónica de dosis pequeñas de varios preparados a base de arsénico se ha registrado que incrementa el apetito, mejora el nivel de actividad, corrige la anemia y mejora el pelaje de los animales. El arsénico se utiliza como aditivo en los alimentos para ayudar en la prevención y control de enfermedades enteríticas de cerdos y pollos y para mejorar peso y eficiencia en la alimentación del ganado (Yu, 2005). Un ejemplo es la roxarsona (ácido 3-nitro-4-hidroxifenilarsónico) que se utiliza extensamente para alimentar aves de corral en engorda y cerdos, así como para controlar parásitos intestinales coccidiales, para mejorar la eficiencia alimenticia y promover el rápido crecimiento (Garbarino *et al.*, 2003). Lo grave es que las heces

fecales a menudo contienen arsénico como resultado de los aditivos organoarsenicales y éstos al ser aplicados como fertilizantes a campos dedicados a la agricultura, liberan el arsénico al ambiente y puede ocasionar un incremento del metaloide en la superficie, en el suelo y en el agua subterránea, por lo tanto, incrementan su captación por las plantas y organismos (Rutherford *et al.*, 2003). Los metabolitos del As en el abono contienen principalmente bajas cantidades de arseniato, arsenito, MMA, DMA, ácido 3-amino-4-hidroxifenilarsónico, ácido 4-hidroxifenilarsónico y otros compuestos de arsénico desconocidos (Yao *et al.*, 2009). Otros compuestos utilizados son el ácido fenilarsónico y el ácido arsanílico, este último al combinarse con antibióticos como la oxitetraciclina y la furazolidona tienen efectos positivos sobre el crecimiento particularmente en cerdos (Mayasaka, 1976).

El arsénico está presente en numerosos compuestos de carácter orgánico, debido a la elevada estabilidad del enlace carbono-arsénico bajo las condiciones medioambientales normales (pH y potencial redox). Como consecuencia de la actividad biológica, se producen diversos compuestos de arsénico metilados como son la di y trimetilarsina. Estas especies, tras una oxidación, se transforman en los ácidos metilarsónico y dimetilarsónico, compuestos que forman sales solubles con los metales alcalinos. Mediante una reducción estos ácidos pueden volver a su forma primitiva de arsinas (Carbonell *et al.*, 1995).

La movilidad y toxicidad del arsénico se determina por su estado de oxidación, así pues, el comportamiento de las especies del arsénico cambia dependiendo de las condiciones bióticas o abióticas en el agua (Hung *et al.*, 2004). El elemento en su forma inorgánica presenta una toxicidad significativa para la biota acuática, incluso para los mamíferos (Leah *et al.*, 1992). Entre los compuestos de arsénico en el ambiente es de interés particular la arsenita, la cual es 10 veces más tóxica que el arsenato y 70 veces más tóxica que las especies metiladas DMA, MMA, las cuales a su vez son moderadamente tóxicas, mientras que la arsenobetaina y la arsenocolina son virtualmente no tóxicas (Kumaresan y Riyazuddin, 2001). El arsénico inorgánico [As(III) y As(V)], como ya se mencionó, es altamente tóxico y causa deterioro

mitocondrial e inhibición del metabolismo energético, mientras que las especies metiladas consideradas moderadamente tóxicas muestran toxicidad genotípica potencial (Fattorini *et al.*, 2006). Las formas químicas y los estados de oxidación del As son los parámetros más importantes para determinar su toxicidad, también depende de factores como estado físico (gas, solución, tamaño de partícula), la tasa de absorción de la célula, tasa de eliminación, la naturaleza de los sustituyentes químicos en los compuestos tóxicos, etc. La toxicidad de las especies de arsénico decrece en el orden de: arsinas > As(III) > arsenóxidos (As(III) orgánico) > As. Se ha reconocido que los arsenicos inorgánicos solubles son más tóxicos que los orgánicos y el As(III) es más tóxico que el As(V). La metilación es la principal forma de desintoxicación (Mandal y Suzuki, 2002).

Desde que se aisló la arsenobetaína en 1977, se han identificado una gran variedad de compuestos de arsénico en animales marinos y algas. La arsenobetaína es la forma del arsénico más abundante en los animales marinos (Lai *et al.*, 2001; Francesconi y Kuehnelt, 2002). Se ha estudiado la transformación de especies de arsénico por tratamiento térmico. Estudios en mariscos cocinados a la parrilla, rostizados, hervidos o por microondas revelan que la arsenobetaína es la especie más abundante seguida de ácido dimetilarsínico $[(\text{CH}_3)_2\text{AsO}(\text{OH})]$ y el ión tetrametilarsonio $[(\text{CH}_3)_4\text{As}^+]$ en mariscos cocinados, mientras que en concentraciones menores están la arsenocolina y el ácido monometilarsónico $[\text{CH}_3\text{AsO}(\text{OH})_2]$. El tratamiento térmico en mejillones disminuye los niveles de arsénico total, lo cual puede deberse a la pérdida de algunas especies de arsénico como el As(V), arsenobetaína y otros arsenoazúcares durante el proceso térmico (Sharma y Sohn, 2009).

En la Tabla 1 se enlistan la nomenclatura de compuestos orgánicos e inorgánicos del arsénico de acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1981).

Tabla 1. Nomenclatura de los diversos compuestos orgánicos e inorgánicos del arsénico (WHO, 1981).

Nombre (Sinónimo)	Fórmula
<i>Arsénico Inorgánico, As (III)</i>	
óxido de arsénico (III), trióxido de arsénico	As ₂ O ₃ ó As ₄ O ₆
ácido ortoarsenioso, ácido arsenioso	H ₃ AsO ₃
ácido metaarsenioso	HAsO ₂
(orto)arsenitos, sales del ác. ortoarsenioso	H ₂ AsO ₃ ⁻ , HAsO ₃ ²⁻ , AsO ₃ ³⁻ ,
cloruro de arsénico (III), tricloruro de arsénico	AsCl ₃
sulfuro de arsénico (III), trisulfuro de arsénico	As ₂ S ₂
<i>Arsénico inorgánico, As (V)</i>	
óxido de arsénico (V), pentóxido de arsénico	As ₂ O ₅
ácido ortoarsénico, ácido arsénico	H ₃ AsO ₄
ácido metaarsénico	HAsO ₃
(Orto)arseniatos, sales del ác. arsénico	H ₂ AsO ₃ ⁻ , HAsO ₃ ²⁻ , AsO ₃ ³⁻
<i>Arsénico orgánico</i>	
ácido metilarsínico, ácido metanoarsónico	CH ₃ AsO(OH) ₂
ácido dimetilarsónico, ácido cacodílico	(CH ₃) ₂ AsO(OH)
óxido de trimetilarsina	(CH ₃) ₃ AsO
metilarsina	CH ₃ AsH ₂
dimetilarsina	(CH ₃) ₂ AsH
trimetilarsina	(CH ₃) ₃ As
ácido arsanílico,	
ác. p-aminobenceno-arsónico	H ₂ N-C ₆ H ₄ -AsO(OH) ₂
ácido 4-nitrofenilarsónico,	
ác. p-nitrofenilarsónico	O ₂ N-C ₆ H ₄ -AsO(OH) ₂
arsenobetaína	(CH ₃) ₃ As ⁺ CH ₂ COOH
arsenocolina	(CH ₃) ₃ As ⁺ CH ₂ CH ₂ OH
dialquilcloroarsina	R ₂ AsCl
alquildicloroarsina	RAsCl ₂

El ambiente marino tiene su ciclo del arsénico. El mayor aporte de As al océano se da por medio de los escurrimientos a través de ríos y la depositación atmosférica. El ciclo global es parecido al del fósforo, pero el tiempo de regeneración del As es mucho más lento. El As fluye en forma de arseniato y arsenito desde el agua de río y los desechos mineros, hay oxidación de arsenito a arseniato, reducción microbiológica de arseniato a arsenito y remoción de arsénico por dilución con el agua de mar y transporte subsecuente fuera del estuario. El As inorgánico puede ser adsorbido por partículas cargadas de hidróxidos de hierro y óxidos de manganeso y

se puede depositar como partículas floculadas hacia los sedimentos. Hay una liberación de arsenito y arseniato disueltos por la reducción y disolución del hierro y manganeso gracias a las transformaciones que se llevan a cabo en los sedimentos anóxicos, también pueden ser liberados gracias a reacciones químicas o microbiológicas en los sedimentos. Finalmente el As regresa por resuspensión de los sedimentos (WHO, 2001). En la Figura 1 se muestra el ciclo biogeoquímico global del arsénico.

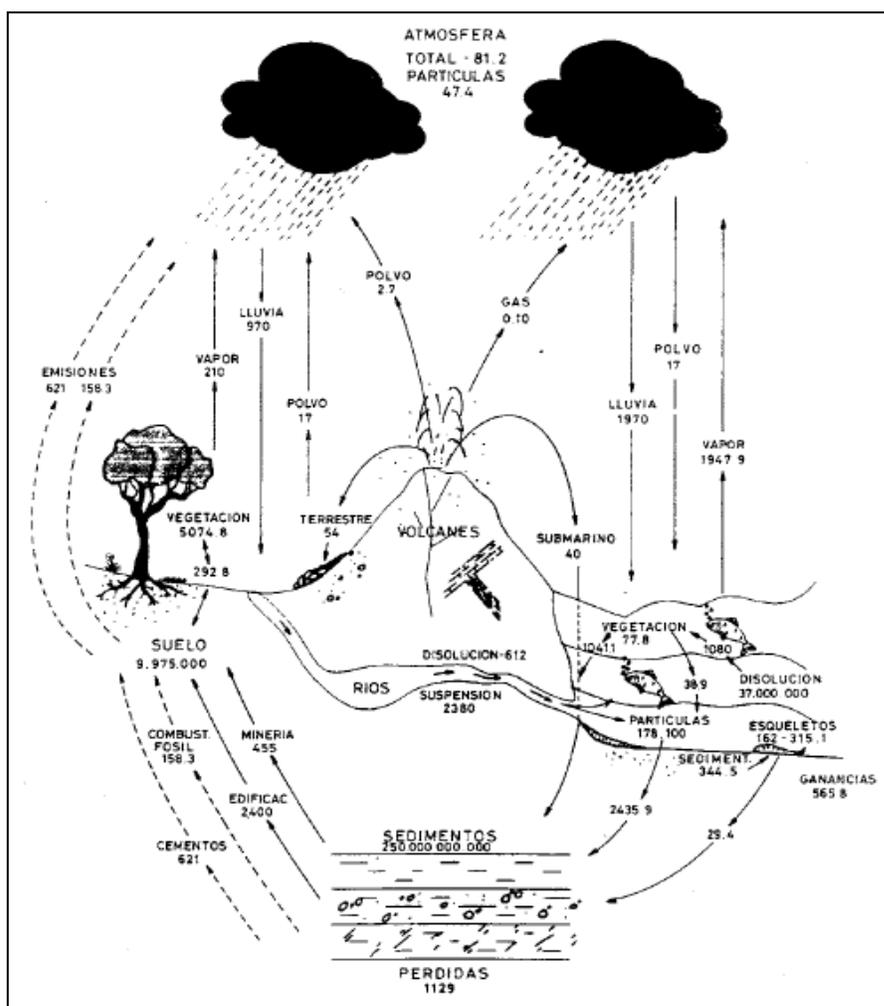


Figura 1. Ciclo biogeoquímico global del arsénico. Las reservas de cada compartimiento y los flujos entre los compartimentos se expresan como 10^8 g y 10^8 g/año respectivamente (Carbonell *et al*, 1995).

En ambientes donde las concentraciones de fosfatos son altas, la toxicidad del As para la biota es disminuida. Los ambientes contaminados con As se caracterizan por una diversidad de especies limitada y una menor cantidad de organismos. El As y el selenio (Se) son antagonistas en el cuerpo y cada uno contrarresta la toxicidad del otro, pero el As también puede interferir con el rol esencial del Se en el metabolismo, lo cual causa aparentes deficiencias de enzimas dependientes del Se (Mandal y Suzuki, 2002). La exposición crónica al As inorgánico puede causar severos efectos sobre la salud como daños al tracto gastrointestinal, tracto respiratorio, piel, hígado, sistema cardiovascular, sistema hematopoyético, sistema nervioso, así como efectos adversos sobre la reproducción, mutagénicos, genotóxicos, bioquímicos, entre otros, es altamente cancerígeno (Mandal y Suzuki, 2002; ATSDR, 2006). La CERCLA (The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act) con la ayuda de la ATSDR (Agency for Toxic Substances & Disease Registry) y la EPA (Environmental Protection Agency) de Estados Unidos, elaboraron una lista de sustancias peligrosas prioritarias, las cuales causan daño potencial a la salud humana debido a su toxicidad y a la exposición humana y el arsénico se encuentra desde 1997 en el primer sitio de esta lista (ATSDR, 2007).

1.2. Límites permisibles de As

En 1983, Cornelia Nauen, hizo una compilación y publicó los límites máximos permisibles (LMP) para sustancias peligrosas en peces y en productos de la pesca para la FAO (Food and Agriculture Organization). Los límites de arsénico se dan en ppm (mg/kg) de tejido fresco o tejido vivo y se presentan los valores para mariscos, haciendo énfasis en moluscos (Tabla 2).

Tabla 2. Límite máximo permisible de As en mariscos para consumo humano en diversos países (Nauen, 1983).

País	Límite	Productos
Australia	1.0 ppm	Peces, crustáceos y moluscos
Finlandia	5.0 ppm	Peces, cangrejo y moluscos
Hong Kong	10 ppm	Moluscos, crustáceos y sus productos
India	1.0 ppm	Peces y productos de la pesca
Nueva Zelanda	1.0 ppm	Peces y productos de pesca

En bibliografía más reciente, por ejemplo, en Hong Kong se establecieron los límites máximos permisibles dentro de la legislación para los alimentos contaminados por metales. Para el arsénico, en moluscos y sus productos derivados la concentración máxima permisible es de 10 ppm en forma de As_2O_3 (Centre for Food Safety, 2007). Para el caso de Australia y Nueva Zelanda se estableció en el estándar 1.4.1 (contaminantes y tóxicos naturales) que el nivel máximo permisible de As inorgánico para moluscos es de 1.0 mg/kg (Food Standards, 2010).

Desafortunadamente en México no existe información acerca de los límites permisibles de arsénico en mariscos, la NOM-031-SSA1-1993 (Bienes y servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias) solamente contiene los límites de mercurio, metilmercurio, plomo y cadmio. En Estados Unidos, la FDA (Food and Drug Administration) ha establecido niveles de acción y tolerancia para sustancias tóxicas para controlar los niveles de contaminación en comida, incluyendo los mariscos. Estos niveles representan los límites en los cuales o por encima de ellos la FDA tomará acción legal para retirar estos productos del mercado, así mismo, estos niveles se establecieron con base a la toxicidad de la sustancia y no representan límites permisibles de contaminación. En cuanto al As en moluscos el valor es de 86 ppm (FDA, 2007).

En cuanto a la Unión Europea tampoco existen límites permisibles de As para mariscos, de acuerdo a los reglamentos No. 466/2001 (DOUE, 2001), No. 78/2005 (DOUE, 2005) y el No. 1881/2006 (DOUE, 2006), publicados en el Diario Oficial de la Comunidad Europea edición en lengua española.

1.3. Biomonitores

Un biomonitor es una especie que acumula contaminantes en su tejido, respondiendo en esencia a la fracción del contaminante en el ambiente, el cual tiene, directamente, relevancia ecotoxicológica (Rainbow y Phillips, 1993; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2000; Páez-Osuna *et al.*, 2002). El biomonitoreo constituye una herramienta muy interesante para la evaluación de la contaminación por metales y otros contaminantes en los ecosistemas acuáticos y un biomonitor perfecto se espera tenga las siguientes características (Zhou *et al.*, 2008): que pueda acumular altos niveles del contaminante sin llevarlo a la muerte; ser un organismo sésil para reflejar la contaminación local; que sea muy abundante y de amplia distribución; que tenga larga vida; que proporcione suficiente tejido o células; que su recolección y manejo en el laboratorio sea sencillo; que se mantenga vivo en agua; que ocupe un lugar importante en la cadena alimenticia. Los moluscos son a menudo utilizados como “organismos centinelas”, ya que se ha observado que los cambios en los niveles de contaminantes en su tejido pueden reflejar e integrar los cambios (desde algunos días hasta meses) de la concentración química en el ambiente acuático (Vallete-Silver *et al.*, 1999).

Existen diversos organismos potencialmente útiles como biomonitores en la costa subtropical del Pacífico en México, como ostiones, mejillones, almejas, macroalgas y balanos (Páez-Osuna *et al.*, 1999). Los bivalvos se han usado extensivamente en los programas de monitoreo en ambientes marinos y estuarinos debido a su habilidad de concentrar contaminantes en varios órdenes de magnitud por encima de los niveles que hay en el agua de mar (Páez-Osuna *et al.*, 2002; Frías-Espericueta *et al.*, 2005). En Estados Unidos, a partir de 1986 hasta la fecha está en marcha un programa

llamado “Mussel Watch” para monitoreo de los contaminantes en las costas y grandes lagos de ese país, en el cual se analizan contaminantes químicos y biológicos en sedimentos y tejido de bivalvos (ostiones, mejillones) en más de 300 sitios costeros (NOAA, 2009).

Entre los bivalvos, los ostiones representan el segundo grupo más ampliamente utilizado como biomonitor de contaminantes, ya que estos organismos son filtradores de las aguas costeras y están ampliamente distribuidos, entre los más utilizados tenemos a *Ostrea edulis* y las especies del género *Crassostrea* como *C. gigas*, *C. virginica*, *C. margaritacea* y *C. brasiliana* (Rainbow, 1995). El organismo que se plantea utilizar en este trabajo es *Crassostrea corteziensis*, debido a su amplia distribución a lo largo de las lagunas costeras de Sinaloa y de la mayor parte de la zona costera del Pacífico mexicano. El ostión de mangle *Crassostrea corteziensis* (Figura 2) habita en manglares pantanosos y en la zona intermareal, bajo influencia estuarina y presenta una amplia distribución desde el Golfo de California hasta Perú, su talla común es de 15 cm pero pueden encontrarse hasta en un máximo de 25 cm (FAO, 1995).

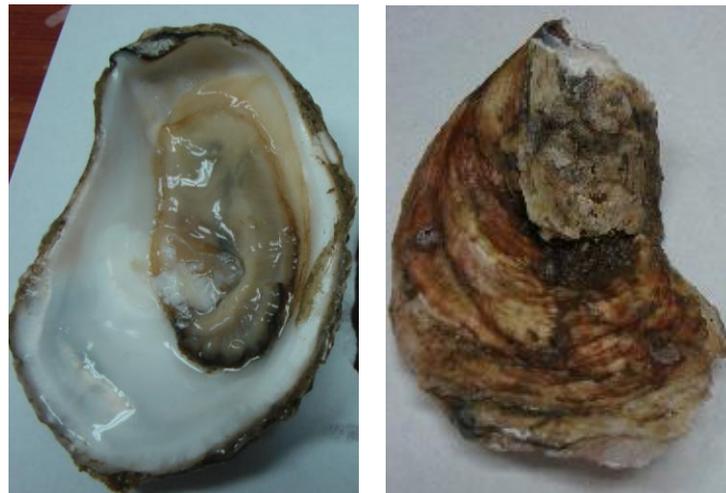


Figura 2. Ostión de mangle *Crassostrea corteziensis*

De acuerdo al Integrated Taxonomic Information System (2009), la clasificación taxonómica de esta especie es la siguiente:

Clase: Bivalvia (Linné, 1758)
Subclase: Pteriomorphia (Beurlen, 1944)
Orden: Ostreoida (Férussac, 1822)
Superfamilia: Ostreacea (Rafinesque, 1815)
Familia: Ostreidae (Rafinesque, 1815)
Subfamilia: Ostreinae (Rafinesque, 1815)
Género: *Crassostrea* (Sacco, 1897)
Especie: *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1951)

En este estudio se propone evaluar la contaminación por arsénico a través del ostión *C. corteziensis* en 7 lagunas del estado de Sinaloa, esto debido a las intensas y diversas actividades humanas que se desarrollan en los alrededores y a su efecto potencial en un gran número de organismos que finalmente ponen en riesgo a la salud del humano que los consume.

Adicionalmente se determinó la concentración de hierro y manganeso a fin de enriquecer el estudio y evaluar la posible relación entre el metaloide y ambos metales. También se determinaron las especies de arsénico en once muestras seleccionadas de ostión.

2. ANTECEDENTES

En general, se han realizado un gran número de estudios con referencia al arsénico en agua, suelos y sedimentos, debido a la presencia de este metaloide en acuíferos de diversas partes del mundo y por la contribución antropogénica, sin embargo, su estudio en los tejidos de organismos es menor. Se han realizado trabajos en mamíferos, plantas, peces, esponjas y moluscos.

2.1. Arsénico en bivalvos a nivel mundial

González-Soto *et al.* (1993), midieron en España los niveles de Arsénico III, V, y total, bajo condiciones de pH distintas en 9 bivalvos, encontrando niveles de arsénico total muy altos (127.01 a 414.18 µg/mL), miles de veces mayor que la concentración del metaloide en el agua de mar.

En 1986 se inauguró en Estados Unidos, a través de la agencia federal NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), el programa “Mussel Watch”, cuyo objetivo era monitorear las aguas costeras y lagos del país, midiendo los niveles de contaminantes, entre ellos el As, a través del tejido del mejillón y ostión recolectados anualmente en 145 sitios. Actualmente el programa sigue en marcha analizando 140 contaminantes químicos en 300 sitios de muestreo (Kimbrough *et al.*, 2008), se han escrito cientos de artículos científicos y reportes técnicos con base a los resultados obtenidos a partir de este programa (Wade *et al.*, 1988; Presley *et al.*, 1990; O’Connor y Ehler, 1991; O’Connor, 1998; Vallete-Silver *et al.*, 1999; Lauenstein *et al.*, 2002; O’Connor y Lauenstein, 2006; etc.).

En Italia, alrededor de la Isla de Murano (Venecia), se realizaron estudios de la distribución de oligoelementos, incluyendo al arsénico, en sedimentos, agua marina y el mejillón *Mytilus galloprovincialis* (Giusti y Zhang, 2002). Encontraron que la concentración de casi todos los metales medidos no causaba efectos biológicos adversos a los organismos marinos y los niveles encontrados en los mejillones estaban dentro de los parámetros de las normas internacionales e italianas para

consumo humano a excepción por los niveles relativamente altos de arsénico (en un rango de 18 a 12 $\mu\text{g/g}$) en los cuatro puntos de muestreo alrededor de la isla.

En varios países del Golfo de Omán (Omán, Qatar, Bahrein y los Emiratos Árabes Unidos) se llevó a cabo un estudio para evaluar la contaminación marina por metales y metaloides en sedimentos, peces y algunos bivalvos. Los bivalvos con una cantidad mayor de As total fueron la almeja Venus (*Circentia callipyga*) con 156 $\mu\text{g/g}$ y *Pinna muricata* con 153 $\mu\text{g/g}$. Los niveles tan altos de As aun no han podido explicarse con certeza, pero pueden ser debidos a procesos biogeoquímicos que ocurren en la región (De Mora *et al.*, 2004).

En un trabajo posterior en la laguna de Venecia, Argese *et al.* (2005), realizaron un trabajo específicamente de arsénico y sus especies en el hepatopáncreas (glándula digestiva) y en el resto del tejido de *Mytilus galloprovincialis* para verificar la acumulación de arsénico en las diferentes partes del mejillón. Se detectaron pequeñas concentraciones de arsénico inorgánico (1.5 $\mu\text{g/g}$ de AsV y 1.5 $\mu\text{g/g}$ de AsIII) y niveles más elevados de compuestos orgánicos (arsenobetaina y un arsenoazúcar).

Orescanin *et al.*, (2006) monitorearon la concentración de arsénico en el tejido blando del mejillón azul del Mediterráneo *Mytilus galloprovincialis* en las costas del mar Adriático de Croacia, concluyendo que los cambios estacionales pudieron afectar la bioacumulación de As. Las concentraciones medidas estuvieron en el rango de 4 a 30 $\mu\text{g/g}$. Los valores medios de arsénico fueron mayores en las regiones expuestas a contaminación industrial, domésticas y por las actividades portuarias (entre 8.0 y 23.0 $\mu\text{g/g}$ de As), en comparación con los de la región alejada de las fuentes de contaminación conocidas (13.0 $\mu\text{g/g}$). En primavera se registraron las concentraciones promedio más altas del metaloide (15.6 $\mu\text{g/g}$).

En Taiwán, Liu *et al.*, (2006) estimaron el riesgo que produce a la salud la ingesta de arsénico inorgánico a través del consumo de ostiones de cultivo *C. gigas*,

recolectados en áreas costeras donde se produce el 90% de este organismo, encontraron intervalos de 0.071 a 0.145 $\mu\text{g/g}$ de As(III) y de 0.032 a 0.062 $\mu\text{g/g}$ de As(V), concluyendo que la incorporación de As inorgánico en el humano a través del consumo de ostiones de cultivo está potencialmente asociada a contraer cáncer.

Metian *et al.* (2008), investigaron en relación a la acumulación de metales y arsénico en la almeja *Comptopallium radula* de los arrecifes de coral en Nueva Caledonia. La mayor concentración de arsénico se encontró en la glándula digestiva ($340 \pm 58 \mu\text{g/g}$) y el riñón ($297 \pm 109 \mu\text{g/g}$). Concluyeron que consumir este organismo representa riesgo a la salud humana.

Con tejido blando de *Mytilus galloprovincialis*, Fattorini *et al.* (2008) examinaron muestras recolectadas durante 5 años en el mar Adriático central, específicamente en Portonovo, Italia, al que le determinaron metales pesados y arsénico. Con el propósito de extender el conocimiento de la variabilidad natural de los metales y el As en el tejido de los mejillones, se enfocaron en fluctuaciones estacionales e interanuales, las cuales parecen estar relacionadas a los florecimientos fitoplanctónicos y especialmente al ciclo reproductivo del organismo en estudio. En cuanto a la especiación química del As, se distinguió la procedencia natural del metaloide, por encontrarse mayoritariamente compuestos como la arsenobetaína y arsenocolina (> 85% del As total) de la del impacto antropogénico.

Özden *et al.* (2009) determinaron las concentraciones de metales, incluyendo al arsénico en dos especies de bivalvos de importancia económica en el mar de Marmara en Turquía. Las almejas *Donax trunculus* y *Chamelea gallina* tuvieron una variación en las concentraciones de arsénico entre el invierno y el verano. Con respecto al consumo de estos moluscos, se concluyó que la ingesta recomendada semanalmente sería de 300 g para una persona que pesa 60 kilos, esto es para no rebasar el máximo tolerable según la FAO y la WHO de 15 μg por kilogramo de tejido fresco.

Se midieron las concentraciones de 9 elementos, incluyendo al arsénico, en el ostión *Isognomon isognomon* y la almeja comestible *Gafrarium tumidum*, en diferentes sitios a lo largo de la costa suroeste de Nueva Caledonia (Hédouin *et al.*, 2009). Esta zona tiene aportes de metales y sustancias químicas debido a las intensas actividades mineras, en especial níquel. El arsénico se distinguió por presentar altos niveles en el tejido blando del ostión (hasta $106 \mu\text{g g}^{-1}$) y de la almeja (hasta $606 \mu\text{g g}^{-1}$) y da una idea del nivel de contaminación en la zona.

2.2. Arsénico en México

En México, existen una gran cantidad de estudios sobre arsénico en agua (Hurtado-Jiménez y Gardea-Torresdey, 2006; Gutiérrez-Espinoza *et al.*, 2007; Armienta *et al.*, 2007; Semadi *et al.*, 2008), sedimentos (Shumilin *et al.*, 2001; Jara-Marini y García-Rico, 2006; Espinosa *et al.*, 2009; Daesslé *et al.*, 2009), suelos (Ongley *et al.*, 2007), plantas (Puga *et al.*, 2006; Armienta *et al.*, 2007; Armienta *et al.*, 2008) y su efecto en el ser humano (Monroy-Torres *et al.*, 2009; Rocha-Amador *et al.*, 2007; Méndez-Gómez *et al.*, 2008). También han sido estudiados por diversos investigadores, sin embargo, en organismos marinos los estudios realizados han sido limitados.

Gutiérrez-Galindo *et al.* (1994), hicieron un estudio utilizando como biomonitor al bivalvo *Modiolus capax* para medir la contaminación de arsénico y selenio (Se), así como para tener un registro de las variaciones estacionales de estos metaloides, en el Golfo de California. En general, el Se tuvo menores variaciones regionales que el As. El mayor valor para el As fue de $53.4 \mu\text{g/g}$ en la parte central de la península de Baja California, encontrando que a mayor temperatura del agua la acumulación es mayor, igual sucede a salinidades bajas.

En el 2004, Ayala estudió la distribución de la concentración de metales pesados en sedimentos y su relación con organismos indicadores (*Crassostrea spp.* y *Mytella spp.*) en el sistema lagunar de Navachiste. El resultado promedio arrojado para arsénico en los ostiones fue de $1.36 \mu\text{g/g}$ y para los mejillones fue de $1.2 \mu\text{g/g}$.

Gutiérrez-Mejía *et al.* (2009), determinaron mercurio y arsénico en músculo e hígado de la mantarraya *Rhinoptera steindachneri*, en la parte alta del Golfo de California, ya que esta especie es de importancia comercial y para consumo local. Encontraron que la concentración de As era proporcional a la edad, con concentraciones máximas en el músculo de los organismos adultos y en el hígado de los juveniles.

Recientemente Lango-Reynoso *et al.* (2010) determinaron cadmio, plomo y arsénico en la gónada-sistema digestivo y músculo-manto-branquias de hembras y machos de ostión *C. virginica* de talla comercial, en el sistema lagunar de Tamiahua, Veracruz, la parte del músculo-manto-branquias registró las concentraciones más altas de estos elementos con valores medios de 11.77 ± 1.32 , 0.484 ± 0.08 y 4.02 ± 0.56 mg kg⁻¹, respectivamente. El Cd superó los límites permisibles para consumo humano que establecen las normas sanitarias para moluscos bivalvos; se concluyó que el consumo del ostión con dichos niveles de Cd representa un riesgo para la salud humana.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Sinaloa está ubicado en la latitud norte del paralelo 22° 31' 00" al 26° 56' 00" y en la longitud oeste del meridiano 105°24'00" al 109°27'00", su extensión territorial es de 58,092 kilómetros cuadrados. Se encuentra en la llanura costera oriental del Golfo de California, que se caracteriza por una extensa planicie fluvio-deltaica, la cual está fuertemente influenciada por 11 ríos y 234 arroyos (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Entre las actividades antropogénicas que se desarrollan en el estado de Sinaloa y que aportan contaminantes e impactan a los ecosistemas terrestres y acuáticos, sobresalen la agricultura, ganadería, acuicultura, pesca, minería, turismo y asentamientos humanos. La agricultura en los últimos años representa una producción de alrededor de 9.4 millones de toneladas que se cosechan de la siembra de cerca de 1.25 millones de ha; los principales productos de acuerdo a la superficie dedicada al cultivo, son: maíz, sorgo, frijol, garbanzo, trigo, cártamo, algodón, tomate, chile verde, papa, pastos y caña de azúcar. En cuanto a la ganadería, en sus diversas modalidades está representada aproximadamente (2006) por 1'600,000 bovinos, 166,900 porcinos, 227,700 ovinos, 58,700 caballos, 62,800 mulas y asnos, 83'837,500 pollos de engorda, 73,300 guajolotes, patos y gansos, y 2'981,500 aves de pastura (Green-Ruíz *et al.*, 2009). En este estado, la pesca es una de las más desarrolladas del país. La minería en el estado de Sinaloa se remonta hasta el siglo XVI. Durante más de 200 años, la técnica de beneficio empleada fue el amalgamamiento con mercurio y a partir de 1902 se cambió por el método de cianuración. La producción anual del estado en el año 2005 fue de 740 Kg de oro, 6,600 Kg de plata y 41 toneladas de plomo (Green-Ruíz *et al.*, 2009).

Con base a las unidades costeras, el área de estudio se encuentra ubicada en la número VII (Carranza-Edwards *et al.*, 1975), dentro de la planicie costera noroccidental limitada al sur por el extremo occidental de la cordillera neovolcánica (Tamayo, 1970). Fisiográficamente se localiza dentro de la llanura costera de

Sinaloa, presenta en su parte norte, sedimentos deltaícos del Río Colorado. Se encuentra relacionada con una plataforma continental amplia de posible carácter deposicional y con un talud moderado, a excepción hecha de la parte media de la unidad, donde el talud se profundiza rápidamente. El límite occidental de la unidad VII está controlado por un patrón NW-SE de fallas de bloque del Sistema San Andrés. Las rocas asociadas a la planicie costera son muy variables tanto litológica como cronológicamente en los dos tercios septentrionales. Hacia el tercio sur dominan rocas volcánicas terciarias. La llanura costera, desde Mazatlán a Los Mochis, Sinaloa, forma un plano inclinado hacia el suroeste razón por la cual en esta región el curso de los ríos es normal a la costa (Carranza-Edwards *et al.*, 1975).

Una laguna costera es un cuerpo de agua semi-cerrado, con una barra arenosa como límite hacia el mar, que puede o no tener aporte de agua continental y cuyo eje principal o longitudinal es paralelo a la costa (Phleger, 1969). Las lagunas del estado de Sinaloa están dentro de la región C (Lankford, 1977), la cual va desde el río Colorado hasta Mazatlán, donde se localizan 31 lagunas costeras, de relieve intermedio a alto al flanco de la línea de costa, de amplias a pequeñas llanuras costeras, el escurrimiento de agua es estrecho, hay muchos ríos con cuencas de drenaje muy pequeñas, de clima árido en el norte a semiárido en el sur, la precipitación se da casi toda en verano. Casi todos los ríos son de volumen pequeño, casi siempre secos, los ríos largos son de volúmenes intermedios y de flujo estacional, la plataforma continental es delgada e irregular de 5-25 km, con ensanchamientos de hasta 70 km en el norte.

Las lagunas costeras consideradas en este estudio fueron:

3.1. Sistema Lagunar El Colorado

El complejo lagunar el Colorado, también llamado La Lechugilla, es un sistema lagunar del tipo II-A de sedimentación terrígena diferencial, constituido por depresiones marginales e intra-deltáicas con barreras arenosas, del tipo de lagunas que presentan rápidas modificaciones en su forma y batimetría (Lankford, 1977). Este cuerpo lagunar está situado en el extremo occidental de la subcuenca Ohuira-Topolobampo-Santa María; limita al norte y al este con una marisma, al sur con la isla de Santa María y al oeste con la isla de Lechugilla; su conexión con el mar está ubicada al suroeste. Entre Agiabampo (ubicado en la costa sur de Sonora y la costa norte de Sinaloa) y El Colorado se ubica el área de descarga del río Fuerte, cuya influencia se ha modificado en los últimos cincuenta años y tenemos la boca del río Fuerte Viejo y el río Fuerte Nuevo. Por su extensión, la cuenca del río Fuerte es la más grande que confluye en Sinaloa y una de las menos pobladas (Páez- Osuna *et al.*, 2007). Las estaciones de muestreo contempladas, están señaladas en el mapa de la Figura 3; se incluyen 4 estaciones que cubren la zona de cultivo (punto 1), la que recibe escurrimientos (punto 2), una cerca de la boca (punto 3) y una granja ostrícola (punto ECc).

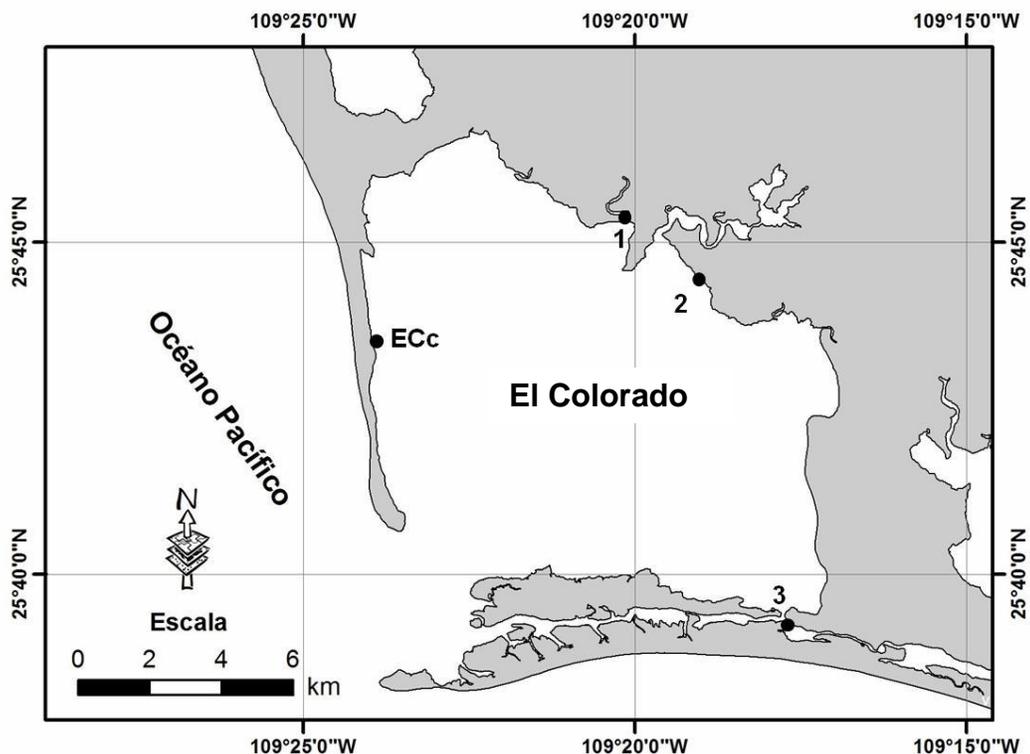


Figura 3. Sistema lagunar El Colorado y localización aproximada de las estaciones de muestreo.

3.2. Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María

Lankford (1977) clasifica a esta laguna como tipo II-A (I-C), o sea como una depresión intra-deltáica marginal de valle inundado con barrera, cuya formación se haya asociada con los sistemas fluviales/deltáicos del río Fuerte, producida por la sedimentación irregular y/o subsidencia superficial debida a los efectos de carga y de compactación. La región de Topolobampo se sitúa en la provincia fisiográfica denominada Planicie costera de Sinaloa y es parte de la llanura deltáica del río Fuerte, e incluye en sus extremos sur y sureste a las sierras de San Ignacio y Navachiste. La llanura deltáica tiene 45 km de ancho y está formada por depósitos lagunares y de aluvión del Peistoceno al Reciente. Los sedimentos proceden del intemperismo de rocas volcánicas y de algunos intrusitos del Cretácico y del Terciario. La subcuenca baja de drenaje asociada a la laguna tiene un área aproximada de 251,746 ha, mientras que el espejo de agua lagunar, incluidos los esteros asociados, tiene 20,840 ha (Figura 4). La precipitación promedio anual en esta región es de 241 mm (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Este complejo lagunar no recibe directamente escurrimientos de ríos, solamente recibe descargas a través de los canales y esteros que drenan desde los distritos de irrigación y de las granjas de cultivo de camarón. La batimetría muestra solamente dos grandes canales dentro del cuerpo lagunar principal (Páez-Osuna *et al.*, 2007). Las estaciones de muestreo abarcaron 2 en la sección de Santa María (punto 4 y 5), una en Ohuira (punto 6) y una en Topolobampo (Figura 4).

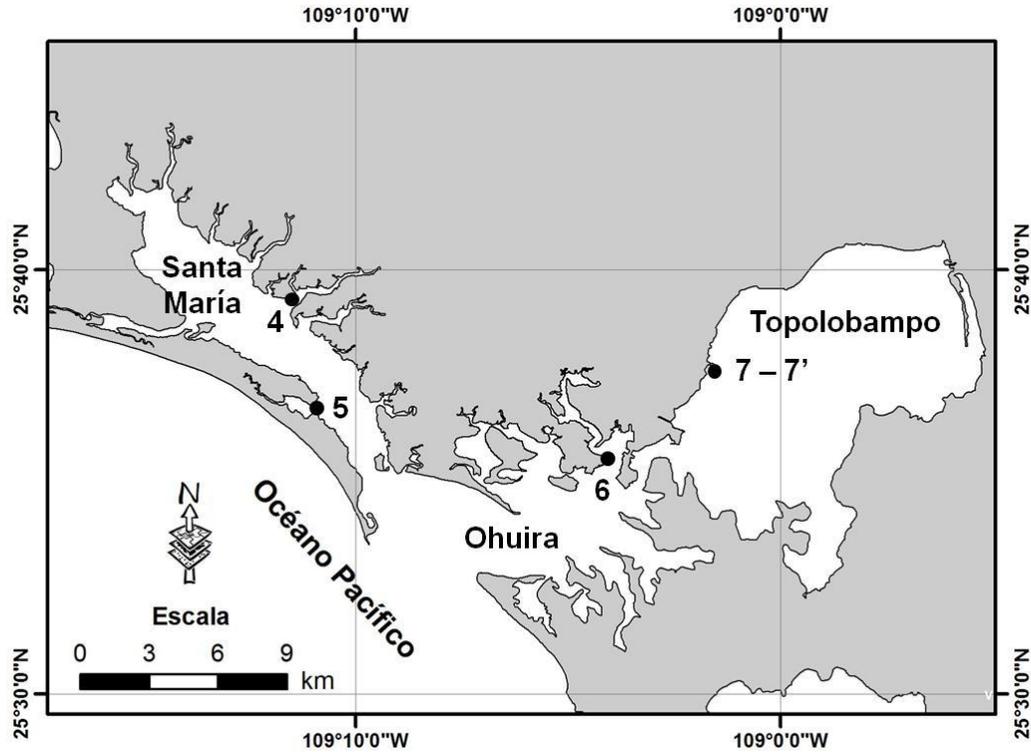


Figura 4. Sistema lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María y localización aproximada de las estaciones de muestreo.

3.3. Sistema Lagunar Navachiste - San Ignacio – El Macapule

Lankford (1977) clasifica a esta laguna como el tipo III-A, una laguna costera de plataforma interna con boca permanente y con orientación semiparalela a la costa (Figura 5). La subcuenca baja asociada con el sistema lagunar posee un área de 249,975 hectáreas y se halla asentada una población predominantemente rural. Este cuerpo lagunar tiene un régimen de precipitación anual de 300 a 400 mm (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

En esta cuenca se desarrolla la agricultura de riego y de temporal y en sus alrededores hay estanques instalados para el cultivo de camarón. Este sistema lagunar tiene dos bocas de comunicación con el Golfo de California. Recibe escurrimientos del estero El Colorado y El Caracol, recibiendo aportes de drenes

agrícolas y municipales del distrito de riego 063 (Diario Oficial de la Federación, 2000). Las estaciones consideradas son 4; una en Macapule (punto 11), otra donde hay varias granjas camaronícolas y llegan drenes agrícolas (punto 10), una donde se reciben descargas agrícolas solamente (punto 9) y una cerca de la boca norte representada por el punto 8 (Figura 5).

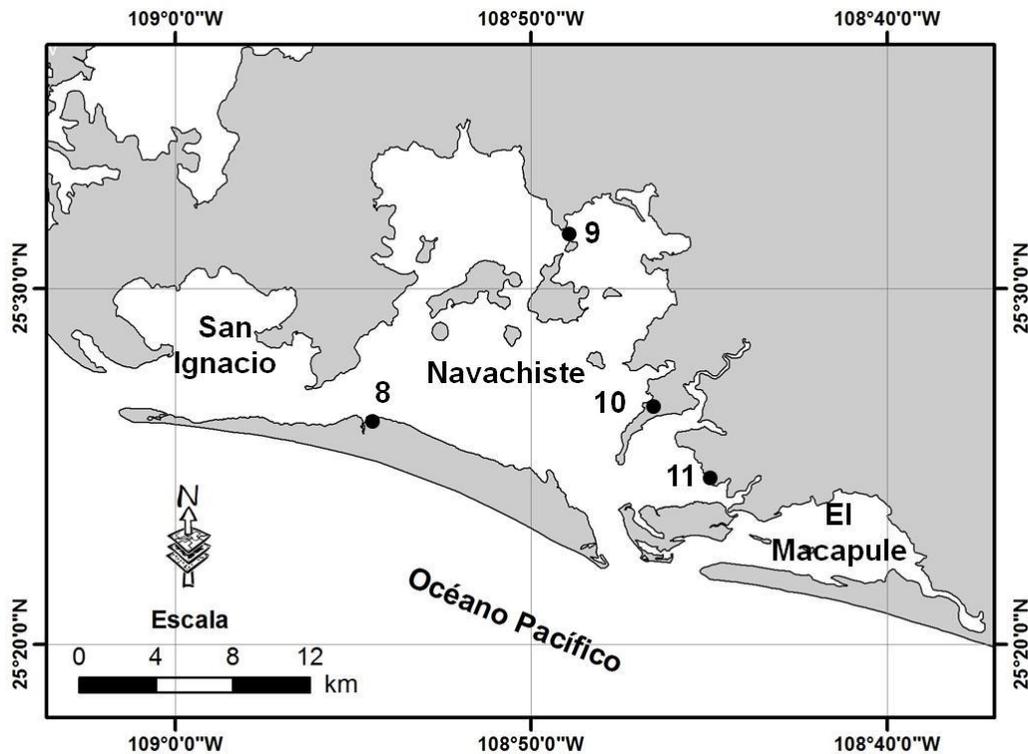


Figura 5. Localización de los sitios de muestreo en el sistema lagunar Navachiste - San Ignacio – El Macapule.

3.4. Sistema Lagunar Santa María - La Reforma

Es el sistema lagunar más grande de Sinaloa y uno de los más importantes por la diversidad de flora y fauna silvestre. Ha sido clasificada como del tipo III-A (III-C), depresión de planicie costera; es decir, una laguna costera de plataforma de barrera interna con boca permanente y con orientación semiparalela a la costa (Lankford, 1977). Se desarrolla la agricultura de riego y temporal, en su alrededor se hallan estanquerías dedicadas al cultivo de camarón. Posee dos grandes bocas que la comunican al mar, como se aprecia en la figura 6. Recibe los escurrimientos de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Culiacán a través del

estero del Tule, que está ubicado en el punto 15 (Páez-Osuna *et al.*, 2007). Se eligieron un total de 6 estaciones en este complejo lagunar; la estación 12 está influenciada por las descargas agrícolas; La estación 13 está cercana a la boca norte, la 14 cercana al centro de la laguna y adyacente a la barra; la estación 15 recibe descargas municipales procedentes de la planta de tratamiento de Culiacán y por último, la estación 16 directamente está influenciada por múltiples descargas de granjas de camarón y agrícolas. La estación SMc se ubica en una zona de cultivo comercial, donde existen 5 granjas o ranchos ostioneros (Figura 6).

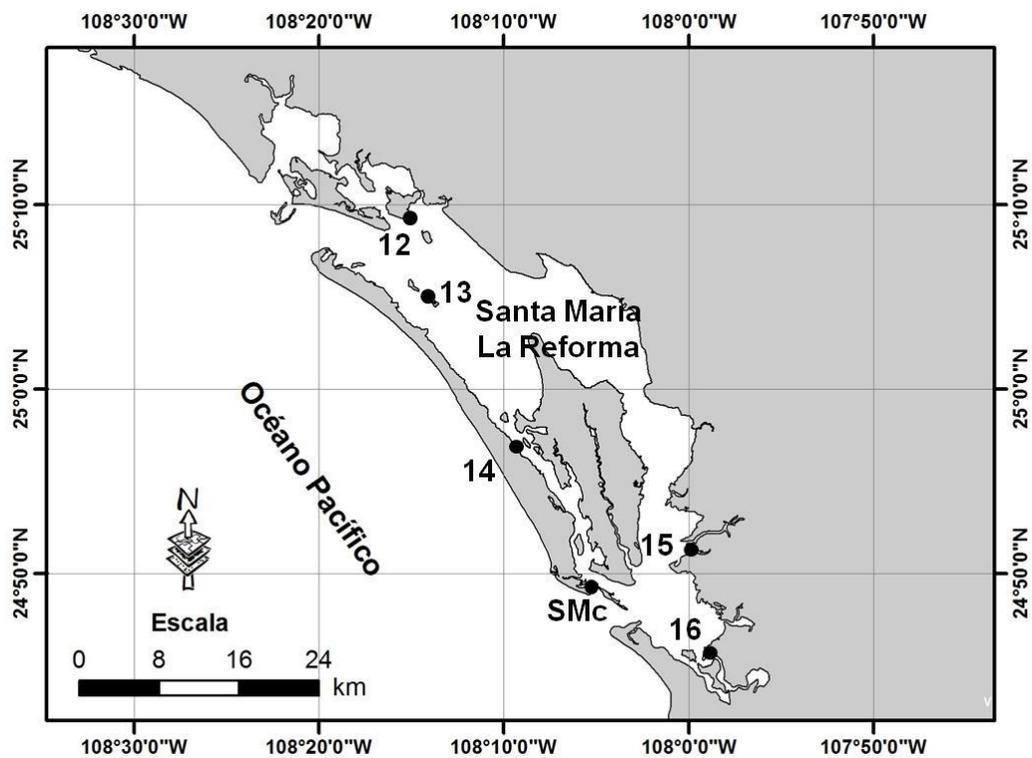


Figura 6. Sistema lagunar Santa María – La Reforma y localización aproximada de las estaciones de muestreo.

3.5. Sistema Lagunar Altata – Ensenada del Pabellón

Según Lankford (1977) es una laguna del tipo III – A (I – D) caracterizada por depresiones inundadas y protegida del mar por barreras arenosas producidas por las corrientes y el oleaje, cuya formación data de los últimos 5000 años. Por su origen, el sistema se relaciona con la formación de barreras litorales de constitución arenosa

que aislaron del golfo de California a una depresión de plataforma continental interna inundada, posiblemente, a partir de la transgresión marina del estadio interglacial SÁNGAMON, propiciando la formación de una bahía amplia y varios grupos de barreras litorales constituidas, en su mayoría por sedimentos aluviales (Ayala-Castañares *et al.*, 1994). La laguna posee dos bocas naturales, una de tipo permanente con una anchura aproximada de 2 km y otra boca más pequeña de 0.5 km, siendo menos estable dependiendo del oleaje y el régimen de mareas. Se contemplaron 5 estaciones: La estación 17 en la parte norte en el estero que recibe algunos drenes agrícolas; la 18 está cercana a la boca principal y al poblado Las Aguamitas; la estación 19 en las isletas denominadas Las ventanas; el punto AEPc corresponde a una granja ostrícola y la estación 20 en un área influenciada por drenes agrícolas (Figura 7).

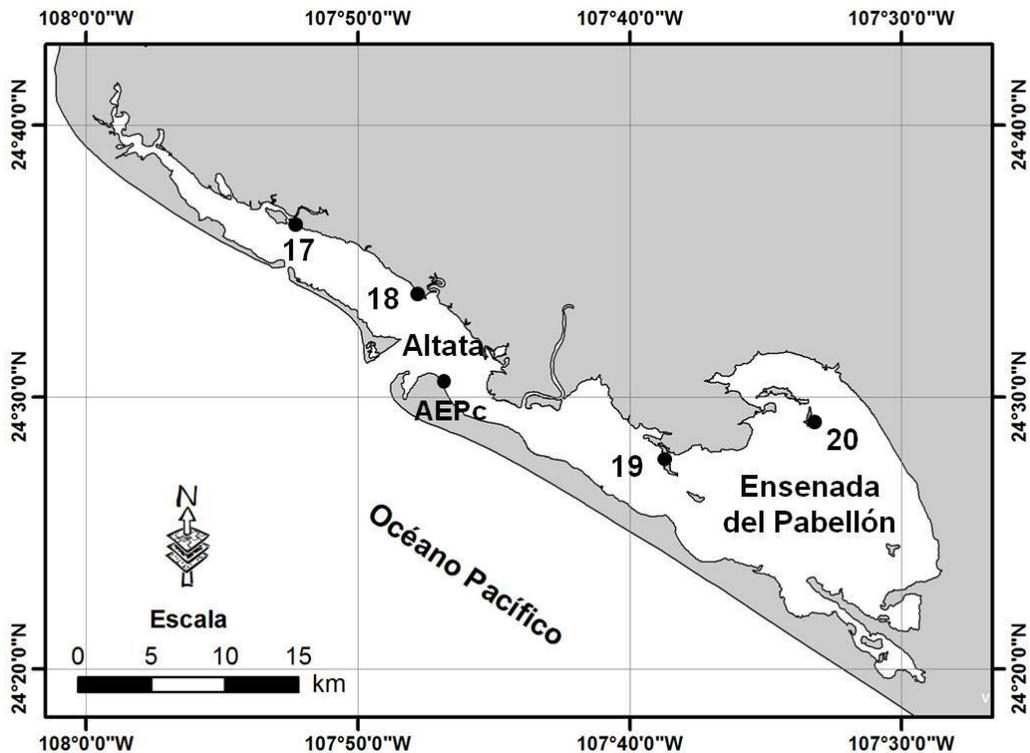


Figura 7. Sistema lagunar Altata – Ensenada del Pabellón y sus respectivas estaciones de muestreo.

El sistema lagunar recibe el efluente del ingenio azucarero de Navolato y una parte de los efluentes municipales de Culiacán y de industrias procesadoras de alimentos. La región es agrícola y en su alrededor se hayan instalados estanques para el cultivo de camarón, Ensenada del Pabellón se ha incluido entre las 15 cuencas más contaminadas del país (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

3.6. Sistema Lagunar Ceuta

Este sistema ha sido clasificado de acuerdo a su origen como laguna tipo III – A (Lankford, 1977). El cuerpo lagunar está conformado en su mayoría por un complejo de canales o esteros ramificados. En la zona hay agricultura de riego y de temporal y alrededor de la laguna se encuentran estanques para el cultivo de camarón. Posee dos bocas que la comunican al mar, como se muestra en la figura 8 (Páez-Osuna *et al.*, 2007). Se seleccionaron 4 estaciones; la estación 21 en la parte norte; la estación 22 en el centro del sistema y que está influenciada por los escurrimientos agrícolas y acuícolas; la estación 23 en un punto que recibe descargas agrícolas y la estación donde se ubica una granja ostrícola donde se recolectaron ostiones *C. gigas* (punto CCg) y *C. corteziensis*, representado por el punto CCc (Figura 8).

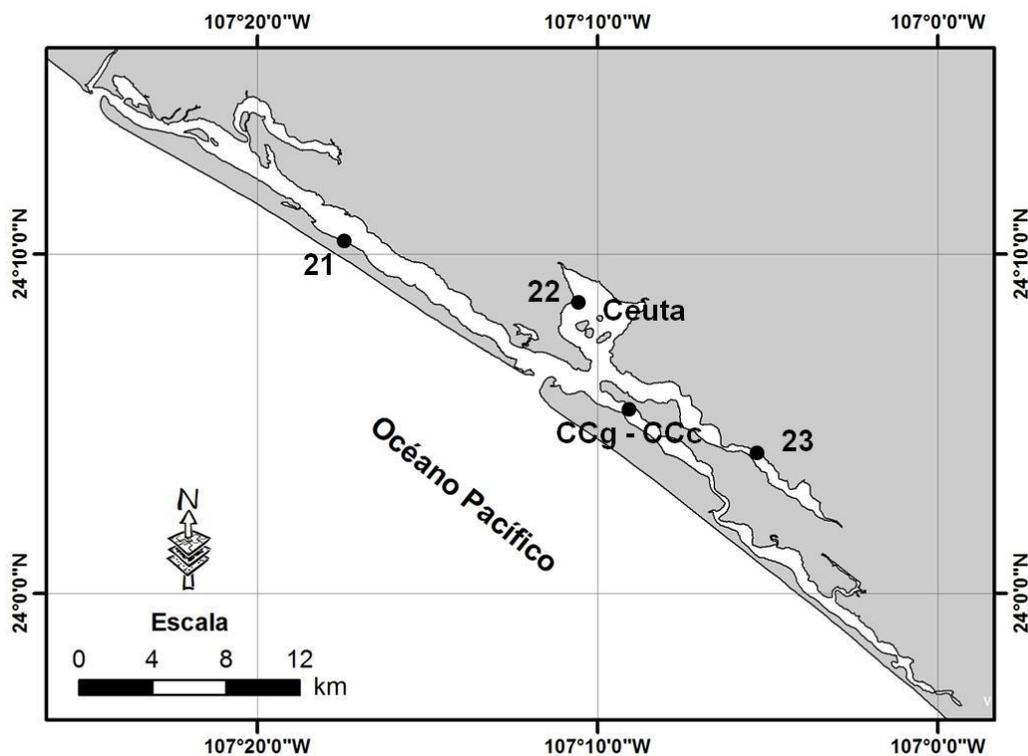


Figura 8. Sistema lagunar Ceuta y ubicación aproximada de las estaciones de muestreo.

Geomorfológicamente, la laguna se puede dividir en dos partes, el brazo oriental y el brazo occidental, después de la época de lluvias (agosto – octubre), el brazo oriental no recibe escurrimientos significativos de agua dulce, ocasiona una alta tasa de evaporación, produciendo aguas hipersalinas en mayo, junio y julio.

3.7. Sistema Lagunar Estero de Urías

Es el sistema más urbanizado de Sinaloa, sobre su extremo norte se localiza la ciudad y puerto de Mazatlán, que comparte una cuenca de drenaje con Huizache y Caimanero. Existe la agricultura de riego y temporal, distintos desarrollos industriales como congeladoras, empacadoras y procesadoras de mariscos, también está la flota camaronera y atunera más importante del país, la termoeléctrica José Aceves Pozos y tres granjas camaronícolas, por lo tanto recibe los efluentes de estas (Páez-Osuna *et al.*, 2007). De acuerdo al origen geológico (Lankford, 1970), es un sistema lagunar tipo III-B (III-A) con una boca permanente y orientación semiparalela a la línea de costa, como se muestra en la Figura 9, además se marcan los puntos efectuados durante las campañas de muestreo.

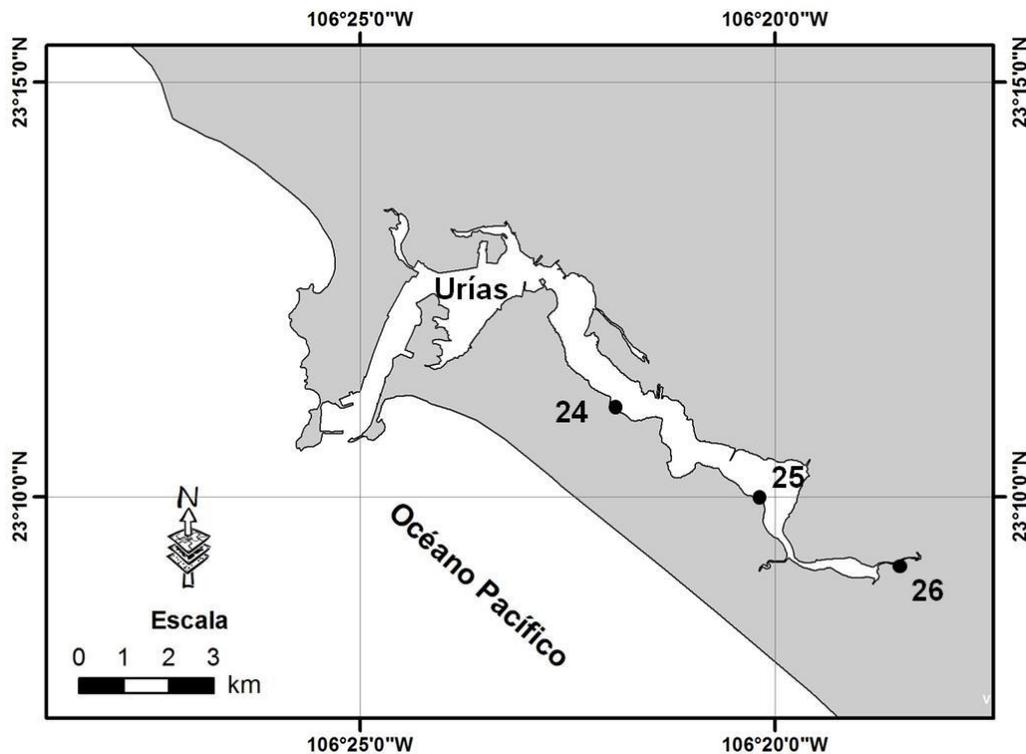


Figura 9. Sistema lagunar Estero de Urías y localización de sitios de muestreo.

El sistema lagunar incluye el área portuaria y su boca actual es un área que fue modificada durante 1945 y consiste en una serie de rompeolas que unen las islas del Crestón, Azada y Monte Vigía al occidente y a las islas de la Piedra y Chivos al oriente (Páez-Osuna *et al.*, 2007). Se eligieron 3 estaciones de muestreo; la 24 frente a la termoeléctrica, la estación 25 frente a la cooperativa pesquera Sixto Osuna y la estación 26 sobre la cabeza lagunar en donde se descargan efluentes camaronícolas procedentes de 350 ha de estanquerías.

3.8. Sitio testigo

El sitio testigo está ubicado en el estero del Rey (Fig. 10), en el poblado de San Blas, Nayarit. Esta área se caracteriza por la ausencia de actividad antropogénica, solamente se pueden encontrar huertos de frutas tropicales y comunidades rurales (Frías-Espéricueta *et al.*, 1999). El clima es cálido-húmedo con régimen de lluvias de junio a octubre que reporta una precipitación promedio anual de 1,316.3 mm. La temperatura promedio anual es de 25.6°C y la dirección de los vientos es moderada del sureste al noroeste (Enciclopedia de los municipios de México, 2009).

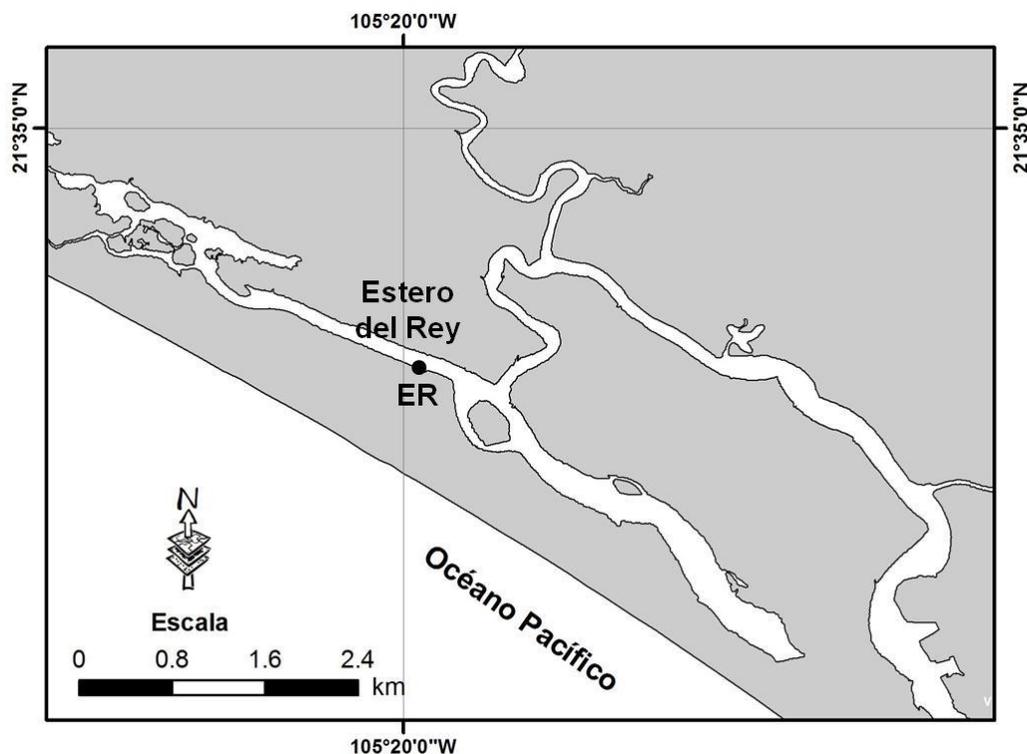


Figura 10. Localización del sitio testigo Estero del Rey en San Blas, Nayarit.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Debido a la creciente actividad económica y el crecimiento demográfico en toda la zona costera Sinaloense, los niveles de contaminación han aumentado notablemente, por ejemplo, para la laguna de Urías, en el caso del cobre (Cu), para 1990 se encontraron valores de 25 a 83 $\mu\text{g/g}$, en el 2005 el valor medio fue de 76.5 $\mu\text{g/g}$ y en el 2009 los valores encontrados estuvieron en un rango de 122.3 a 200.4 $\mu\text{g/g}$, para el zinc (Zn), en la misma laguna y años mencionados las concentraciones estuvieron entre 710 a 1,600 $\mu\text{g/g}$, una media de 1,884 $\mu\text{g/g}$ y 1,937 a 2785 $\mu\text{g/g}$, respectivamente (Frías-Espéricueta *et al.*, 2009). En los últimos años el arsénico ha llamado la atención como un tóxico muy importante, estando ligado a la actividad agrícola y minera, otra fuente potencial se deriva de la industria avícola y porcina, al existir en el mercado compuestos a base de arsénico, como la roxarsona, que se usa para combatir enfermedades y promover el crecimiento de aves y cerdos. A estos aportes podemos sumar la potencial presencia natural de arsénico, eventualmente, todo esto llega al ambiente costero, donde no solamente afecta a las condiciones ambientales y a los organismos que allí habitan, sino eventualmente al hombre, ya que el ostión y otros mariscos son de gran importancia comercial y de alto consumo en la región. Con este proyecto se pretende generar datos sobre el nivel integrado de disponibilidad del arsénico en las principales lagunas costeras de Sinaloa.

5. HIPÓTESIS

La concentración de arsénico biodisponible será proporcional a los flujos de desechos que contienen compuestos arsenicales y que son generados por las diferentes actividades económicas que se desarrollan en las áreas adyacentes a los distintos sistemas lagunares de Sinaloa. Por tanto serán mayores las concentraciones de As en las lagunas más influenciadas por la agricultura intensiva, la industria avícola y porcina, sumado todo esto a la ocurrencia natural del metaloide. Una laguna cuya cuenca de drenaje contiene una mayor población y más actividades económicas va a recibir un mayor aporte de desechos y por tanto, los moluscos bivalvos van a acumular niveles mayores que en una laguna cuya cuenca de drenaje posee un menor impacto antropogénico. Sin embargo, esto va a estar modulado también por la hidrodinámica que controla la dispersión y tiempo de residencia de los contaminantes, y por ende, su disponibilidad biológica y por las características geológicas de cada cuenca de drenaje.

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo general

Evaluar la disponibilidad biológica del arsénico en siete sistemas lagunares de Sinaloa para las épocas de secas y de lluvias mediante el análisis de la concentración de arsénico en el tejido blando del ostión de mangle *Crassostrea corteziensis*.

6.2. Objetivos específicos

- Determinar las concentraciones de arsénico mediante espectrofotometría de absorción atómica en muestras recolectadas procedentes de 29 estaciones selectas en cada una de las dos épocas contrastantes, estiaje y lluvias en 7 sistemas lagunares de Sinaloa y un sitio testigo de Nayarit.
- Realizar un análisis comparativo de los resultados por época y por estación de muestreo en cada sistema lagunar, así como categorizar los 29 sitios de acuerdo a los intervalos de concentración encontrados.
- Comparar los niveles de concentración encontrados de arsénico con los límites máximos permisibles (LMP) incluidos en las normas nacionales e internacionales y estimar la dosis de As por ración consumida de ostión en humanos.

7. METODOLOGIA

7.1. Muestreos

Se llevaron a cabo 2 campañas de muestreo, una al final de lluvias en el mes de octubre de 2008 (1 – 28 de octubre) y otra entre el mes de abril y mayo de 2009 (16 de abril – 16 de mayo) al final del frío e inicio del estiaje. Se recolectaron de forma manual muestras de ostiones de mangle *C. corteziensis* (cada una consiste de 25 individuos y su duplicado) de tallas similares (4-6 cm de largo) dentro de cada una de las lagunas costeras elegidas (Permiso de Pesca de Fomento no. DGOPA. 11686.291008.3083). El número de estaciones de muestreo en cada uno de estos sistemas, se eligió de acuerdo al área de cada sistema lagunar y las actividades que se realizan en la correspondiente cuenca aledaña. También se consideró la distribución de las zonas de manglar y la disponibilidad de ostiones en tales zonas. Esto fue representado por un total de 3 a 6 estaciones (Tabla 3). Adicionalmente se recolectaron muestras de ostión *C. palmula* en algunas estaciones donde se encontró cohabitando con *C. corteziensis*. Además de los ostiones obtenidos de las raíces de mangle, también se recolectaron ostiones de cultivo *C. gigas* y *C. corteziensis* (ésta especie sólo se encontró cultivada en la laguna de Ceuta) en las lagunas donde había granjas de estos organismos, los cuales presentaron mayores tallas y pesos, que serán presentados por separado en la sección correspondiente. En algunos puntos de muestreo no había suficiente disponibilidad de ostiones, particularmente de *C. palmula*, por lo que existen muestras únicas compuestas por 25 organismos, sin su duplicado. En cada punto de muestreo se registraron parámetros como la salinidad, temperatura y ubicación, medidos con un refractómetro portátil Shimadzu, un termómetro de inmersión Brannan (rango de -35 a 50 °C) y un equipo GPS portátil Magellan Explorist 200, respectivamente.

Se consideró como sitio testigo al estero del Rey ubicado en San Blas, Nayarit, debido a la existencia de bosque de manglar y ostiones *C. corteziensis* y a que comparte las características climáticas y regionales de los sistemas lagunares del sur de Sinaloa (Lankford, 1977). Además, el área adyacente y el sitio mismo no reciben

suministros significativos de desechos antropogénicos y las actividades económicas son muy limitadas, por lo que se considera como un sitio prístino o casi prístino.

Tabla 3. Estaciones de muestreo y su ubicación

Laguna	Estación	Ubicación
El Colorado	1	25° 45' 25.1" N; 109° 20' 12.6" W
	2	25° 44' 29.2" N; 109° 19' 00.8" W
	3	25° 39' 16.7" N; 109° 17' 45.1" W
Ohuira – Santa María Topolobampo	Cultivo (ECc)	25° 43' 37.9" N; 109° 23' 53.4" W
	4	25° 39' 33.2" N; 109° 11' 20.5" W
	5	25° 36' 50.2" N; 109° 11' 00.8" W
	6	25° 35' 37.1" N; 109° 04' 14.3" W
	7	25° 37' 41.5" N; 109° 01' 35.8" W
	7'	25° 37' 38.7" N; 109° 01' 45.8" W
	8	25° 26' 23.6" N; 108° 54' 35.9" W
Navachiste – San Ignacio- El Macapule	9	25° 31' 36.7" N; 108° 49' 6.7" W
	10	25° 26' 31.6" N; 108° 46' 49.3" W
	11	25° 24' 43.8" N; 108° 45' 01.4" W
Sta. María – La Reforma	12	25° 9' 22.4" N; 108° 15' 12.9" W
	13	25° 05' 13.5" N; 108° 14' 9.5" W
	14	24° 57' 13.5" N; 108° 09' 35" W
	15	24° 51' 26.7" N; 108° 00' 12.5" W
	16	24° 45' 54.7" N; 107° 59' 04.5" W
	Cultivo (SMc)	24° 49' 33.6" N; 108° 05' 27" W
Altata – Ensenada del Pabellón	17	24° 36' 31.2" N; 107° 52' 31.8" W
	18	24° 34' 17.2" N; 107° 48' 11.0" W
	19	24° 27' 56.2" N; 107° 38' 55.4" W
	20	24° 28' 32.9" N; 107° 32' 9.2" W
Ceuta	Cultivo (AEPc)	24° 30' 42.4" N; 107° 47' 02.9" W
	21	24° 10' 15.9" N; 107° 17' 14.1" W
	22	24° 08' 39" N; 107° 10' 43" W
Urías	23	24° 04' 11.6" N; 107° 05' 25.7" W
	Cultivo (CCg, CCc)	24° 05' 39.1" N; 107° 09' 13.7" W
	24	23° 11' 5.3" N; 106° 21' 58.5" W
	25	23° 09' 57" N; 106° 20' 9.3" W
	26	23° 09' 11.9" N; 106° 18' 37.7" W
Estero del Rey, San Blas	Testigo	21° 33' 53.3" N; 105° 19' 57.1" W

Los ostiones fueron enjuagados de 4 a 5 veces con agua de la boca de la laguna. Después, se dejaron en depuración con agua de la boca de cada laguna, durante un tiempo de entre 24 y 36 horas. Esta depuración se hizo con el fin del eliminar la contaminación potencial proveniente de sus branquias y contenido alimenticio sin digerir.

7.2. Preparación de los organismos

En algunas estaciones, se encontraron dos tipos de organismos adheridos a las mismas raíces, pero con ciertas diferencias en la forma de sus valvas: algunos de estos organismos presentaban el borde de sus valvas liso y otros con rugosidades. En el laboratorio, al momento de separar por grupos (25 organismos), se tomó en consideración tal diferencia (Fig. 11).

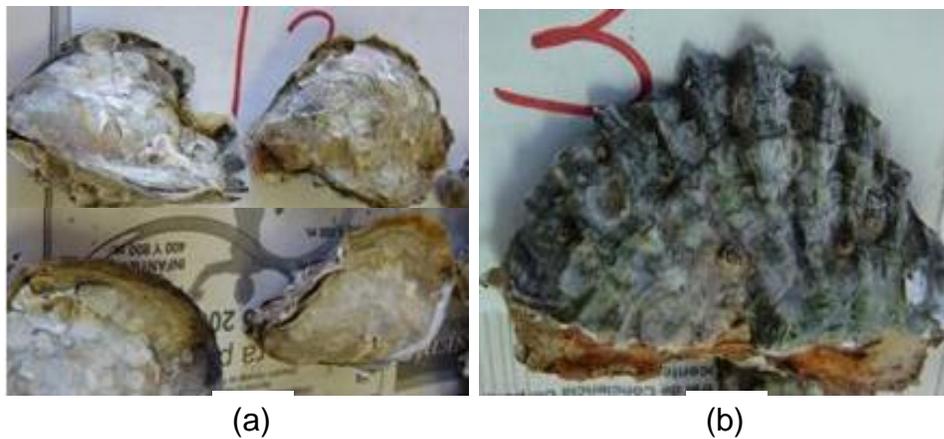


Figura 11. Ostiones (a) “lisos” *C. corteziensis* y (b) “chinos” *C. palmula* recolectados de las mismas raíces de mangle.

Se realizó un análisis de ADN para poder corroborar la especie a la que pertenecían los organismos, se encontró que los ostiones en cuya morfología se observa el borde de la valva “liso” (sin ondulaciones), coincidieron con el haplotipo “Topolobampo 8” registrado en GenBank. Sin embargo, su secuenciación coincidió parcialmente con la registrada para *C. corteziensis*, considerando entonces que éstos pueden ser una subespecie del mismo. Por otra parte, los organismos “chinos” (con ondulaciones en sus valvas) corresponden a la especie *C. palmula*. Por ello, los resultados se analizaron de forma separada, según la especie.

Una vez en el laboratorio se lavaron las conchas con agua corriente y cepillo para eliminar restos de sedimentos, conchas adheridas, restos de mangle, etc. Se seleccionaron y separaron los organismos de un tamaño similar (4 – 6 cm). Una vez seleccionados, se formaron en filas para su posterior registro de talla (mm) y peso (g) de cada individuo. Una vez terminadas las biometrías, se separó el tejido blando de la concha, abriendo las conchas con cuchillos de acero inoxidable, también se pesó el tejido blando de cada organismo. Una vez agrupado el tejido en charolas individuales de cada estación de muestreo, se pusieron en refrigeración para su posterior homogenización. Una vez licuado y homogenizado el material, se congelaron por no más de 2 días para dejarlas listas para la liofilización durante 72 horas en una liofilizadora LABCONCO a $-43\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $200 \times 10^{-3}\text{ mBar}$. Después de la liofilización el tejido se homogenizó en un mortero de ágata. Cabe señalar que todo el material utilizado en este trabajo se lavó con agua y jabón y se introdujo en baños con ácido clorhídrico (2 M) durante 72 horas, seguido de un segundo baño con ácido nítrico (2 M) durante otras 72 horas para finalmente ser enjuagados con agua milliQ (Moody y Lindstrom, 1977).

7.3. Determinación de arsénico

Para la determinación de arsénico, se llevó a cabo una digestión en un horno de microondas CEM, MARS con 40 vasos de digestión (Fig. 12). Se pesaron 0.5 ± 0.003 g del tejido seco de cada una de las muestras y se colocaron en los vasos de digestión. Se adicionaron 3 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2 , Sigma-Aldrich $\geq 30\%$) y después de 10 minutos se agregaron 5 mL de ácido nítrico (HNO_3 , Fluka ultrapuro $>65\%$). Posteriormente, las muestras fueron digeridas en el horno de microondas a una potencia del 100 % durante 20 min hasta alcanzar $160\text{ }^{\circ}\text{C}$, manteniendo estas condiciones durante 5 minutos más.



Figura 12. Horno de microondas CEM, MARS utilizado para las digestiones de tejido liofilizado.

Las muestras digeridas se llevaron a un volumen final de 10 mL con agua milliQ y se guardaron en frascos de polietileno previamente acondicionados: las muestras para la determinación las concentraciones de arsénico total se analizaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con sistema de corrección por efecto Zeeman (Fig. 13), acoplado con horno de grafito (Varian GTA-120). Para eliminar el efecto de la matriz de las muestras se utilizó el método de adición de estándares interno (Fattorini y Regoli, 2004), el cual consiste en adicionar a 5 soluciones estándar (de 10 a 50 ppb) que conforman la curva de calibración, una alícuota fija de la muestra a analizar para eliminar la interferencia que podría dar diferencias tanto en el estándar como en la muestra. El modificador de matriz se preparó con 150 mg de ácido cítrico anhidro (pureza > 99.5%), 200 μL de HNO_3 (ultra puro), 200 μL de solución de paladio (Merck, Pd, 10.0 ± 0.2 g/L) y 600 μL agua milliQ; los reactivos fueron agregados en ese orden, para favorecer la atomización del arsénico. El límite de detección del equipo fue de 0.10 $\mu\text{g/g}$ y la precisión, estimada como coeficiente de variación fue de 2.01 %.



Figura 13. Espectrofotómetro de absorción atómica con efecto Zeeman acoplado con horno de grafito (Varian GTA-120).

7.4. Determinación de hierro y manganeso

Para los análisis de hierro y manganeso se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica (EAA), equipado para flama Varian SpectrAA 220FS (Fig.14). Para el Mn se realizó una curva de calibración con estándares de 0.25, 0.5, 1, 2 y 4 $\mu\text{g/g}$ a partir de una solución patrón de 1 g/L de Mn (Fluka). En cambio para el Fe la curva fue con concentraciones de 1, 2, 4, 6 y 8 $\mu\text{g/g}$ extraídos también de una solución patrón de 1g/L de Fe (Fluka).

Para la determinación del Mn se utilizó el material digerido para todas las muestras, es decir, no hubo necesidad de preparar diluciones, en cambio en el caso del Fe, se hicieron diluciones de algunas muestras del orden del 1:2 y 1:5 con una solución de HNO_3 al 20% en agua milliQ, esto para ambas temporadas de muestreo. La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia NIST 2977 (Mussel Tissue) con 274 ± 18 mg/kg de Fe y 23.93 ± 0.29 mg/kg de Mn con base a peso seco.



Figura 14. Espectrofotómetro de absorción atómica SpectrAA 220FS (Varian GTA-120).

7.5. Especiación química del arsénico

La especiación química del arsénico se llevó a cabo mediante un sistema de cromatografía líquida (HPLC) con una columna de intercambio catiónico (Supelcosil LC-SCX HPLC column, 24 cm x 4.6 mm, 5 μ m), acoplado a espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito. Este es un método alternativo (Šlejkovec *et al.*, 1999; Fattorini y Regoli, 2004), que aunque lleva más tiempo, es mucho menos costoso que el de la espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS).

Se pesó aproximadamente 1 g de cada una de las 12 muestras seleccionadas y se colocaron en vasos de digestión (CEM, HP-500) con 50 mL de metanol (Carlo Erba, pureza 99.9% para HPLC) y las muestras fueron sometidas a una extracción en un horno de microondas CEM, MARS (Fig. 12) bajo las siguientes condiciones: potencia de 300 watts al 50% durante 5 min a 55 °C, manteniendo estas condiciones por 5 minutos. La parte líquida de las muestras digeridas se transfirieron a tubos de ensayo de plástico de 10 mL previamente acondicionados y se llevaron a centrifugación (Beckman, modelo J2-21) por 10 min a 5000 rpm (Fig. 15a). Al residuo sólido o pellet se le determinó el As total, como se describió previamente, para cuantificar el As no extraíble. Se recuperó el sobrenadante de las muestras centrifugadas en tubos de ensayo de vidrio de 5 mL utilizando pipetas Pasteur de plástico para posteriormente

llevarlas a sequedad en un concentrador por vacío y centrifugación SpeedVac (Jouan RC1009) a temperatura ambiente (Fig. 15b).



Figura 15. (a) Centrifuga Beckman modelo J2-2; (b) concentrador por vacío y centrifugación SpeedVac Jouan RC1009 con bomba de vacío utilizados en la preparación de las muestras para especiación química de As.

Para reconstituir las muestras previamente evaporadas se agregó 1 mL de metanol (Carlo Erba, pureza 99.9% para HPLC) y se homogeneizaron. Se recuperó el sobrenadante en tubos Eppendorf y se llevaron de nueva cuenta a la centrifuga (Heraeus Biofuge Pico) por 5 min a 13000 rpm a temperatura ambiente (Fig. 16), en este punto las muestras están listas para llevar a cabo la separación.

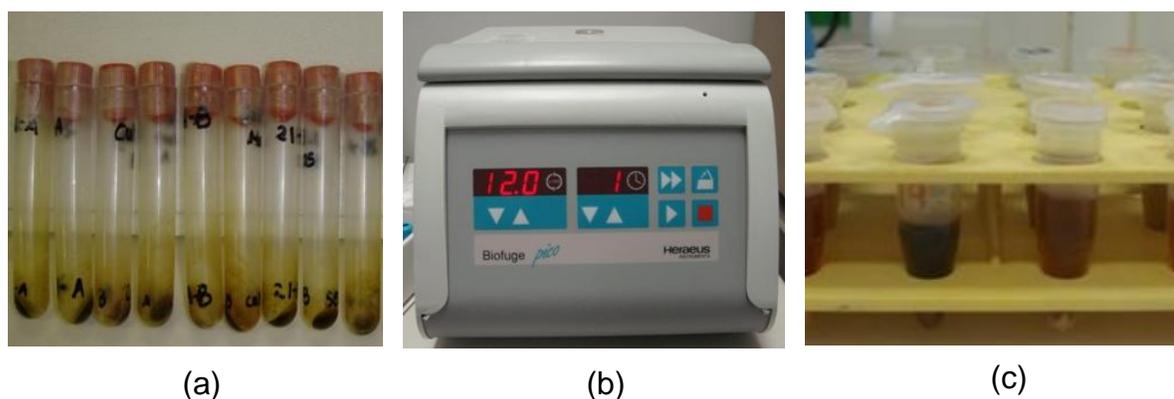


Figura 16. (a) Muestras de ostión liofilizadas, evaporadas en el concentrador por vacío y centrifugación; (b) microcentrífuga Heraeus Biofuge Pico; (c) muestras centrifugadas listas para la inyección.

Para acondicionar la columna, antes de iniciar la separación, se hizo pasar una solución de metanol al 10% por 30 minutos, después a modo de limpieza se pasó una solución de fosfato monobásico de potasio al 0.5 M durante 1 hora. La fase móvil consistió de una solución de piridina (Aldrich pureza 99.9% para HPLC) al 2.5 mM, ajustando el pH a 2.65 con ácido cítrico anhidro (Fluka, pureza >99.5%), la cual se deja fluir al menos por 20 min a 1 mL/min a través de la columna antes de hacer la primera inyección de la muestra. Se inyectaron 200 μ L de muestra y cada 30 segundos mediante un colector (Pharmacia LKB Redifrac) se obtuvieron 40 fracciones en tubos de ensayo de plástico en un tiempo total de 20 minutos (Fig. 17 y Fig. 18). A cada una de las muestras se le agregaron 0.5 mL de HNO₃ (Fluka ultrapuro >65%) y se analizaron el arsénico elemental por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con efecto Zeeman, acoplado con horno de grafito (Varian GTA-120), con el procedimiento previamente descrito. Los cromatogramas se obtuvieron interpolando las fracciones analizadas y las especies de arsénico se identificaron mediante sus tiempos de retención.



Figura 17. Colector de fracciones Pharmacia LKB Redifrac utilizado durante el análisis de especiación de As.



Figura 18. Sistema HPLC que consta de un separador Perkin Elmer (Serie 200), columna de intercambio catiónico (Supelcosil LC-SCX), fase móvil (piridina 2.5 mM) y un colector de fracciones (Pharmacia LKB Redfrac).

7.6. Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el paquete GraphPad Prism versión 5 (GraphPad Software, 2009), todos los datos crudos pasaron la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con corrección Dallal-Wilkinson-Lilliefors. Se aplicó análisis de varianza de una vía y para comparar las concentraciones medias de As entre las estaciones de muestreo se utilizó la prueba de comparación múltiple de Tukey.

8. RESULTADOS Y DISCUSION

8.1. Parámetros físicos

En las dos campañas de muestreo, previamente descritas, se midieron la salinidad y temperatura en el agua en cada una de las estaciones donde se recolectaron los organismos, arrojando los siguientes resultados:

8.1.1. Salinidad

Se calcularon promedios de la salinidad registrada en cada uno de los sitios de muestreo por cada una de las lagunas o sistemas lagunares durante las épocas de estiaje y lluvias. La salinidad más elevada en la temporada de secas se presentó en Urías y en el estero del Rey con 40.0 ‰ y la menor fue de 30.6 ‰ para la laguna de Ceuta. En cuanto a la temporada de lluvias la salinidad promedio más baja se registró en el sistema lagunar Santa María-Ohuira-Topolobampo con 29.2 ‰ y la más alta fue de 36.8 ‰ en Santa María-La Reforma. En general, los promedios de salinidad de cada una de las lagunas, fue mayor en la temporada de secas, a excepción de Ceuta, que durante la época de lluvias resultó ligeramente mayor que en el estiaje (Fig. 19). La variación de salinidad estuvo determinada en algunas lagunas por la tasa de evaporación y en otras por la entrada de agua salada de origen marino que se mezcla con el agua epicontinental y que se diluye durante la época de lluvias. Para el caso de Ceuta, donde la salinidad es mayor en lluvias, esto pudo deberse a aportes recientes de agua dulce provenientes de drenes residuales o agrícolas, al momento de registrar la salinidad, pero que sin embargo, dichos aportes no fueron suficientemente grandes como para reducir la salinidad, como sí ocurre en el estiaje.

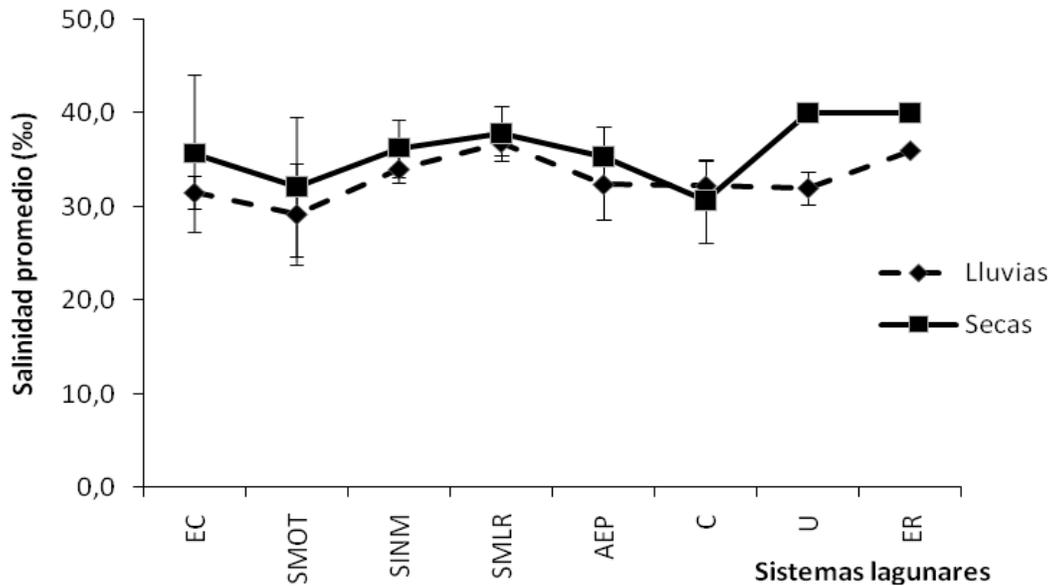


Figura 19. Salinidad promedio para la temporada de secas y lluvias en cada una de las lagunas de estudio: El Colorado (EC), Santa María-Ohuira-Topolobampo (SMOT), San Ignacio-Navachiste-El Macapule (SINM), Santa María-La Reforma (SMLR), Altata-Ensenada del Pabellón (AEP), Ceuta (C), Urías (U) y Sitio Testigo (ER).

8.1.2. Temperatura

Al igual que la salinidad, se sacaron promedios de la temperatura del agua registrada en cada uno de los sitios de muestreo por cada una de las lagunas o sistemas lagunares para la estación de estiaje y lluvias. En este parámetro en contraste con el anterior, la temperatura promedio de las lagunas fue mayor durante la temporada de lluvias a excepción del sitio testigo, ubicado en San Blas, Nayarit (Fig. 20). La temperatura mayor durante secas y lluvia se presentó en el Estero del Rey (33 °C), es decir, el sitio testigo y en Santa María-Ohuira-Topolobampo (32.2 °C) respectivamente. En cambio la menor temperatura promedio en la estación de secas fue de 25.6 °C en el sistema lagunar de San Ignacio-Navachiste-El Macapule y durante lluvias fue en el Estero del Rey con 25.2 °C. La temperatura superficial del agua mostró el comportamiento típico de las aguas tropicales y subtropicales con valores altos en verano-otoño y mínimos en invierno-primavera (De la Lanza, 1994). Para el caso del sitio testigo, la fecha del primer muestreo fue iniciando invierno y el último muestreo en fue finalizando primavera.

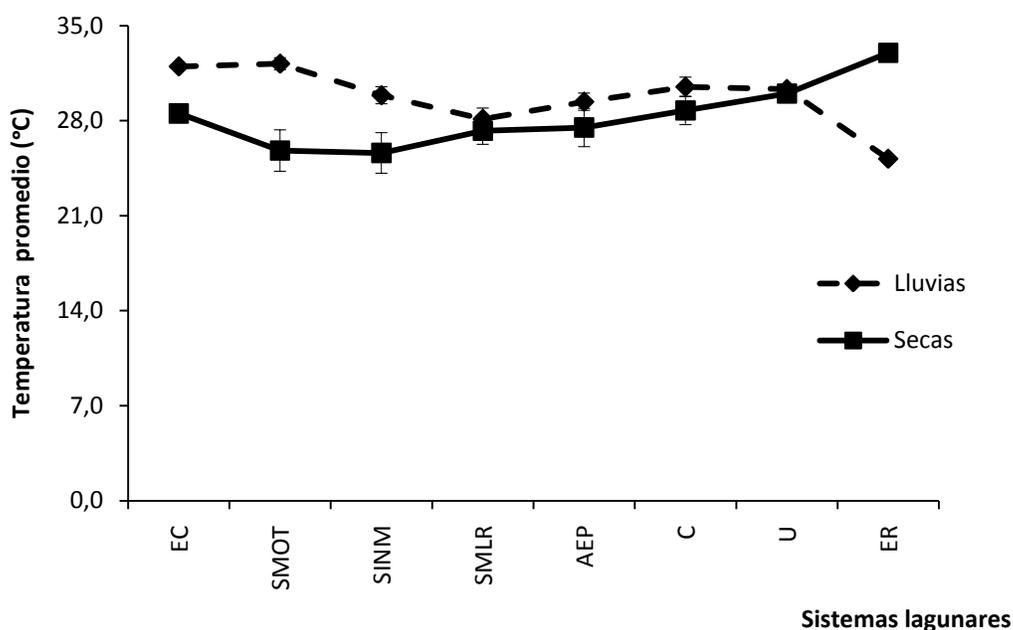


Figura 20. Temperatura promedio para la temporada de secas y lluvias en cada una de las lagunas de estudio: El colorado (EC), Santa María-Ohuira-Topolobampo (SMOT), San Ignacio-Navachiste-El Macapule (SINM), Santa María-La Reforma (SMLR), Altata-Ensenada del Pabellón (AEP), Ceuta (C), Urías (U) y Sitio Testigo (ER).

8.2. Biometrías

A los organismos seleccionados una vez limpios se les tomaron datos de talla, peso total y peso blando, para determinar el índice de condición (CI) mediante la fórmula (Walne y Mann, 1975): $CI = [\text{Peso tejido seco (g)} \times 1000] / \text{Peso concha seca (g)}$. Los promedios del índice de condición para la estación de lluvias se muestran en la Tabla 4 y 5.

Tabla 4. Promedios y desviaciones estándares de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de *C. corteziensis* y *C. palmula* recolectados en temporada de lluvias

Sitio	Grupos	Especie de ostión	Talla (mm)	Peso (g)	Peso blando (g)	CI promedio
0	2	<i>C. corteziensis</i>	41±7	7.7±4.2	0.9±0.5	30.1 ± 0.5
1	2	<i>C. corteziensis</i>	46±5	14.8±3.7	1.8±0.5	21.0 ± 3.6
2	2	<i>C. corteziensis</i>	47±6	15.2±4.9	1.6±0.5	18.0 ± 1.9
3	2	<i>C. corteziensis</i>	42±5	11.4±3.6	1.4±0.4	23.2 ± 2.2
4	2	<i>C. corteziensis</i>	46±6	14.9±5.1	1.9±0.7	25.9 ± 2.3
5	2	<i>C. corteziensis</i>	45±7	11.8±5.1	1.6±0.6	29.4 ± 2.3
6	2	<i>C. corteziensis</i>	43±7	10.9±4.3	1.6±0.7	29.7 ± 1.9
7	2	<i>C. corteziensis</i>	37±6	8.4±4.2	1.2±0.5	29.7 ± 1.2
7'	2	<i>C. cort.</i> (piedra)	47±8	15.9±6.3	2.3±0.7	27.4 ± 3.3
8	2	<i>C. palmula</i>	47±5	19.7±5.4	2.0±0.7	18.8 ± 4.2
9	2	<i>C. corteziensis</i>	47±6	15.2±5.0	1.8±0.6	23.5 ± 2.8
10	1	<i>C. corteziensis</i>	46±6	12.8±4.0	1.9±0.7	31.0*
	1	<i>C. palmula</i>	47±4	19.0±5.1	2.3±0.7	28.6*
11	1	<i>C. corteziensis</i>	42±5	10.7±3.4	1.1±0.3	19.3*
	1	<i>C. palmula</i>	48±6	22.4±6.1	2.1±0.6	16.5*
12	2	<i>C. corteziensis</i>	44±6	10.8±3.7	1.5±0.6	22.8 ± 1.4
	1	<i>C. palmula</i>	46±7	15.0±7.3	1.9±1.0	22.7*
13	2	<i>C. palmula</i>	46±7	17.7±4.7	2.2±0.8	23.9 ± 0.5
14	2	<i>C. corteziensis</i>	47±6	11.0±2.7	1.2±0.3	20.6 ± 1.6
15	2	<i>C. palmula</i>	49±7	21.6±11.3	2.0±1.2	19.2 ± 1.0
16	2	<i>C. corteziensis</i>	45±7	13.0±7.3	1.7±1.1	24.4 ± 1.3
	2	<i>C. palmula</i>	46±6	16.8±6.2	2.0±1.0	26.2 ± 3.4
17	2	<i>C. palmula</i>	46±4	13.2±4.8	1.2±0.5	24.3*
	1	<i>C. corteziensis</i>	47±7	10.0±7.7	1.1±0.8	12.6 ± 5.1
18	2	<i>C. corteziensis</i>	40±4	9.4±3.1	1.2±0.5	25.5 ± 1.2
19	2	<i>C. corteziensis</i>	43±6	12.2±5.3	1.4±0.7	25.4 ± 1.9
20	2	<i>C. corteziensis</i>	46±5	16.1±5.2	1.5±0.6	19.8 ± 1.1
21	2	<i>C. corteziensis</i>	47±6	12.1±6.9	1.4±0.7	20.8 ± 2.6
22	2	<i>C. corteziensis</i>	46±6	14.2±3.9	2.0±0.6	26.2 ± 4.2
23	2	<i>C. corteziensis</i>	45±6	12.4±4.2	1.7±0.7	30.2 ± 0.3
24	1	<i>C. corteziensis</i>	44±6	10.5±5.0	1.6±0.8	25.3*
	1	<i>C. palmula</i>	44±5	12.5±4.2	1.7±0.6	22.6*
25	2	<i>C. corteziensis</i>	47±4	11.2±2.8	1.6±0.4	25.2 ± 2.6
26	2	<i>C. corteziensis</i>	48±4	10.7±2.4	1.8±0.6	25.8 ± 0.0

*Muestra única

Tabla 5. Promedios y desviaciones estándares de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de organismos de cultivo recolectados en temporada de lluvias.

Sitio	Grupos	Especie de ostión	Talla (mm)	Peso (g)	Peso blando (g)	CI promedio
EC	2	<i>C. gigas</i>	91±8	74.6±11.9	11.3±2.8	35.7 ± 1.6
SM-LR	2	<i>C. gigas</i>	77±7	53.2±6.3	7.8±1.7	34.4 ± 1.1
Ceuta-g	2	<i>C. gigas</i>	85±7	59.6±10.5	7.7±2.7	28.8 ± 4.1
Ceuta-c	2	<i>C. corteziensis</i>	77±7	64.0±9.5	8.0±2.1	28.5 ± 1.3

En la temporada de secas también se llevó a cabo el mismo procedimiento (Tabla 6), la única diferencia en este muestreo fue que no hubo ostiones de cultivo de la laguna del Colorado, en cambio en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón estuvo disponible el ostión *C. gigas* (Tabla 7).

El ostión de mangle *C. corteziensis* muestra una etapa predominante de desove que se inicia cuando la temperatura del agua es mayor a 25.5 °C en los meses de mayo o junio y continua hasta octubre o noviembre. A partir de aquí, se da inicio a la sucesión gradual de las otras fases: post-desove en diciembre, etapa de indiferenciación de sexo en enero, gametogénesis en febrero y maduración durante marzo/abril (Frías-Espericueta *et al.*, 1999). En temporada de lluvias, los ostiones estaban en la etapa de desove y durante el muestreo de secas en fase de maduración.

El índice de condición se utiliza para caracterizar la “salud” aparente del organismo, en otras palabras, para hacer un recuento de la actividad fisiológica del animal (reproducción, secreción, etc.) bajo condiciones ambientales dadas (Lucas y Beninger, 1985), en este estudio no se encontró ninguna correlación (lineal, log, semilog) entre la concentración de As total y el índice de condición para *C. corteziensis*, *C. palmula* ni *C. gigas*.

Tabla 6. Promedios y desviaciones estándares de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de *C. corteziensis* y *C. palmula* recolectados en temporada de secas

Sitio	Grupos	Especie	Talla (mm)	Peso (g)	Peso blando (g)	CI promedio
0	2	<i>C. corteziensis</i>	43±3	7.2±1.6	1.1±0.2	26.7 ± 4.9
1	2	<i>C. corteziensis</i>	50±6	21.0±6.6	2.2±0.8	15.7 ± 1.0
2	2	<i>C. corteziensis</i>	50±6	21.2±6.7	2.6±1.0	22.4 ± 5.0
3	2	<i>C. corteziensis</i>	50±6	16.2±4.4	2.8±0.8	33.6 ± 3.8
4	2	<i>C. corteziensis</i>	47±7	14.5±5.7	2.5±1.0	33.0 ± 3.2
5	2	<i>C. corteziensis</i>	48±5	15.0±3.6	2.7±0.7	39.7 ± 6.5
6	2	<i>C. corteziensis</i>	51±6	17.1±4.9	3.0±1.1	38.8 ± 1.1
7	2	<i>C. corteziensis</i>	46±6	15.1±6.2	1.9±0.9	22.6 ± 1.7
7'	2	<i>C. cort. (piedra)</i>	52±7	18.7±6.1	2.3±0.7	22.1 ± 3.1
8	2	<i>C. palmula</i>	49±7	14.5±6.5	2.0±1.0	23.9 ± 5.3
9	2	<i>C. corteziensis</i>	50±6	17.3±4.4	2.0±0.6	18.3 ± 4.3
10	2	<i>C. corteziensis</i>	48±5	14.1±4.0	2.2±0.7	32.1 ± 2.0
	2	<i>C. palmula</i>	49±6	21.4±4.2	2.7±1.0	25.2 ± 4.4
11	2	<i>C. corteziensis</i>	51±8	16.1±5.7	2.4±1.0	28.4 ± 2.2
12	2	<i>C. corteziensis</i>	46±5	11.8±3.9	1.9±0.7	29.0 ± 2.7
13	2	<i>C. palmula</i>	47±8	12.8±4.7	1.4±0.7	16.5 ± 2.4
14	2	<i>C. corteziensis</i>	54±6	16.9±8.5	1.8±0.9	15.2 ± 1.6
15	2	<i>C. palmula</i>	54±7	26.1±9.6	3.3±1.4	28.0 ± 3.0
16	2	<i>C. corteziensis</i>	43±4	10.5±4.8	1.7±0.7	30.6 ± 3.5
17	2	<i>C. palmula</i>	48±9	15.8±9.7	2.5±1.7	30.7 ± 2.4
18	2	<i>C. corteziensis</i>	46±4	11.0±3.2	1.6±0.5	21.2 ± 3.3
19	2	<i>C. corteziensis</i>	44±9	14.5±9.0	1.9±1.1	24.5 ± 3.6
20	2	<i>C. corteziensis</i>	49±6	17.8±6.4	2.0±0.9	13.9 ± 0.9
21	1	<i>C. corteziensis</i>	49±7	16.6±5.9	1.8±0.7	17.5*
	1	<i>C. palmula</i>	48±6	10.7±2.8	1.2±0.4	17.5*
22	2	<i>C. corteziensis</i>	51±5	19.0±4.6	2.7±0.7	27.6 ± 3.6
23	2	<i>C. corteziensis</i>	51±7	20.5±7.7	2.8±1.2	26.8 ± 1.8
24	2	<i>C. corteziensis</i>	48±6	10.3±4.8	2.0±1.0	35.2 ± 6.3
25	2	<i>C. corteziensis</i>	46±5	11.9±3.1	1.7±0.5	20.7 ± 0.7
26	2	<i>C. corteziensis</i>	48±5	12.5±5.5	1.6±0.9	17.1 ± 2.3

*Muestra única

Tabla 7. Promedios y desviaciones estándar de tallas, pesos y porcentajes de tejido blando e índice de condición de organismos de cultivo recolectados en temporada de secas

Sitio	Grupos	Especie de ostión	Talla (mm)	Peso (g)	Peso blando	CI
			X±d	X±d	(g) X±d	promedio
AEP	2	<i>C. gigas</i>	92±7	63.3±7.6	13.5±2.5	54.4 ± 1.3
SM-LR	2	<i>C. gigas</i>	80±7	56.0±11.3	12.1±3.0	55.6 ± 0.5
Ceuta-g	2	<i>C. gigas</i>	98±9	49.0±6.9	10.7±2.1	56.1 ± 1.1
Ceuta-c	2	<i>C. corteziensis</i>	83±9	73.1±13.8	13.9±4.0	47.2 ± 0.4

8.2.1. Contenido de agua de los organismos

Una vez liofilizado y molido el tejido de ostión se determinaron los porcentajes promedio de humedad de los organismos por cada sistema lagunar, incluyendo al sitio testigo (Tabla 8). No hubo una variación muy marcada en cuanto a estaciones contrastantes, ya que para secas los promedios de humedad oscilaron entre 77.2 y 80.6 % y para la temporada de lluvias, estuvo entre 77.1 y 82.5 %.

Tabla 8. Porcentajes de humedad promedio del tejido blando de ostiones recolectados en secas y lluvias

Sistema Lagunar	Promedio (%)	
	Lluvias	secas
El Colorado	78.4 ± 2.1	79.1 ± 1.3
Santa María-Ohuira-Topolobampo	77.7 ± 1.5	78.2 ± 2.3
San Ignacio-Navachiste-Macapule	78.1 ± 2.2	78.7 ± 0.3
Santa María-La Reforma	78.6 ± 1.0	77.7 ± 2.2
Altata-Ensenada del Pabellón	79.6 ± 1.6	80.6 ± 0.5
Ceuta	79.3 ± 1.5	77.2 ± 0.7
Urías	82.5 ± 1.9	80.4 ± 1.3
Sitio testigo	77.1 ± 5.3	79.9 ± 0.8

8.3. Arsénico total

Para la determinación de As total, primero se hicieron diluciones del material digerido, para la temporada de lluvias la mayoría de las muestras fue a 1:20 y sólo en 5 muestras fue de 1:40. Para secas se prepararon diluciones de las muestras en proporciones de 1:10, 1:20 y 1:40, como diluyente se usó una solución de HNO₃ (Fluka, ultra puro) al 20% en agua milliQ para todos los casos. Posteriormente se determinó el As total por EAA con horno de grafito Zeeman (Fig. 13; Fig. 21) utilizando el método de adición de estándares internos y el modificador de matriz para obtener mayor temperatura de cenizas y mejorar la señal del analito. El modificador de matriz se preparó como se describe anteriormente en el inciso 7.3.

La exactitud y precisión del método se determinó utilizando material de referencia NIST 1944 (New York/New Jersey Waterway Sediment) y NIST 2977 (Mussel Tissue), con un contenido de As de 18.9 ± 2.8 mg/kg y 8.83 ± 0.91 mg/kg con base a peso seco, respectivamente. Los porcentajes de recuperación estuvieron entre 95.8% y 105.9% (Tabla 9), obteniendo un promedio de 99.8% para el NIST 1944, mientras que para el material de referencia NIST 2977 los promedios estuvieron entre 96.1 y 99.6% y el porcentaje promedio de recuperación fue de 98.3.



(a)

(b)

Figura 21. (a) Diluciones del material digerido; (b) diluciones en el carrusel automático del Espectrofotómetro de Absorción Atómica con efecto Zeeman acoplado con horno de grafito Varian GTA-120.

Tabla 9: Concentraciones (mg/kg) y porcentajes de recuperación de As obtenidas en los materiales de referencia NIST 1994 y NIST 2977

Material de Referencia	As total promedio		Recuperación promedio (%)
	Referencia	Obtenidos	
NIST 1944	18.9 ± 2.8	18.88 ± 0.6	99.8
NIST 2977	8.83 ± 0.91	8.68 ± 0.4	98.3

Finalmente se determinó el arsénico total en todas la muestras de ostión de mangle *Crassostrea corteziensis*, *C. palmula* y en las muestras de ostión de cultivo *C. gigas*, de las épocas de lluvias (Tabla 10) y secas (Tabla 11).

Tabla 10. Concentración promedio de arsénico total en el tejido blando de ostiones recolectados en temporada de lluvias, expresado con base a peso seco (n=2).

Sistema Lagunar	Punto de muestreo	Especie de ostión	As total (µg/g)
El Colorado	1	<i>C. corteziensis</i>	11.12 ± 0.16
	2	<i>C. corteziensis</i>	11.46 ± 1.92
	3	<i>C. corteziensis</i>	9.50 ± 0.10
Sta. Ma.-Ohuira-Topolobampo	Cult EC	<i>C. gigas</i>	9.56 ± 0.53
	4	<i>C. corteziensis</i>	8.61 ± 0.24
	5	<i>C. corteziensis</i>	9.73 ± 0.31
	6	<i>C. corteziensis</i>	9.75 ± 0.40
	7	<i>C. corteziensis</i>	7.62 ± 0.17
Sn Ignacio-Navachiste-Macapule	7'	<i>C.cort. de piedra</i>	7.28 ± 0.10
	8	<i>C. palmula</i>	7.76 ± 0.65
	9	<i>C. corteziensis</i>	7.23 ± 0.31
	10	<i>C. corteziensis</i>	8.87*
	10	<i>C. palmula</i>	8.11*
	11	<i>C. corteziensis</i>	8.49*
Santa María-La Reforma	11	<i>C. palmula</i>	7.62*
	12	<i>C. corteziensis</i>	7.81 ± 0.19
	12	<i>C. palmula</i>	6.30
	13	<i>C. palmula</i>	7.48 ± 0.48
	14	<i>C. corteziensis</i>	8.33 ± 0.04
	15	<i>C. palmula</i>	5.56 ± 0.27
	16	<i>C. corteziensis</i>	7.14 ± 0.12
Altata-Ensenada del Pabellón	16	<i>C. palmula</i>	6.99 ± 0.24
	Cult SM	<i>C. gigas</i>	6.06 ± 1.30
	17	<i>C. corteziensis</i>	6.76*
	17	<i>C. palmula</i>	6.06 ± 0.49
	18	<i>C. corteziensis</i>	6.94 ± 0.45
	19	<i>C. corteziensis</i>	6.62 ± 0.15
Ceuta	20	<i>C. corteziensis</i>	6.12 ± 0.37
	21	<i>C. corteziensis</i>	6.38 ± 0.18
	22	<i>C. corteziensis</i>	5.41 ± 0.36
	23	<i>C. corteziensis</i>	5.22 ± 0.17
Urías	Cult CCc	<i>C. corteziensis</i>	4.90 ± 0.04
	Cult CCg	<i>C. gigas</i>	5.44 ± 0.30
	24	<i>C. corteziensis</i>	7.97*
Estero del Rey	24	<i>C. palmula</i>	7.09*
	25	<i>C. corteziensis</i>	6.25 ± 0.26
	26	<i>C. corteziensis</i>	6.36 ± 0.53
Estero del Rey	Testigo	<i>C. corteziensis</i>	3.80 ± 0.34

*Muestra única

Tabla 11. Concentración promedio de arsénico total en el tejido blando de ostión recolectado en temporada de estiaje (secas) expresado con base a peso seco (n=2).

Sistema Lagunar	Punto de muestreo	Especie de ostión	As total (µg/g)
El Colorado	1	<i>C. corteziensis</i>	11.40 ± 0.39
	2	<i>C. corteziensis</i>	10.21 ± 3.18
	3	<i>C. corteziensis</i>	10.10 ± 0.03
Sta. Ma.-Ohuira-Topolobampo	4	<i>C. corteziensis</i>	10.09 ± 0.46
	5	<i>C. corteziensis</i>	11.34 ± 0.32
	6	<i>C. corteziensis</i>	11.61 ± 2.77
	7	<i>C. corteziensis</i>	8.05 ± 1.16
Sn Ignacio-Navachiste-Macapule	7'	<i>C. cort.</i> (piedra)	8.72 ± 0.02
	8	<i>C. corteziensis</i>	10.83 ± 0.11
	9	<i>C. corteziensis</i>	8.13 ± 0.45
	10	<i>C. corteziensis</i>	10.62 ± 0.37
	10	<i>C. palmula</i>	8.66 ± 0.40
Sta. Ma.-La Reforma	11	<i>C. corteziensis</i>	9.27 ± 0.13
	12	<i>C. corteziensis</i>	10.93 ± 0.18
	13	<i>C. palmula</i>	9.98 ± 0.13
	14	<i>C. corteziensis</i>	8.11 ± 0.11
	15	<i>C. corteziensis</i>	6.69 ± 0.22
	16	<i>C. corteziensis</i>	9.92 ± 0.92
Altata-Ensenada del Pabellón	Cult SM	<i>C. gigas</i>	8.33 ± 1.95
	17	<i>C. corteziensis</i>	8.08 ± 0.08
	18	<i>C. corteziensis</i>	10.01 ± 0.45
	19	<i>C. corteziensis</i>	5.44 ± 0.30
	20	<i>C. corteziensis</i>	8.82 ± 1.15
Ceuta	Cult Alt	<i>C. gigas</i>	8.11 ± 2.47
	21	<i>C. palmula</i>	8.82*
	21	<i>C. corteziensis</i>	8.84*
	22	<i>C. corteziensis</i>	7.22 ± 0.83
Urías	23	<i>C. corteziensis</i>	7.61 ± 1.13
	Cult CCc	<i>C. corteziensis</i>	4.75 ± 0.07
	Cult CCg	<i>C. gigas</i>	6.46 ± 0.84
Estero del Rey	24	<i>C. corteziensis</i>	9.22 ± 0.03
	25	<i>C. corteziensis</i>	8.08 ± 0.43
	26	<i>C. corteziensis</i>	8.27 ± 0.87
Testigo	<i>C. corteziensis</i>	5.27 ± 0.39	

*Muestra única

8.3.1. Arsénico total en ostión *C. corteziensis*

Las concentraciones de As total en *C. corteziensis* para la época de lluvias tienden a ser mayores en las estaciones de las lagunas del Colorado, Santa María-Ohuira-Topolobampo, San Ignacio-Navachiste-El Macapule y Santa María-La Reforma y disminuyen ligeramente a partir de la estación 17 que pertenece al sistema lagunar de Altata-Ensenada del Pabellón, el punto de muestreo 19 y 20 están alejados de la boca (Fig. 22). En la laguna de el Colorado se registra el valor más alto para la temporada de lluvias con $11.46 \pm 1.92 \mu\text{g/g}$ (sitio 2), este punto recibe escurrimientos provenientes de la agricultura y descargas del río Fuerte. El sitio testigo presentó una concentración de $3.80 \pm 0.35 \mu\text{g/g}$, y la muestra del sitio 23 de la laguna de Ceuta tuvo $5.22 \pm 0.17 \mu\text{g/g}$ (Fig. 22), que fue la concentración más baja detectada en todas las muestras de esta época en las lagunas de Sinaloa.

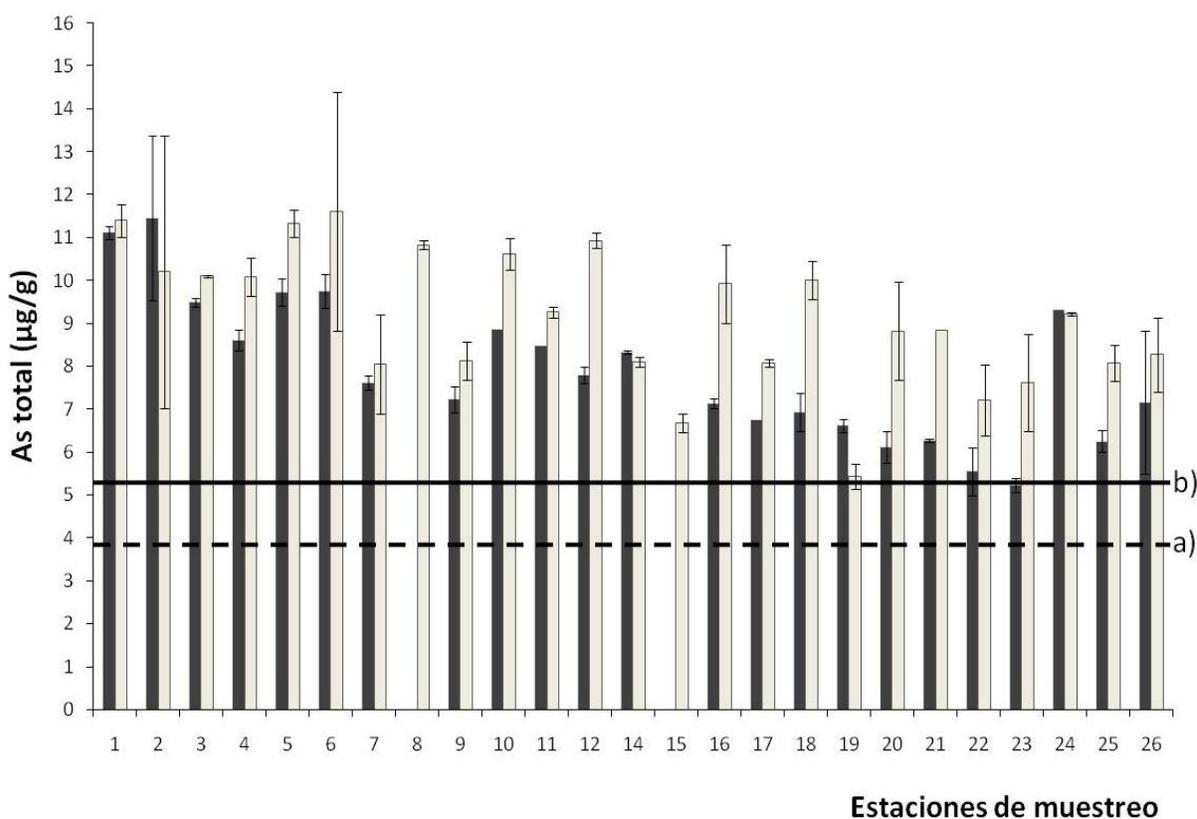


Figura 22. Concentración de As total en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de lluvias (con relleno) y secas (sin relleno). Concentración de As total en *C. corteziensis* del sitio testigo en lluvias (a) y secas (b).

Las estaciones donde se presentaron las concentraciones por encima de 10 $\mu\text{g/g}$ (este valor se tomo en base al LMP en Hong Kong de la Tabla 2, que hace referencia al arsénico inorgánico) se localizan en la laguna El Colorado, en la cual se descargan drenes urbanos, acuícolas y agrícolas. En el sistema lagunar de Ohuira–Topolobampo–Santa María se encontraron algunas estaciones con concentraciones mayores a 9 $\mu\text{g/g}$, este sistema lagunar recibe descargas a través de los canales y esteros que drenan desde los distritos de irrigación y de las granjas de cultivo de camarón. Otra concentración por encima de los 9 $\mu\text{g/g}$ la encontramos en las estaciones de la laguna de Estero de Urías, que tiene la influencia directa de la ciudad de Mazatlán con su planta termoeléctrica, desechos industriales derivados de la industria pesquera, alimenticia y los desechos municipales. Cabe señalar que no se puede aplicar y comparar los resultados con los límites permisibles de la Tabla 2 y los más recientes registrados para Australia, Nueva Zelanda y Hong Kong, ya que estos hacen referencia a la cantidad de arsénico inorgánico en ppm en productos de la pesca y bivalvos, los datos de este estudio son de arsénico total, es decir, de las suma de las especies de arsénico de carácter orgánico e inorgánico en los ostiones de mangle. El mayor valor encontrado (11.46 $\mu\text{g/g}$) está muy por debajo de las 86 $\mu\text{g/g}$ con base a peso fresco, que se requieren para que la FDA tome acción legal para retirar estos organismos del mercado destinados para consumo humano.

La tendencia en las concentraciones de As total para la temporada de secas no es muy definida, las concentraciones son en general menores en las lagunas de la parte sur, que en las del norte y la parte central, presentando fluctuaciones importantes entre cada punto de muestreo (Fig. 22). Por otra parte, las concentraciones de As total en la temporada de secas en varios puntos de muestreo presentan concentraciones mayores a 10 $\mu\text{g/g}$, notándose un ligero incremento del metaloide en las lagunas del centro, donde en la temporada de lluvias no se había superado dicha concentración, tal es el caso de San Ignacio–Navachiste–El Macapule, Santa María–La Reforma y Altata–Ensenada del Pabellón. San Ignacio–Navachiste–El Macapule recibe escurrimientos provenientes de la agricultura (de riego y temporal), así como de los drenes de granjas camaronícolas, Santa María–La Reforma además

de recibir igualmente drenes agrícolas y de las granjas de camarón y desechos agroquímicos, también recibe los desechos de la planta de tratamiento de la ciudad de Culiacán, finalmente Altata-Ensenada del Pabellón recibe desechos domésticos de la ciudad de Culiacán, así como diversos drenes agrícolas y efluentes provenientes de las granjas camaronícolas. A su vez, en la cuenca de drenaje asociada, hay una existencia ganadera porcina de 42,958 cabezas y en cuanto a la industria avícola alrededor de 23,267,304 animales, la mayor producción en todo el estado de Sinaloa, esto también sucede en la laguna de Urías, donde la existencia de aves en la cuenca baja es de 5,698,653 con el tercer lugar del estado (Páez Osuna *et al.*, 2007).

Cabe señalar que de acuerdo al Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC, 2010) de la SEMARNAT, en el estado de Sinaloa hay un aporte y movilidad de arsénico significativos, por ejemplo, en el 2006 la comisión Federal de Electricidad, a través de la central termoeléctrica Juan de Dios Bátiz Paredes emitió 7,694 kg de As al agua y para el año 2007, la descarga fue de 15,812 kg. Esta planta termoeléctrica está ubicada en Topolobampo Sinaloa, muy cercana al punto 6 de muestreo, donde se registró coincidentemente, la concentración más alta de arsénico durante la temporada de secas. Igualmente, no se puede aplicar y comparar los resultados con los límites permisibles citados, ya que estos hacen referencia a la cantidad de arsénico inorgánico en ppm en productos de la pesca y bivalvos y los datos de este estudio son de arsénico total. El mayor valor encontrado fue de 11.61 $\mu\text{g/g}$, que al igual que la concentración mayor registrada durante la época de lluvias, está muy por debajo de las 86 $\mu\text{g/g}$ que se requieren para que la FDA tome acción legal para retirar del mercado estos organismos destinados para consumo humano. En general la concentración de As total fue mayor durante la temporada de secas que en lluvias, la tendencia es muy notoria en casi todos los sitios de muestreo, hay algunas excepciones como la estación 2 de la laguna de El Colorado, el punto 14 de Santa María-La Reforma, el punto 19 de Altata-Ensenada del Pabellón donde la concentración de As total es mayor en la temporada de lluvias que en secas, también sobresale el punto 24 de la laguna de Urías, donde la

concentración de As total es casi igual en lluvias (9.33 $\mu\text{g/g}$) que en secas (9.22 $\mu\text{g/g}$), por su parte el sitio testigo (5.27 \pm 0.38 $\mu\text{g/g}$) presentó casi la misma concentración promedio que el de la estación 19 que fue de 5.44 \pm 0.40 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 22).

Los promedios de arsénico total para cada sistema lagunar conservaron la tendencia de ser mayores en la temporada de secas, a excepción de la laguna de El Colorado donde la concentración promedio de As fue ligeramente mayor en lluvias (Fig. 23). Las diferencias entre las medias para secas no fueron significativamente diferentes entre sí ($p > 0.05$). El valor más alto fue para El Colorado, seguida por Santa María–Ohuira–Topolobampo y San Ignacio–Navachiste–El Macapule, es decir, las lagunas de la zona norte de Sinaloa. La laguna de Ceuta fue la que tuvo el valor más bajo de As total tanto en lluvias como en secas, siendo superada solamente por el sitio testigo en el Estero del Rey en San Blas, Nayarit, con una concentración de 3.8 $\mu\text{g/g}$ en lluvias y 5.27 $\mu\text{g/g}$ en secas.

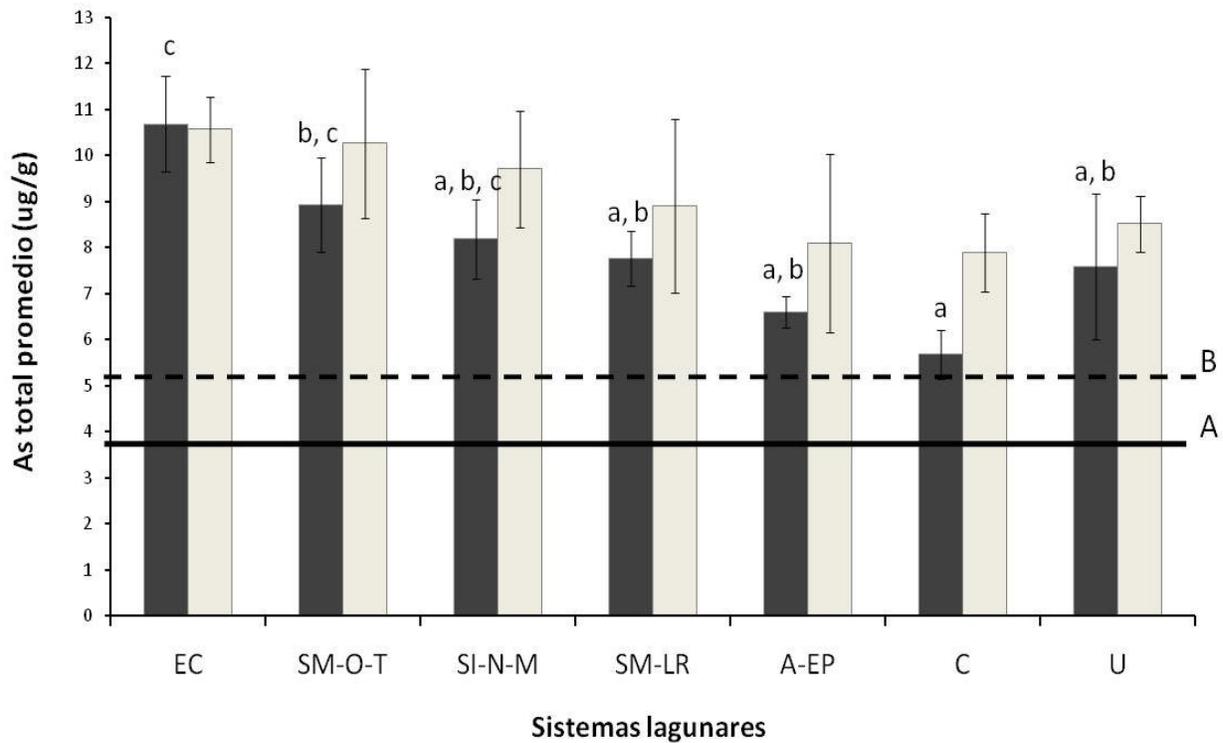


Figura 23. Concentración promedio de As en el tejido blando de ostión *C. corteziensis* por sistema lagunar de Sinaloa durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno): El Colorado (EC), Santa María-Ohuira-Topolobampo (SM-O-T), San Ignacio-Navachiste-El Macapule (SI-N-M), Santa María-La Reforma (SM-LR), Altata-Ensenada del Pabellón (A-EP), Ceuta (C), Urías (U). Lagunas con diferente letra indica que las medias entre ellas son significativamente ($p < 0.05$, ANOVA) diferentes en la concentración promedio de As para lluvias; Concentración de sitio testigo en lluvias (A) y secas (B).

Para comparar la concentración de As promedio de las lagunas para las dos estaciones de muestreo (lluvias y secas), se utilizó una prueba t de Student, mostrando sólo diferencias significativas en los sistemas lagunares de Santa María-Ohuira-Topolobampo y Ceuta (Tabla 12). No se encontró ninguna correlación (lineal, log, semilog) entre la concentración de As de *C. corteziensis* y el resto de los parámetros (talla, peso, índice de condición, concentración de Fe y Mn y salinidad).

Tabla 12. Concentración promedio de As en el tejido blando de ostión *C. corteziensis* ($\mu\text{g/g}$) por sistema lagunar por época del año.

Sistema lagunar	Lluvias	Secas
El Colorado	10.69 \pm 1.05	10.57 \pm 0.72
Santa María – Ohuira – Topolobampo	8.93 \pm 1.02 ^a	10.27 \pm 1.62 ^b
San Ignacio – Navachiste – El Macapule	8.19 \pm 0.86	9.71 \pm 1.26
Santa María – La Reforma	7.76 \pm 0.60	8.91 \pm 1.89
Altata – Ensenada del Pabellón	6.61 \pm 0.35	8.09 \pm 1.94
Ceuta	5.68 \pm 0.54 ^a	7.89 \pm 0.85 ^b
Urías	7.58 \pm 1.58	8.52 \pm 0.61

Lagunas con diferente letra indica que las medias entre lluvias y secas fueron significativamente ($p < 0.05$) diferentes.

8.3.2. Arsénico total en ostiones de cultivo

Los ostiones de cultivo son ampliamente comercializados para consumo humano y las granjas ostrícolas se localizan en las lagunas costeras al igual que los ostiones de mangle recolectados. Los organismos de cultivo utilizados en este estudio presentaron tallas promedio que van desde los 7.7 hasta 9.8 cm en ambas temporadas de muestreo, la especie recolectada en todas las estaciones fue *C. gigas*, aunque adicionalmente en la granja ostrícola de Ceuta también se obtuvieron ostiones *C. corteziensis*. Para la temporada de lluvias tenemos muestras compuestas por 25 organismos con su duplicado de las lagunas de El Colorado, Santa María la Reforma y Ceuta, por el contrario, para secas solamente se tuvieron disponibles organismos de Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada del Pabellón y Ceuta.

Las concentraciones promedio de As total fueron mayores para la temporada de secas. Las diferencias entre las medias para esta época de muestreo no son significativamente ($p > 0.05$) diferentes entre sí, pero en lluvias las medias si presentan diferencias (Fig. 24). La concentración mayor se encontró en El Colorado con $9.56 \pm 0.53 \mu\text{g/g}$ en temporada de lluvias, desafortunadamente no existen

organismos para comparar en secas. El tercer valor más alto de As total se dio en la granja ostrícola de Altata – Ensenada del Pabellón con $8.11 \pm 2.47 \mu\text{g/g}$ para secas. En el caso de Ceuta, los ostiones de cultivo *C. gigas* acumularon más As total que los *C. cortziensis* por una diferencia de $0.54 \mu\text{g/g}$ en lluvias y $1.71 \mu\text{g/g}$ en secas.

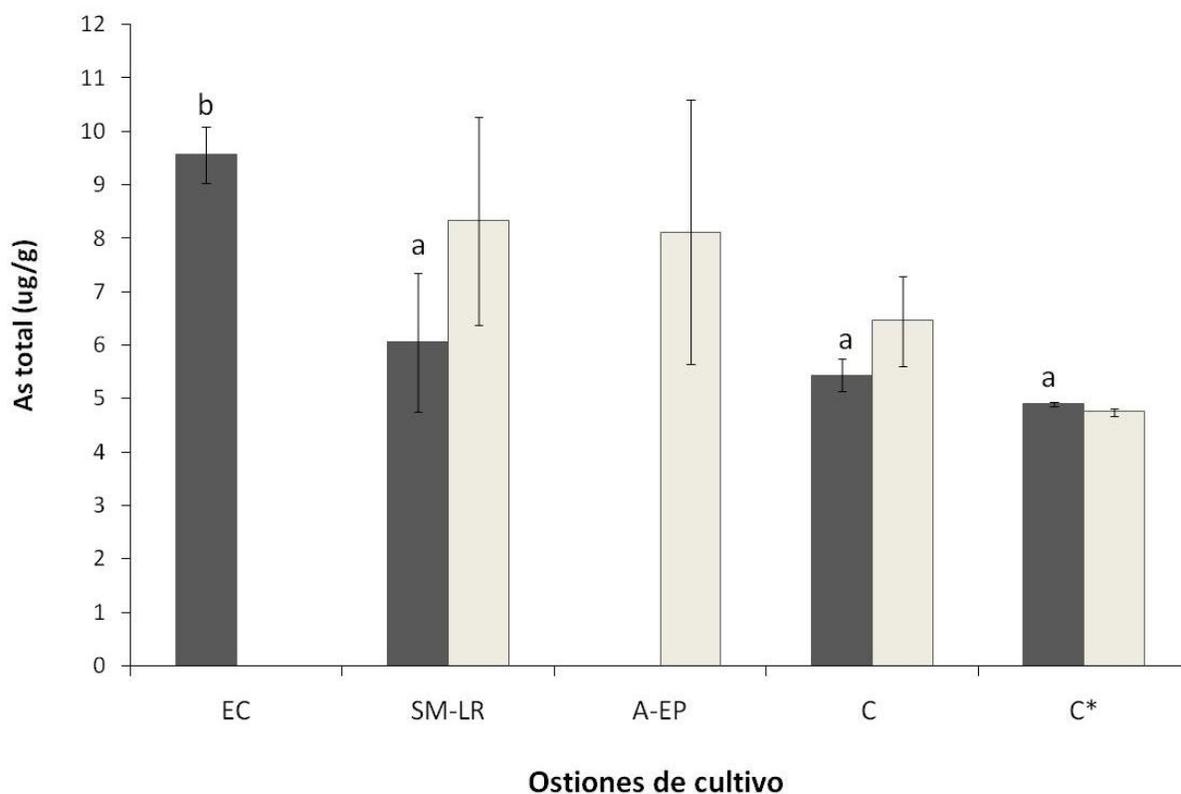


Figura 24. Concentración promedio de As en el tejido blando de ostión de cultivo *C. gigas* durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno): El colorado (EC), Santa María-La Reforma (SM-LR), Altata-Ensenada del Pabellón (A-EP), Ceuta (C) con *C. gigas*, Ceuta (C*) con *C. cortziensis*. Lagunas con letras diferentes indica que las medias presentan diferencias significativas ($p < 0.05$, ANOVA) entre ellas.

Se aplicó un modelo lineal entre la concentración del metaloide en el tejido de ostiones de cultivo en función de los parámetros de índice de condición, concentración de Fe y Mn, talla y peso, para lluvia, secas y por especie de ostión. Se encontró una correlación positiva entre la concentración de As y el Fe ($r = 0.75$; $\alpha = 0.05$) para todos los ostiones de cultivo *C. gigas* (Fig. 25).

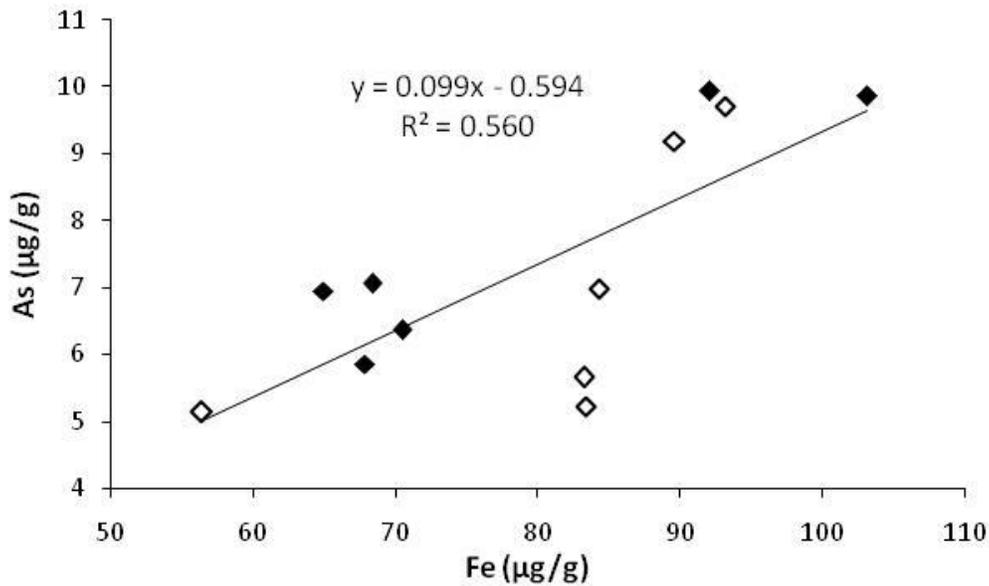


Figura 25. Comportamiento de la concentración de As ($\mu\text{g/g}$) y la concentración de Fe ($\mu\text{g/g}$) en ostiones de cultivo *C. gigas* en lluvias (rombos) y secas (rombos oscuros).

La tendencia indica que a mayor concentración de Fe también aumenta la concentración de As en el tejido blando del ostión, esto puede deberse a que hay un liberación de arsenito y arseniato disuelto por la reducción y disolución del hierro y manganeso gracias a las transformaciones que se llevan a cabo en los sedimentos anóxicos, también pueden ser liberados gracias a reacciones químicas o microbiológicas en los sedimentos (WHO, 2001). El arseniato ha demostrado una fuerte afinidad para casi todos los hidróxidos metálicos y minerales arcillosos comunes en suelos y agua, en cambio los arsenitos, son selectivos, ya que presentan una fuerte preferencia por los hidróxidos de Fe (Inskeep *et al.*, 2002). Las arcillas y los óxidos o hidróxidos de Al y Mn son muy importantes adsorbente del As, especialmente cuando hay sistemas deficientes en Fe (Sharma y Sohn, 2009).

8.3.3. Arsénico total en ostiones *C. palmula*

En algunas estaciones de muestreo cohabitando con *C. corteziensis* se encontró otra especie de ostión, *C. palmula*, por lo tanto se recolectaron simultáneamente ambos tipos de organismos para determinar si existe alguna diferencia en la acumulación de

As en el tejido blando, lamentablemente en algunos puntos de muestreo no se pudo conseguir duplicado, por lo que existen muestras únicas compuestas por 25 organismos. Cabe señalar que se les dio el mismo tratamiento a las dos especies de ostiones. En cuanto a las concentraciones obtenidas en *C. palmula* (Fig. 26) para la temporada de lluvias, la mayor se presentó en el punto 10 con 8.11 $\mu\text{g/g}$ en la laguna de San Ignacio–Navachiste–El Macapule, seguida por 7.48 \pm 0.48 $\mu\text{g/g}$ en el punto 13. Los valores fueron menores para las lagunas centrales, siendo la menor de 5.56 $\mu\text{g/g}$ en el sitio 15 en Santa María–La Reforma.

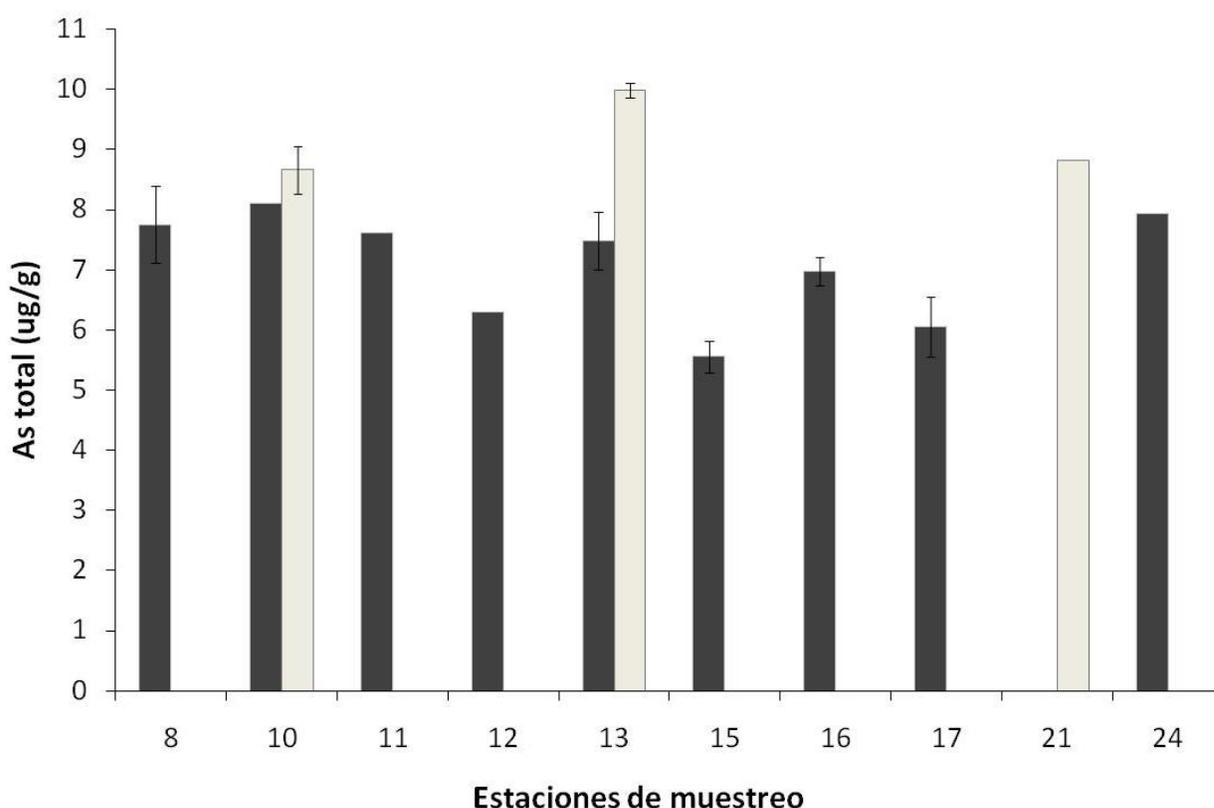


Figura 26. Concentración promedio de As en el tejido blando del ostión *C. palmula* durante la temporada de lluvias (con relleno) y secas (sin relleno): 8–11 San Ignacio–Navachiste–El Macapule, 12 – 16 Santa María–La Reforma, 17 Altata–Ensenada del Pabellón, 21 Ceuta, 24 Urías.

En cuanto a la temporada de secas las concentraciones en los 3 puntos de muestreo donde se obtuvo *C. palmula*, fueron un poco más altas que para lluvias (Tabla 13).

Tabla 13. Concentración promedio de As en el tejido blando de *C. palmula* recolectado en la temporada de secas (n=2).

Sitio de muestreo	As ($\mu\text{g/g}$)
10	8.86 ± 0.40
13	9.98 ± 0.13
21	8.82*

*Muestra única

Ahora, las estaciones donde se encontraron ambos organismos para la época de lluvias (Fig. 27) muestran como *C. corteziensis* acumuló más que *C. palmula*, aunque la diferencia no es elevada numéricamente, no se puede afirmar estadísticamente ya que no hubo réplicas. En temporada de secas, en el punto de muestreo 10 del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-El Macapule y en el 21 de Ceuta, se consiguieron ambos tipos de ostiones, igualmente la concentración de As total para *C. corteziensis* fue mayor ($10.6 \mu\text{g/g}$), mientras que para *C. palmula* fue de $8.7 \mu\text{g/g}$ en el punto 10 y para el 21 la concentración en ambos organismos fue igual ($8.8 \mu\text{g/g}$).

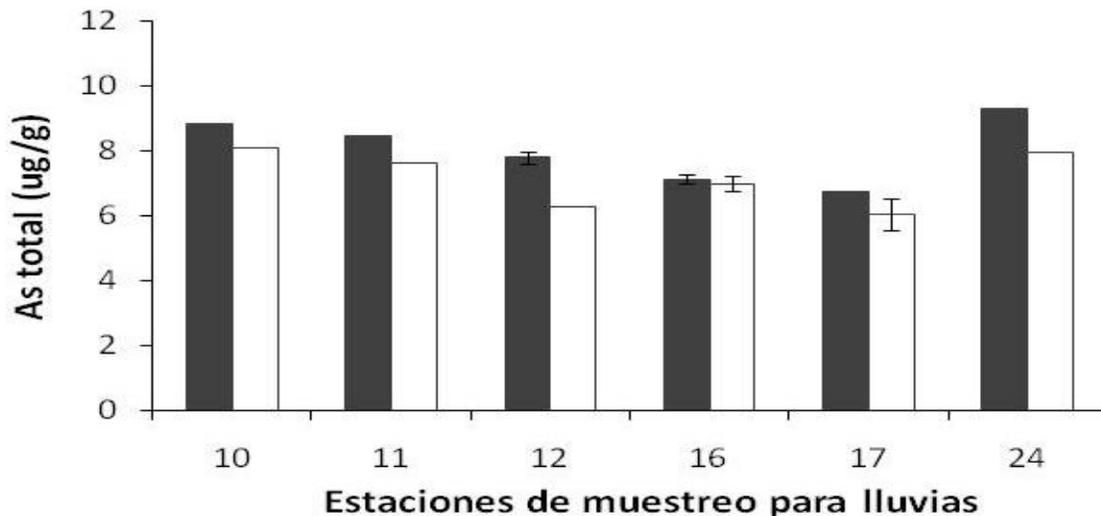


Figura 27. Concentración promedio de As en el tejido blando de los ostiones *C. palmula* (sin relleno) y *C. corteziensis* (con relleno) durante la temporada lluvias: 10, San Ignacio-Navachiste-El Macapule; 12–16, Santa María-La Reforma; 17, Altata-Ensenada del Pabellón; 24, Urías.

Se aplicó un modelo lineal entre la concentración del metaloide en el tejido de ostras *C. corteziensis* y *C. palmula* y se encontró una correlación positiva y significativa, entre la concentración de As en ambos organismos ($r = 0.843$; $\alpha = 0.05$) (Fig. 28), a pesar de tener un número limitado de muestras.

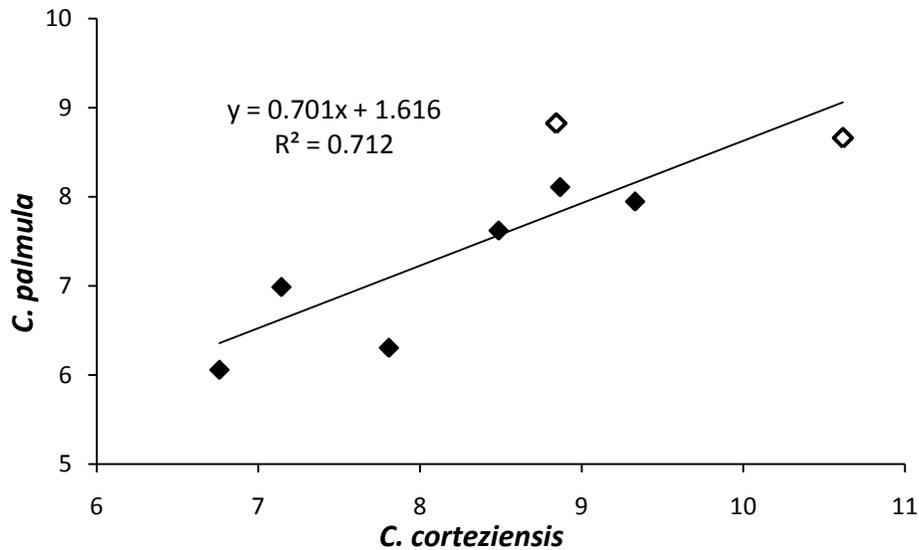


Figura 28. Regresión lineal entre la concentración de As ($\mu\text{g/g}$) de *C. palmula* y *C. corteziensis* durante lluvias (rombos con relleno) y secas (rombos sin relleno).

8.4. Hierro y manganeso

Los valores de las concentraciones de Fe y Mn para la temporada de lluvias (Tabla 14) y de secas (Tabla 15) se muestran a continuación.

Tabla 14. Concentración promedio de Fe y Mn en tejido blando de ostión recolectado en temporada de lluvias (n=2).

Sistema Lagunar	Punto de muestreo	Especie de ostión	Fe (µg/g)	Mn (µg/g)
El Colorado	1	<i>C. corteziensis</i>	151.9 ± 6.1	18.9 ± 0.1
	2	<i>C. corteziensis</i>	145.0 ± 10.3	15.0 ± 0.4
	3	<i>C. corteziensis</i>	221.7 ± 17.3	24.6 ± 3.1
Sta. Ma.-Ohuira- Topolobampo	Cult EC	<i>C. gigas</i>	90.8 ± 1.8	15.3 ± 0.9
	4	<i>C. corteziensis</i>	100.9 ± 3.1	29.9 ± 1.2
	5	<i>C. corteziensis</i>	100.3 ± 0.7	16.3 ± 1.0
	6	<i>C. corteziensis</i>	103.1 ± 0.1	16.1 ± 0.9
	7	<i>C. corteziensis</i>	152.6 ± 6.0	24.6 ± 1.3
	7'	<i>C. cort. (piedra)</i>	127.0 ± 0.4	15.4 ± 0.6
	8	<i>C. palmula</i>	110.0 ± 8.6	9.2 ± 1.9
Sn Ignacio-Navachiste- El Macapule	9	<i>C. corteziensis</i>	138.6 ± 17.6	8.9 ± 0.6
	10	<i>C. corteziensis</i>	137.1*	15.6*
	10	<i>C. palmula</i>	94.1*	14.4*
	11	<i>C. corteziensis</i>	115.6*	11.2*
	11	<i>C. palmula</i>	77.5*	11.4*
Santa María-La Reforma	12	<i>C. corteziensis</i>	266.0 ± 5.8	8.8 ± 0.9
	12	<i>C. palmula</i>	103.0*	7.6*
	13	<i>C. palmula</i>	83.9 ± 9.4	6.2 ± 0.2
	14	<i>C. corteziensis</i>	374.8 ± 10.1	8.3 ± 0.003
	15	<i>C. palmula</i>	97.4 ± 2.3	11.1 ± 1.4
	16	<i>C. corteziensis</i>	84.4 ± 6.1	9.5 ± 0.03
	16	<i>C. palmula</i>	44.9 ± 1.2	7.5 ± 0.5
	Cult SM	<i>C. gigas</i>	70.3 ± 19.7	24.4 ± 0.7
Altata-Ensenada del Pabellón	17	<i>C. corteziensis</i>	413.2*	15.5*
	17	<i>C. palmula</i>	255.9 ± 11.6	16.3 ± 0.6
	18	<i>C. corteziensis</i>	273.7 ± 0.4	9.6 ± 0.01
	19	<i>C. corteziensis</i>	374.7 ± 11.1	10.9 ± 0.3
	20	<i>C. corteziensis</i>	385.4 ± 21.0	10.0 ± 0.8
Ceuta	21	<i>C. corteziensis</i>	301.5 ± 27.3	11.4 ± 0.7
	22	<i>C. corteziensis</i>	109.3 ± 10.4	12.9 ± 1.3
	23	<i>C. corteziensis</i>	88.9 ± 2.3	10.4 ± 0.2
	Cult CCg	<i>C. gigas</i>	117.9 ± 14.8	11.8 ± 1.1
Urías	Cult CCc	<i>C. corteziensis</i>	83.3 ± 0.1	6.2 ± 0.3
	24	<i>C. corteziensis</i>	86.1*	10.5*
	24	<i>C. palmula</i>	64.2*	11.9*
	25	<i>C. corteziensis</i>	104.6 ± 11.1	17.8 ± 1.9
	26	<i>C. corteziensis</i>	114.0 ± 7.7	33.7 ± 2.0
Estero del Rey	Testigo	<i>C. corteziensis</i>	109.7 ± 5.5	10.6 ± 0.03

*Muestra única

Tabla 15. Concentración promedio de Fe y Mn en tejido blando de ostión recolectado en temporada de secas (n=2).

Sistema Lagunar	Punto de muestreo	Especie de ostión	Fe ($\mu\text{g/g}$)	Mn ($\mu\text{g/g}$)
El Colorado	1	<i>C. corteziensis</i>	132.1 \pm 7.0	17.3 \pm 2.3
	2	<i>C. corteziensis</i>	102.3 \pm 20.2	9.9 \pm 2.0
	3	<i>C. corteziensis</i>	103.3 \pm 0.5	14.7 \pm 2.8
Sta. Ma.-Ohuira-Topolobampo	4	<i>C. corteziensis</i>	93.4 \pm 3.1	18.7 \pm 0.1
	5	<i>C. corteziensis</i>	100.2 \pm 0.6	11.9 \pm 0.7
	6	<i>C. corteziensis</i>	86.8 \pm 0.8	12.6 \pm 0.7
	7	<i>C. corteziensis</i>	140.0 \pm 4.5	13.9 \pm 0.2
	7'	<i>C. cort.(piedra)</i>	93.0 \pm 6.0	9.0 \pm 0.6
Sn Ignacio-Navachiste-El Macapule	8	<i>C. corteziensis</i>	110.0 \pm 4.8	9.5 \pm 1.5
	9	<i>C. corteziensis</i>	122.8 \pm 0.7	10.7 \pm 1.0
	10	<i>C. corteziensis</i>	92.7 \pm 2.6	14.9 \pm 0.3
	10	<i>C. palmula</i>	64.8 \pm 2.9	9.4 \pm 0.4
	11	<i>C. corteziensis</i>	103.2 \pm 6.6	11.9 \pm 1.0
Sta. Ma.-La Reforma	12	<i>C. corteziensis</i>	105.4 \pm 0.03	11.6 \pm 0.4
	13	<i>C. palmula</i>	122.3 \pm 16.6	6.1 \pm 0.03
	14	<i>C. corteziensis</i>	160.4 \pm 33.5	9.4 \pm 1.0
	15	<i>C. corteziensis</i>	55.9 \pm 7.5	8.8 \pm 0.08
	16	<i>C. corteziensis</i>	153.1 \pm 6.7	10.2 \pm 0.3
Altata-Ensenada del Pabellón	Cult SM	<i>C. gigas</i>	79.0 \pm 19.9	25.8 \pm 6.3
	17	<i>C. corteziensis</i>	115.0 \pm 12.8	11.3 \pm 1.3
	18	<i>C. corteziensis</i>	150.6 \pm 9.6	13.4 \pm 0.3
	19	<i>C. corteziensis</i>	108.1 \pm 8.7	9.7 \pm 0.3
	20	<i>C. corteziensis</i>	187.5 \pm 4.8	10.8 \pm 0.1
Ceuta	Cult Alt	<i>C. gigas</i>	86.8 \pm 23.1	27.4 \pm 8.5
	21	<i>C. palmula</i>	86.7*	11.3*
	21	<i>C. corteziensis</i>	116.0*	13.9*
	22	<i>C. corteziensis</i>	207.4 \pm 1.2	13.6 \pm 1.0
	23	<i>C. corteziensis</i>	106.2 \pm 22.8	6.8 \pm 0.9
Urías	Cult CCg	<i>C.gigas</i>	60.0 \pm 1.3	22.8 \pm 1.5
	Cult CCc	<i>C. corteziensis</i>	68.1 \pm 0.4	3.7 \pm 0.2
	24	<i>C. corteziensis</i>	122.8 \pm 1.6	11.1 \pm 0.2
Estero del Rey	25	<i>C. corteziensis</i>	107.0 \pm 0.8	16.7 \pm 0.03
	26	<i>C. corteziensis</i>	135.2 \pm 14.2	16.6 \pm 0.3
Estero del Rey	Testigo	<i>C. corteziensis</i>	231.2 \pm 10.3	15.6 \pm 1.3

*Muestra única

8.4.1. Hierro y manganeso en *C. corteziensis*

Para la temporada de lluvias, las concentraciones de hierro fueron mucho mayores en la parte central de Sinaloa, tal es el caso de Altata – Ensenada del Pabellón, registrándose en ésta el valor más alto de Fe con 413 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 2), la concentración menor se presentó en la estación 16, perteneciente a Santa María–La Reforma con 84.4 $\mu\text{g/g}$.

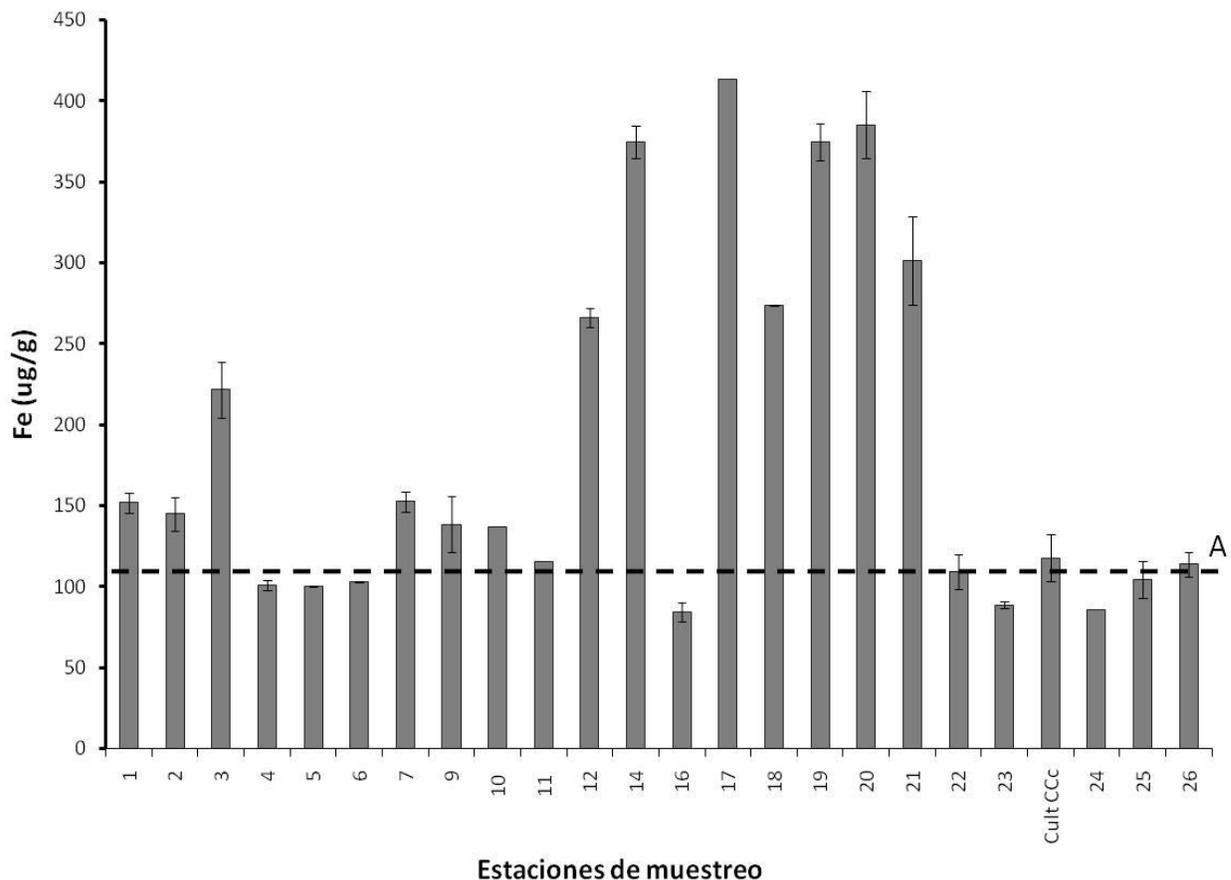


Figura 29. Concentración de Fe en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de lluvias: Estación 1–3, El Colorado; 4–7, Santa María-Ohuira-Topolobampo; 9–11, San Ignacio-Navachiste-El Macapule; 12–16 Santa María-La Reforma; 17–20, Altata-Ensenada del Pabellón; 21–Cult Cc (cultivo *C. corteziensis*), Ceuta; 24 – 26, Urías; Concentración promedio del sitio testigo (A).

En la temporada de estiaje las concentraciones encontradas fueron mucho menores con respecto a lluvias (Fig. 30) y el valor mayor de Fe lo obtuvo el sitio testigo con $231 \pm 10 \mu\text{g/g}$ siguiéndole $207 \pm 1 \mu\text{g/g}$ correspondiente a la estación 22, ubicada en Ceuta, en cuanto a la concentración menor, de nuevo se encontró en Santa María-La Reforma, sólo que en la estación 15 con $56 \pm 8 \mu\text{g/g}$ de Fe.

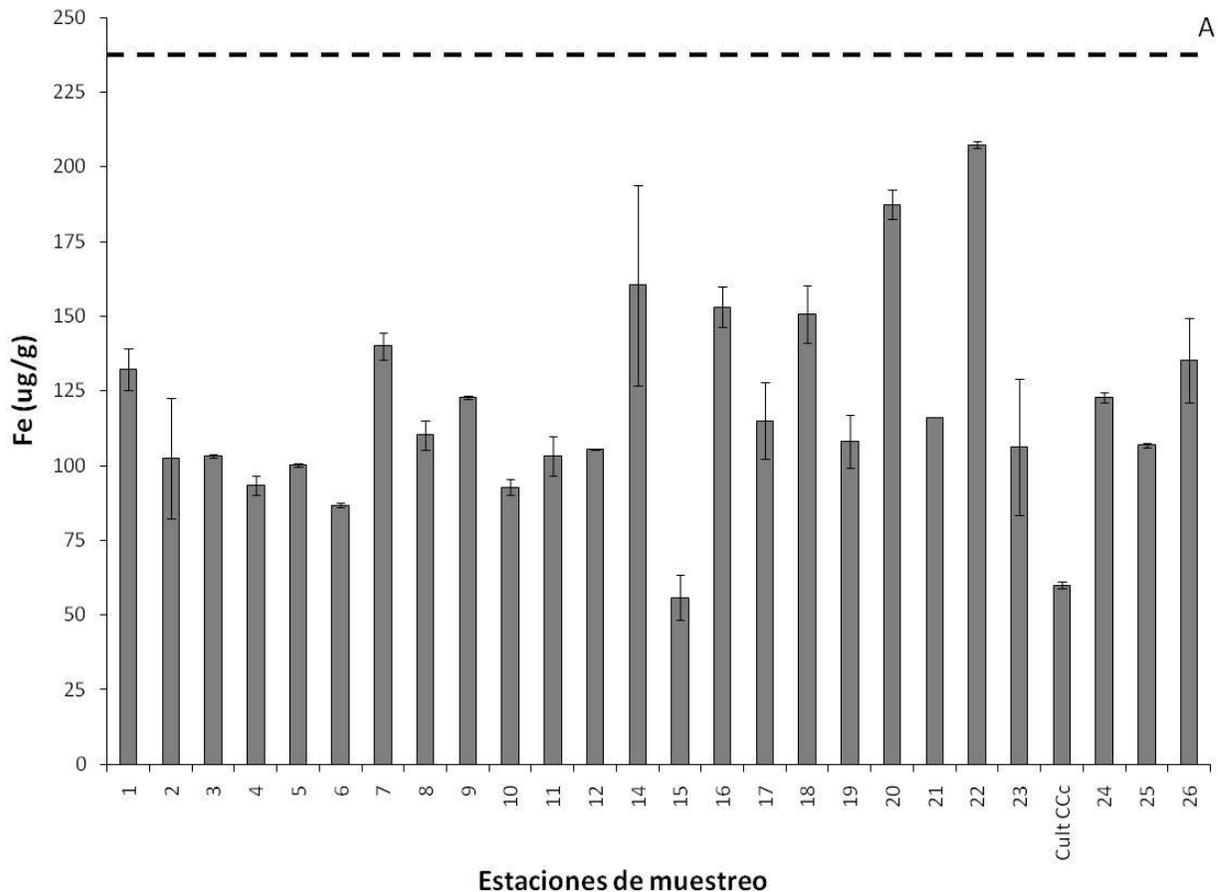


Figura 30. Concentración de Fe en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de secas: Estación 1–3, El Colorado; 4–7, Santa María-Ohuira-Topolobampo; 8–11, San Ignacio-Navachiste-El Macapule; 12–16, Santa María-La Reforma; 17–20, Altata-Ensenada del Pabellón; 21–Cult CCc (cultivo *C. corteziensis*), Ceuta; 24–26, Urías; Sitio Testigo (A).

En cuanto al promedio por laguna (Fig. 31), se repite la misma tendencia a ser las concentraciones mayores durante la temporada de lluvias con excepción de Urías, donde el valor promedio es mayor en secas y en el sitio testigo, se observa un

incremento en la concentración de Fe promedio del doble en el estiaje con respecto al valor obtenido durante lluvias, además las desviaciones estándar son muy altas debido a las fluctuaciones en las concentraciones en cada uno de los puntos de muestreo.

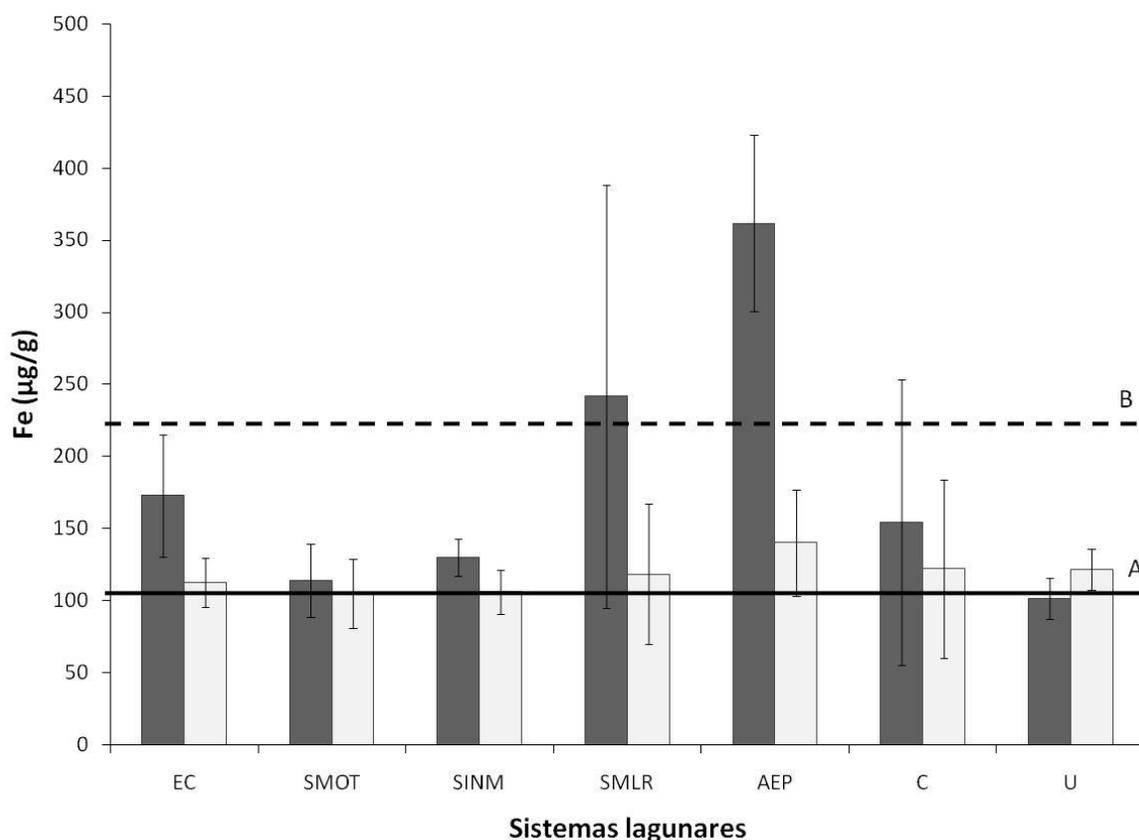


Figura 31. Concentración promedio de Fe en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno) para cada laguna: El colorado (EC), Santa María-Ohuira-Topolobampo (SM-O-T), San Ignacio-Navachiste-El Macapule (SI-N-M), Santa María-La Reforma (SM-LR), Altata-Ensenada del Pabellón (A-EP), Ceuta (C), Urías (U); Concentración de Sitio testigo en (A) lluvias y (B) secas.

En cuanto al manganeso, las concentración mayor durante lluvias fue de 33.7 ± 2.0 µg/g, correspondiente al sitio de muestreo 26 en la laguna de Urías (fig. 32), este punto es el más alejado de la boca de la laguna, en cambio el valor menor fue de 6.18 ± 0.3 µg/g en los ostiones de cultivo de la laguna de Ceuta.

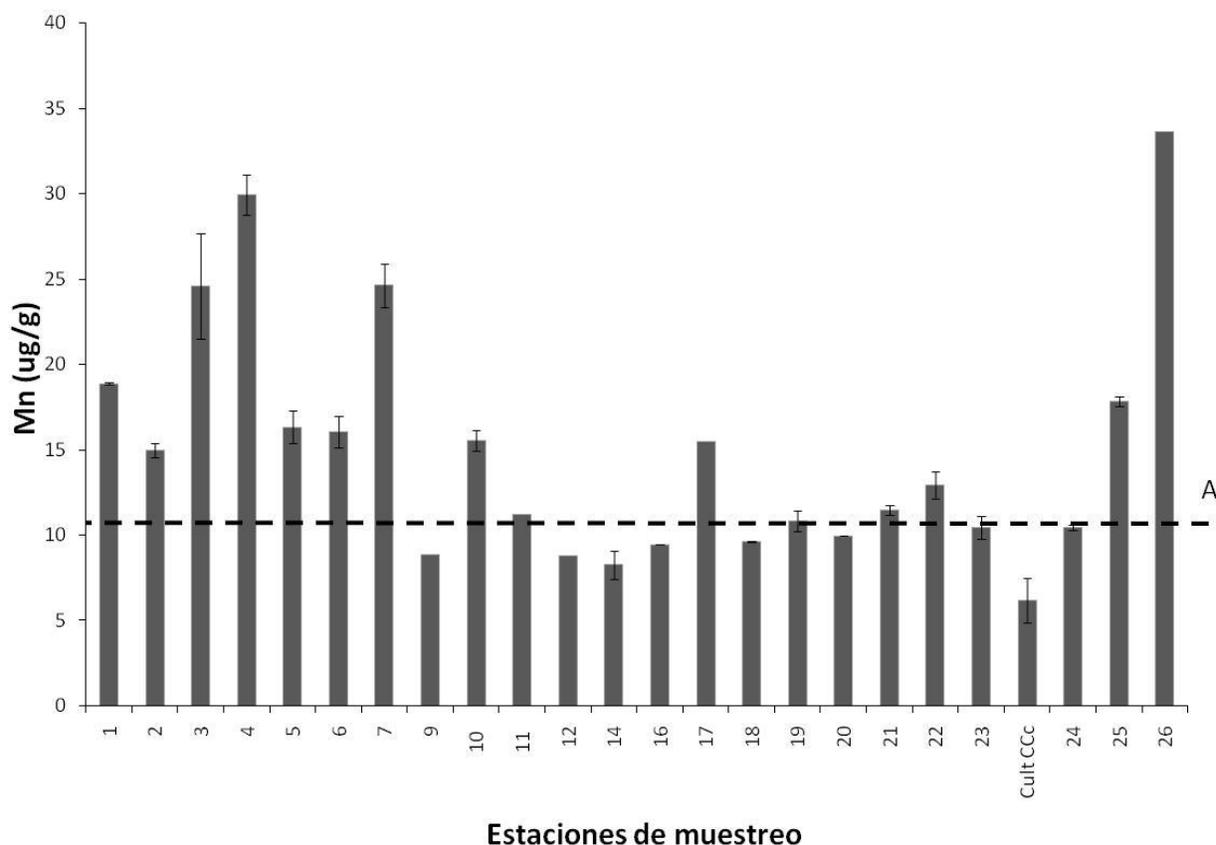


Figura 32. Concentración de Mn en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de lluvias: Estación 1–3, El Colorado; 4–7, Santa María-Ohuira-Topolobampo; 9–11, San Ignacio-Navachiste-El Macapule; 12–16, Santa María-La Reforma; 17–20, Altata-Ensenada del Pabellón; 21– Cult CCc (cultivo *C. corteziensis*), Ceuta; 24 – 26, Urías y Sitio Testigo (A).

Para la temporada de secas el mayor valor encontrado fue de $18.7 \pm 0.1 \mu\text{g/g}$ en el punto de muestreo 4 de la laguna de Ohuira – Topolobampo – Santa María y el valor menor se presentó igual que para la temporada de lluvias en los ostiones de cultivo de la laguna de Ceuta con $3.7 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$ (Fig. 33). En cuanto a las concentraciones promedio de Mn para cada uno de los sistemas lagunares (Fig. 34) se observa que fueron mayores en la temporada de lluvias, aunque las desviaciones estándar son muy grandes debido a la heterogeneidad de los valores obtenidos, la excepción fue en la laguna de Santa María – La Reforma y el sitio testigo, donde la concentración promedio de Mn es mayor en secas.

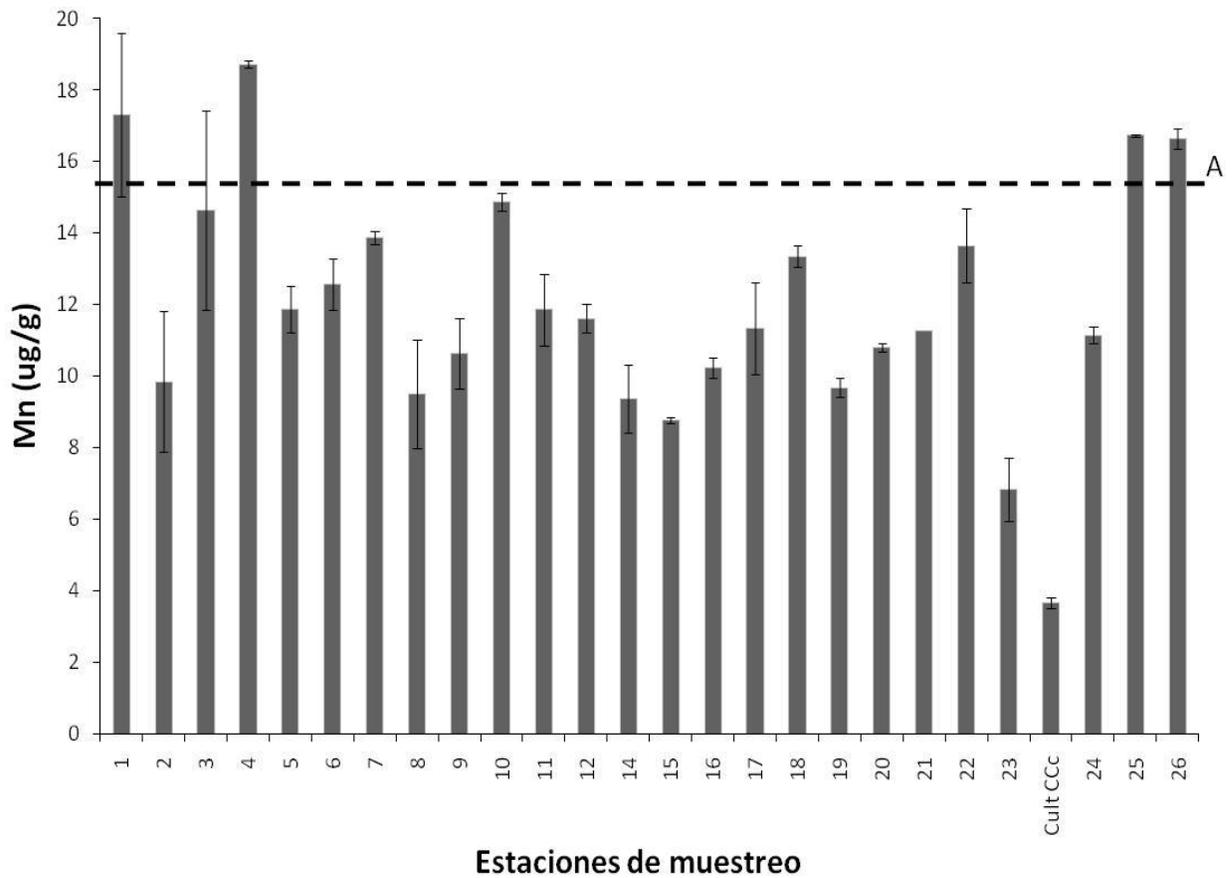


Figura 33. Concentración de Mn en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de secas: Estación 1–3, El Colorado; 4–7, Santa María-Ohuira-Topolobampo; 8–11, San Ignacio-Navachiste-El Macapule; 12–16, Santa María-La Reforma; 17–20, Altata-Ensenada del Pabellón; 21–Cult Cc (cultivo *C. corteziensis*), Ceuta; 24 – 26 Urías y Sitio Testigo (A).

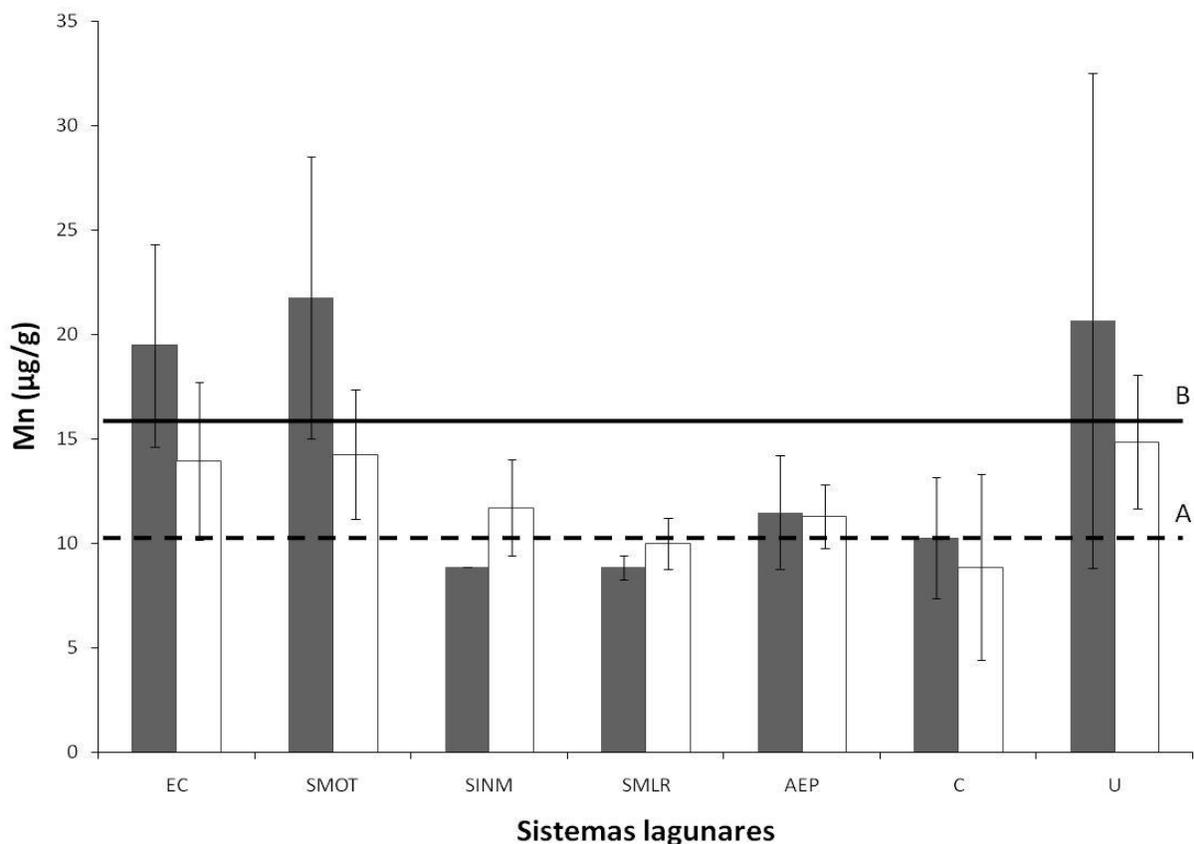


Figura 34. Concentración promedio de Mn en el tejido blando de *C. corteziensis* durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno) para cada laguna: El colorado (EC), Santa María-Ohuira-Topolobampo (SM-O-T), San Ignacio-Navachiste-El Macapule (SI-N-M), Santa María-La Reforma (SM-LR), Altata-Ensenada del Pabellón (A-EP), Ceuta (C), Urías (U) y Sitio Testigo (ER).

8.4.2. Hierro y manganeso en ostión de cultivo

En los ostiones de cultivo la concentración de Fe fue mayor en *C. corteziensis* de la laguna de Ceuta durante la temporada de lluvias con $117.9 \pm 14.8 \mu\text{g/g}$ seguida por los ostiones de El Colorado con $90.8 \pm 1.8 \mu\text{g/g}$, la más baja para esta temporada fue en la granja ostrícola de Santa María – La Reforma con $70.3 \pm 19.7 \mu\text{g/g}$. En la laguna de Ceuta la concentración de Fe fue mayor en la temporada de lluvias tanto para *C. gigas* como para *C. corteziensis*, observándose una disminución de casi el 50% del metal en secas, además de que esta especie acumuló más Fe durante lluvias que *C. gigas* (Fig. 35).

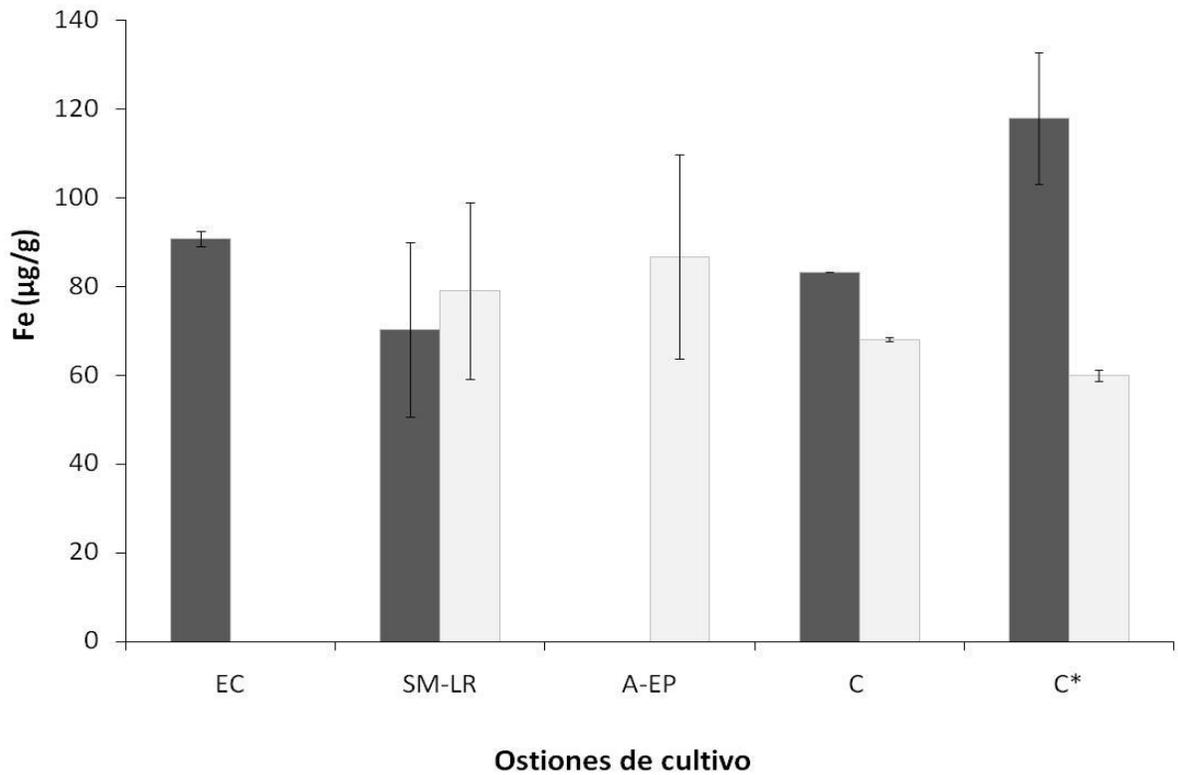


Figura 35. Concentración promedio de Fe en el tejido blando de ostión de cultivo *C. gigas* durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno): El Colorado (EC), Santa María-La Reforma (SM-LR), Altata-Ensenada del Pabellón (A-EP), Ceuta (C) con *C. gigas*, Ceuta (C*) con *C. cortziensis*.

En lo que respecta al manganeso, durante la temporada de lluvias el valor más alto se obtuvo en Santa María – La Reforma con $24.4 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$, seguida por El Colorado con $15.3 \pm 0.9 \mu\text{g/g}$ y el menor fue de $6.18 \pm 0. \mu\text{g/g}$ en *C. corteziensis* de la laguna de Ceuta. Las concentraciones de estiaje fueron mayores respecto a lluvias, siendo la mayor de $27.4 \pm 8.5 \mu\text{g/g}$ en Altata – Ensenada del Pabellón, seguido por Santa María – La Reforma con $25.8 \pm 6.3 \mu\text{g/g}$ con un valor no muy diferente al obtenido en lluvias. La menor concentración durante el estiaje se presentó en *C. corteziensis* de Ceuta con $3.7 \pm 0.2 \mu\text{g/g}$. Estos ostiones acumularon mucho menos Fe con respecto a *C. gigas* de la misma laguna (Fig. 36).

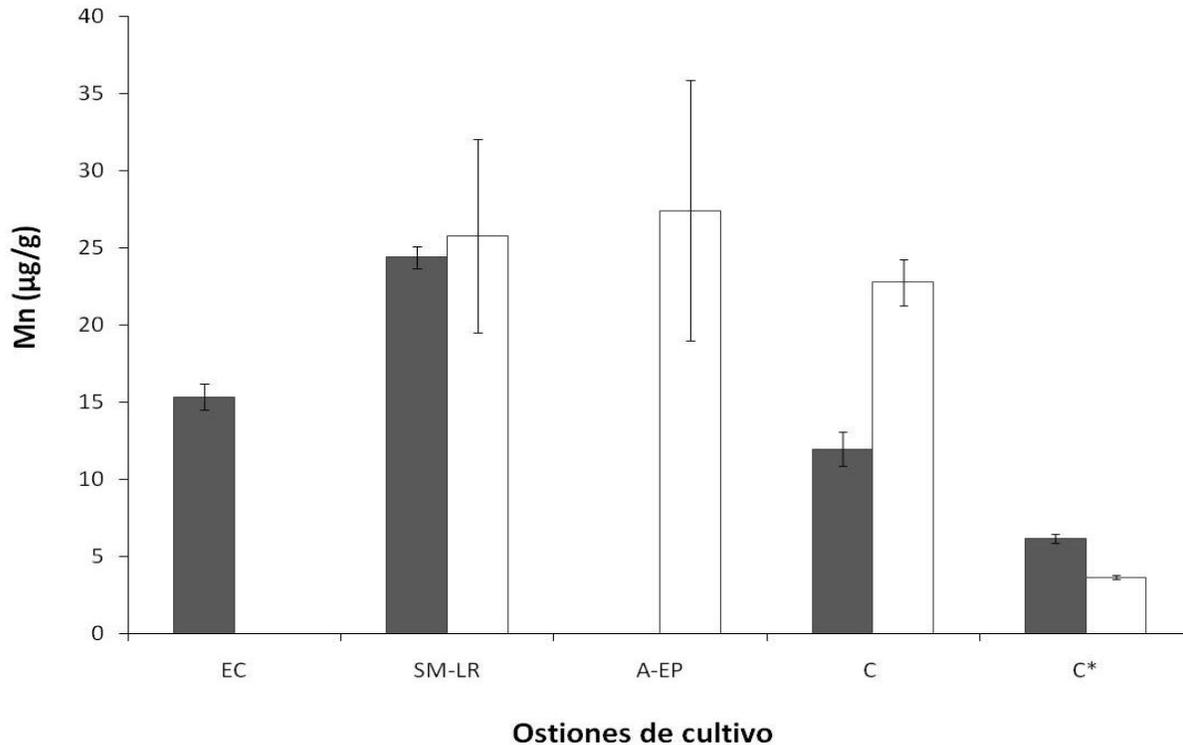


Figura 36. Concentración promedio de Mn en el tejido blando de ostión de cultivo *C. gigas* durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno): El Colorado (EC), Santa María-La Reforma (SM-LR), Altata-Ensenada del Pabellón (A-EP), Ceuta (C) con *C. gigas*, Ceuta (C*) con *C. cortizensis*.

8.4.3. Hierro y manganeso en ostión *C. palmula*

La mayor concentración de Fe para la temporada de lluvias en los ostiones *C. palmula* se dio en el punto 17 con $256 \pm 12 \mu\text{g/g}$ en la laguna de Altata – Ensenada del Pabellón, seguida por el punto 8 en San Ignacio – Navachiste – El Macapule con $110 \pm 9 \mu\text{g/g}$. El valor menor de Fe se tuvo en la laguna de Santa María – La Reforma con $45 \pm 1 \mu\text{g/g}$. Para secas, las concentraciones de Fe fueron menores que en lluvias, el valor máximo fue $122 \pm 17 \mu\text{g/g}$ en Santa María – La Reforma y el mínimo en $65 \pm 3 \mu\text{g/g}$ en San Ignacio – Navachiste – El Macapule (fig. 37a).

El Mn tuvo su valor más alto en el punto 17 con $256 \pm 12 \mu\text{g/g}$ en lluvias, mientras que el valor más bajo se presentó en la estación 16 con $45 \pm 1 \mu\text{g/g}$. Para secas la concentración mayor de Mn de los 3 únicos puntos de muestreo donde se encontró el organismo fue de $14.9 \pm 0.3 \mu\text{g/g}$ en el punto 10 en San Ignacio – Navachiste – El Macapule y el menor fue de $6.1 \pm 0.03 \mu\text{g/g}$ en el sitio 13 en Santa María – La Reforma (Fig. 37b).

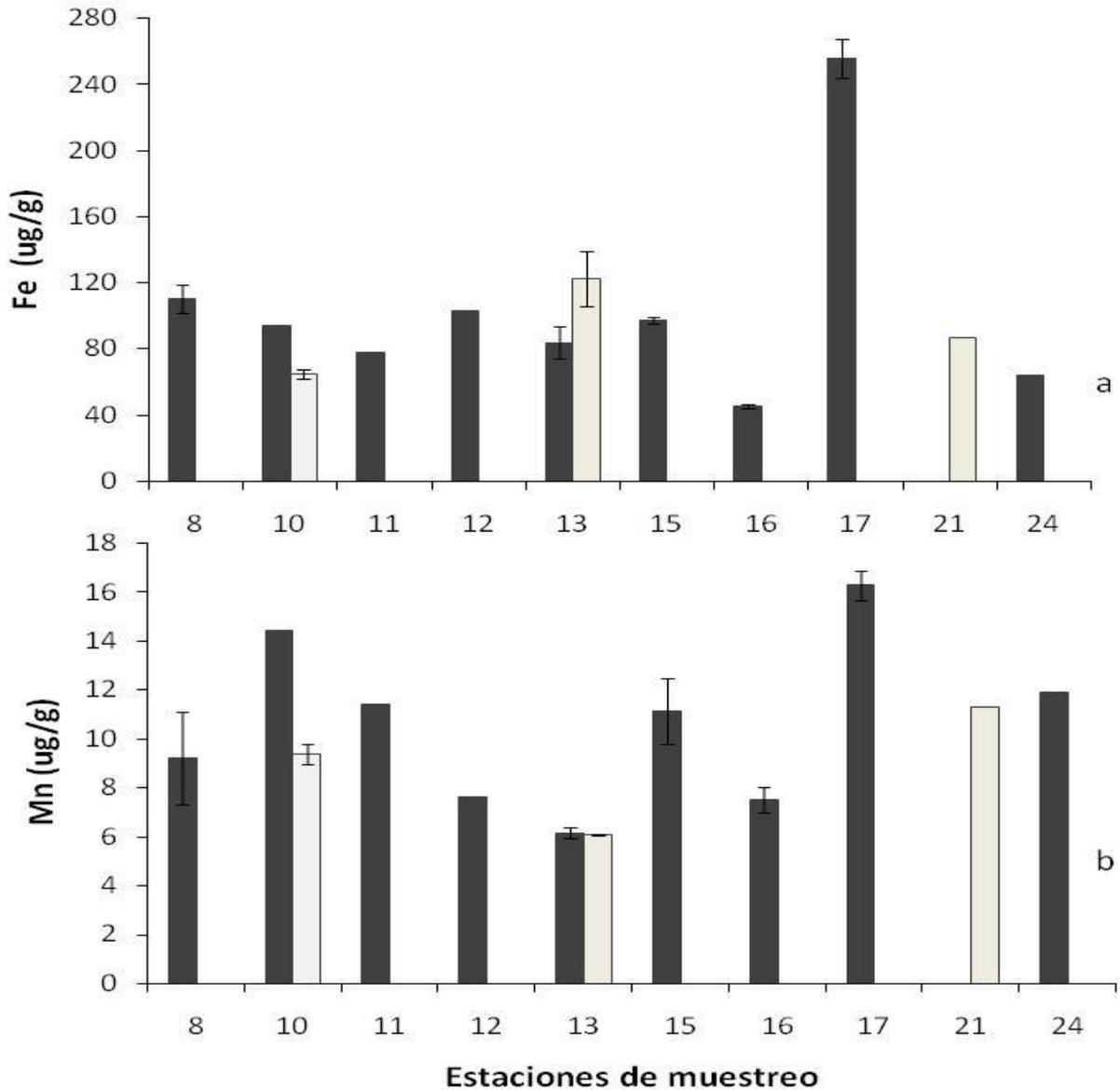


Figura 37. Concentración de Fe (a) y Mn (b) en el tejido blando de ostión *C. palmula* durante la temporada de secas (sin relleno) y lluvias (con relleno); 8 – 11 San Ignacio-Navachiste-El Macapule, 12 – 16 Santa María-La Reforma, 17 Altata-Ensenada del Pabellón, 21 Ceuta, 24 Urías.

En las estaciones donde se pudo encontrar *C. palmula* y *C. corteziensis* para la época de lluvias se puede observar que *C. corteziensis* presentó concentraciones más altas de Fe respecto a *C. palmula*, siendo de 413 y 256 $\mu\text{g/g}$, respectivamente, y se presentaron ambas en el mismo punto de muestreo que es en el 17 en Altata – Ensenada del Pabellón. Para secas sólo se pudo encontrar ambos organismos en el punto 10, con una concentración de Fe en *C. corteziensis* de 93.7 $\mu\text{g/g}$ y en *C. palmula* 64.8 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 38a). En cuanto al Mn en lluvias, la concentración en 3 sitios (10, 12 y 16) fue mayor el contenido de Mn en *C. corteziensis* que en *C. palmula* y en los 3 restantes (11, 17 y 24), viceversa, el valor mayor fue de 16.3 $\mu\text{g/g}$ y el menor de 7.5 $\mu\text{g/g}$ para *C. palmula* (Fig. 38b).

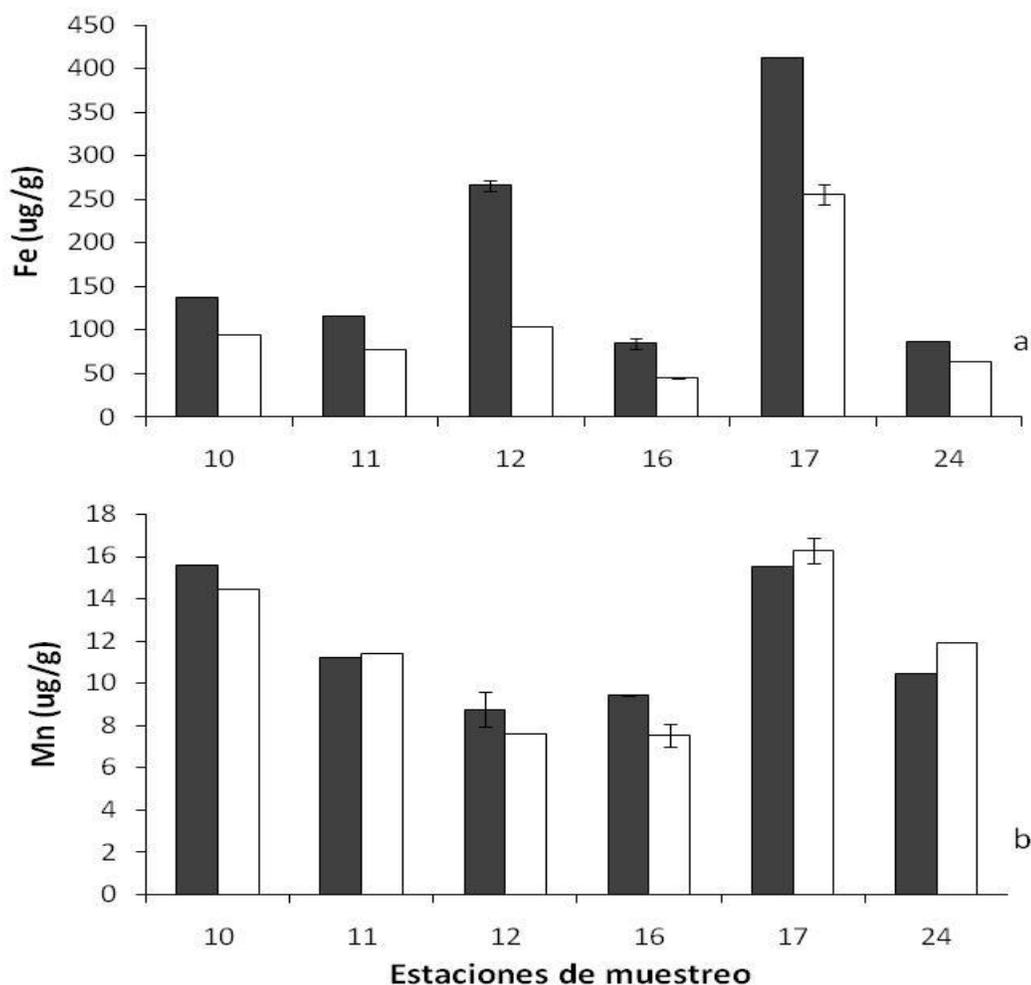


Figura 38. Concentración de Fe (a) y Mn (b) en el tejido blando de los ostiones *C. palmula* (sin relleno) y *C. corteziensis* (con relleno) durante la temporada lluvias: 10, San Ignacio-Navachiste-El Macapule; 12 – 16, Santa María-La Reforma; 17, Altata-Ensenada del Pabellón; 24, Urías.

Las concentraciones de As disuelto pueden ser limitadas por la solubilidad de minerales que lo tienen en su composición y la adsorción y/o absorción del As en diversas fases minerales, por ejemplo, la adsorción es un mecanismo muy importante para controlar la concentración de As(V) disuelto, en ambientes oxigenados, específicamente por óxidos e hidróxidos de hierro (Hering y Kneebone, 2002). La liberación de As de los sedimentos se ha relacionado con la disolución reductiva de los óxidos de Fe(III) y la disolución oxidativa de los minerales sulfurados, así como el ciclo redox del As (estas reacciones se llevan a cabo en ambientes anóxicos). Además el rol de los microorganismos es muy importante en la liberación de As al agua, actuando conjuntamente con la disolución de Fe(III) de los oxihidróxidos. Correlaciones en perfiles de sedimentos también sugieren que el manganeso tiene control sobre la movilidad del As, debido a las reacciones redox de los óxidos de Mn con el As(III) (Hering y Kneebone, 2002). De las correlaciones entre el As, Fe y Mn que se determinaron en este estudio, sólo una fue positiva, en el caso de los ostiones de cultivo *C. gigas* entre As y Fe (Fig. 25).

8.5. Especiación de As

Para validar la especiación química del As se utilizó el material de referencia certificado BCR 627 tejido de atún, con arsenobetaína (AsB) y dimetilarsina (DMA), con un contenido de 0.150 ± 0.23 y 3.896 ± 0.23 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. La recuperación obtenida con este material de referencia fue de 105.7% para AsB y 86.6% para el DMA. También se utilizó como material de referencia DORM-2, con tetrametilarsonio (TETRA, 0.248 ± 0.054 $\mu\text{g/g}$) y arsenobetaína (AsB, 16.4 ± 1.1 $\mu\text{g/g}$), en el que la recuperación fue de 93.8% y 84.2%, respectivamente (Fig. 39). Adicionalmente para validar la determinación del As total de las fracciones separadas se utilizó material certificado NIST 1944 (New York/New Jersey Waterway Sediment), con un contenido de As total de 18.9 ± 2.8 mg/kg con base a peso seco, la recuperación fue de 99.42%.

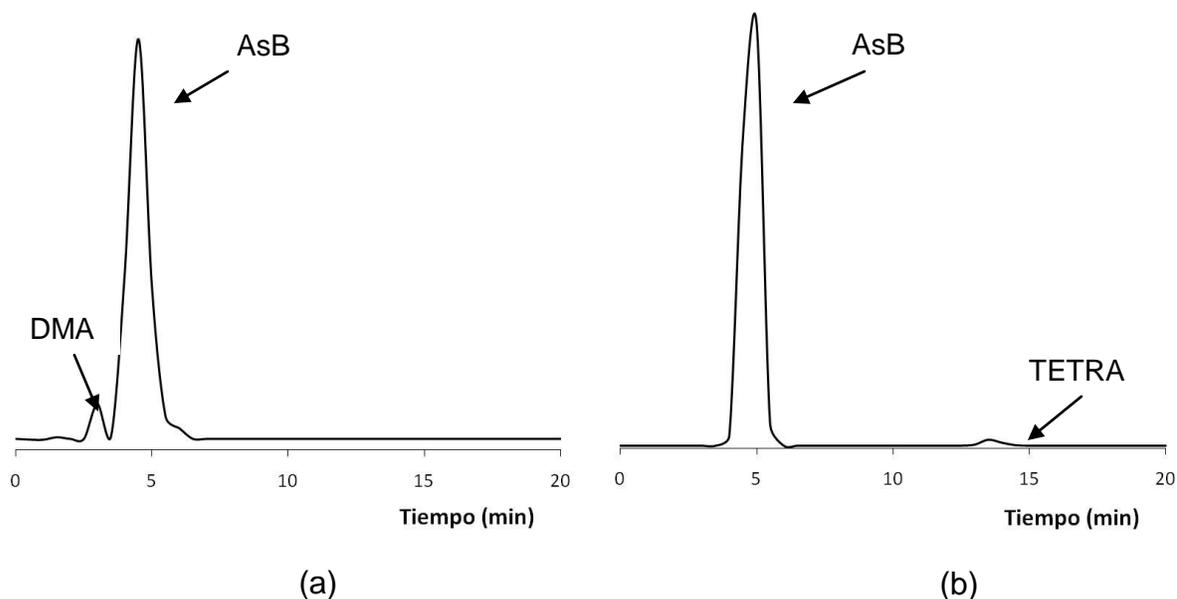


Figura 39. Cromatograma de especies de As determinadas después de la separación por intercambio catiónico en los materiales de referencia (a) BCR 627 y (b) DORM-2.

De un total de 72 muestras (62 por duplicado y 9 individuales), se seleccionaron 11 de la temporada de lluvias (19-A, 20-A, 21-B, 22-A, 23-B 24-A, 24-B, 26-A, cultivo Santa María B, cultivo Ceuta *C. gigas* B, cultivo Ceuta *C. corteziensis* A) y sólo una muestra de secas (1-B). Cada una de las muestras analizadas presentó un cromatograma característico y único, donde, en función del tiempo se identificaron las diversas especies de arsénico presentes (Fig. 40), los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 16.

El compuesto predominante encontrado en todas las muestras fue la arsenobetaina, aunque por lo general en mariscos es el compuesto arsenical mayoritario (Ochsenkühn-Petropulu *et al.*, 1997; Lai *et al.*, 2001; WHO, 2001; Francesconi y Kuehnelt, 2002), en la muestra 21 – B solamente alcanzó el 53.5%, la muestra con la concentración de AsB más elevada (74.7%) perteneció al punto de muestreo 1-B (ostión *C. corteziensis*) de la temporada de secas, donde la cantidad de As total fue de 11.67 $\mu\text{g/g}$ y no se detectó arsénico inorgánico (As^{i}), por lo tanto, la muestra es no tóxica, desde el punto de vista de la especiación del As. Cabe señalar que la

cantidad de arsénico no extraíble es muy grande y significativa en todas las muestras, llegando a alcanzar hasta un 25.5% del total analizado, esto puede deberse a que el organismo para contrarrestar la toxicidad potencial del metaloide, secuestra el elemento en formas relativamente no tóxicas, como por ejemplo, acumulándolo en formas granulares en el tejido (Phillips, 1995). El contenido de AsB va disminuyendo de las lagunas de norte al centro, mientras que en las lagunas de sur hay un aumento. En cambio la AsC es mayor en las muestras de ostiones de cultivo *C. corteziensis* y en las de Urías, por su parte, el óxido de trimetilarsina (TMAO) se detectó en una mayor concentración en Urías, en la muestra 26-B (Fig. 41). El arsénico inorgánico se detectó solamente en 3 de las muestras analizadas. En la muestra 21-B de la laguna de Ceuta y en el punto 24-A de Urías representando el 0.7% del total de arsénico encontrado, con una concentración de 0.03 µg/g. El tercer punto donde se encontró As(i) fue en los ostiones de cultivo *C. gigas* del sistema lagunar Santa María – La Reforma, representando el 1.6 % del total de As, con una concentración de 0.1 µg/g.

Existen especies no cuantificadas de arsénico, representadas por los picos desconocidos de los cromatogramas de la Fig. 40. Los ostiones se alimentan de fitoplancton y esto sugiere que los picos desconocidos probablemente sean arsenoazúcares, que son formas organoarsenicales no tóxicas presentes en las algas (Francesconi y Edmonds, 1997; Katano *et al.*, 2003).

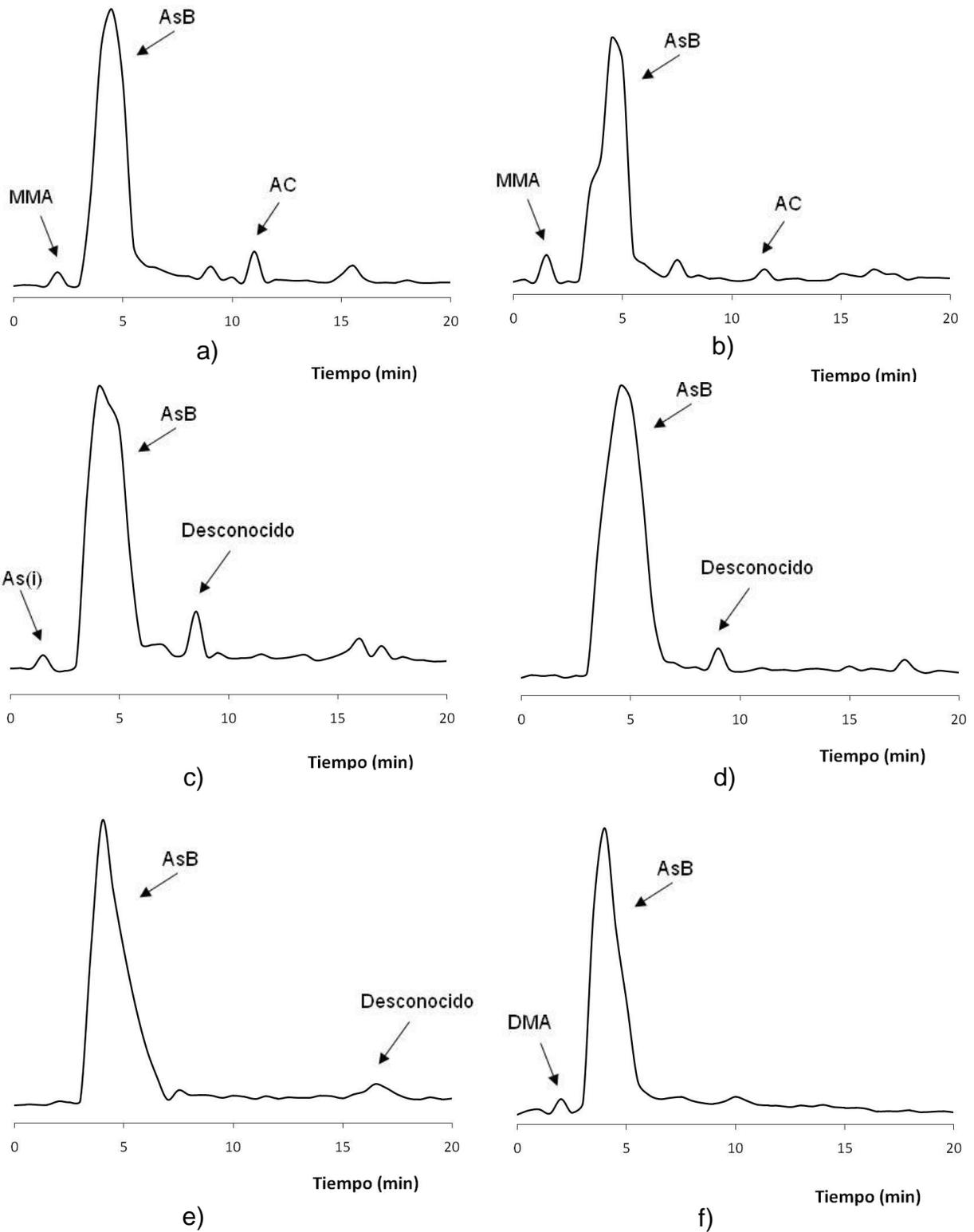


Figura 40. Cromatograma de las especies de As encontrados después de la separación por intercambio catiónico en muestras de la temporada de lluvias: 19-A (a), 20-A (b), 21-B (c), 22-A (d), 23-B (e), 24-A (f), 24-B (g), 26-A (h), cultivo Santa María B (j), cultivo Gigas B (k), cultivo Corteziensis A (l); y secas: 1-B (i).

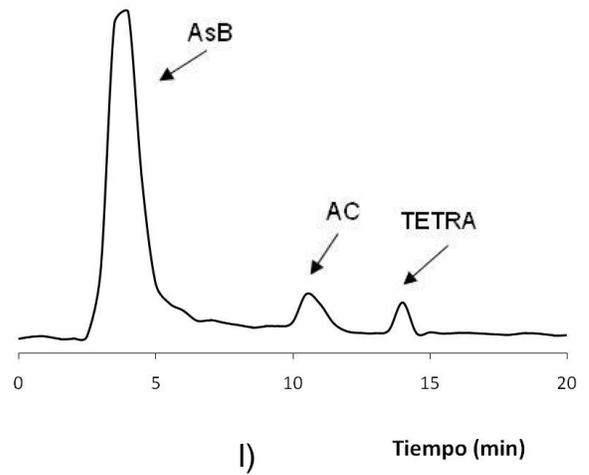
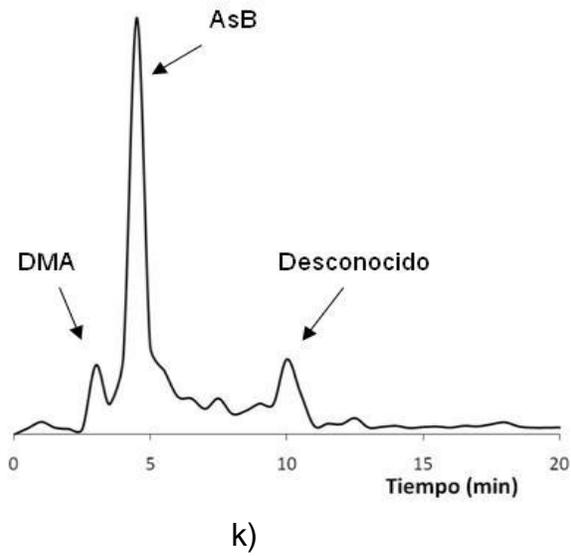
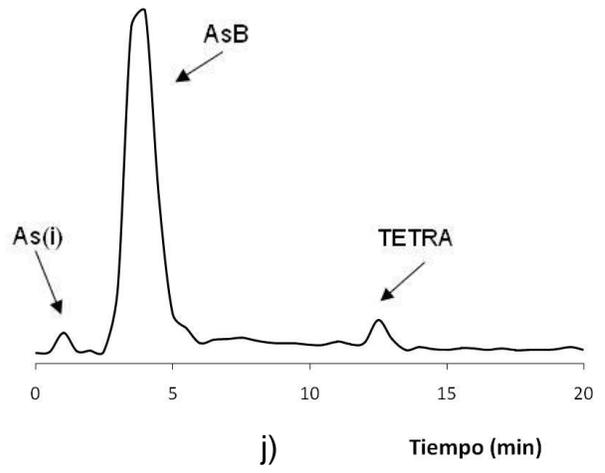
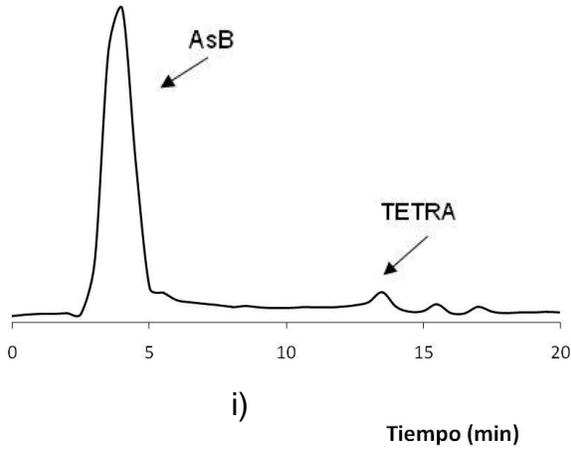
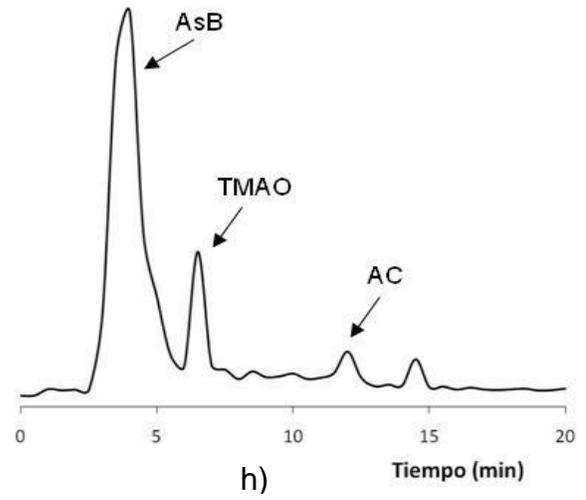
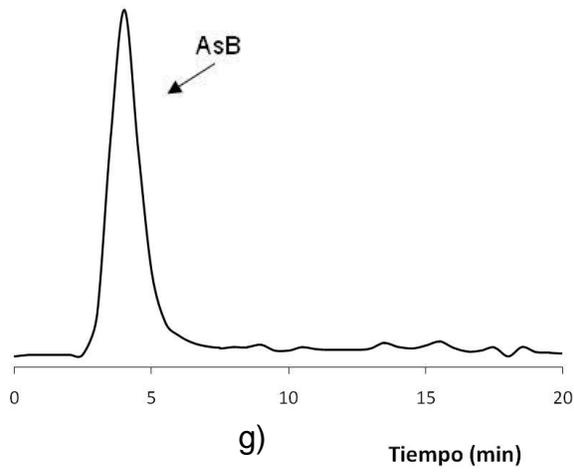


Tabla 16. Porcentaje de especies químicas de As en muestras seleccionadas de ostión liofilizado.

Especies	Porcentajes (%)									Cult. Sta. Ma. B	C.C. (gigas B)	C.C. (cort.A)
	19-A	20-A	21-B	22-A	23-B	24-A	24-B	26-A	1-B			
As(i)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-
MMA	1	2.4	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-	-
DMA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.6	-
AsB	64.5	63.3	53.5	69.1	63	66.1	71.5	57.9	74.7	67.2	43.2	61.9
TMAO	-	2.9	2.9	-	1.9	-	-	10.7	-	-	-	-
AsC	3.6	1.6	-	-	-	-	-	4.4	-	4.0	-	7.2
TETRA	-	-	-	-	-	-	-	-	4.3	-	-	3.2
As no extraíble	16.8	19.2	25.5	16.1	20.8	12.1	13.2	9.7	11.7	13.6	17.5	14.2
As desconocido	14.1	10.6	18.1	14.8	14.3	20.5	15.3	17.3	9.3	13.6	32.7	13.5

- Valor por debajo del límite de detección (<0.5 %).

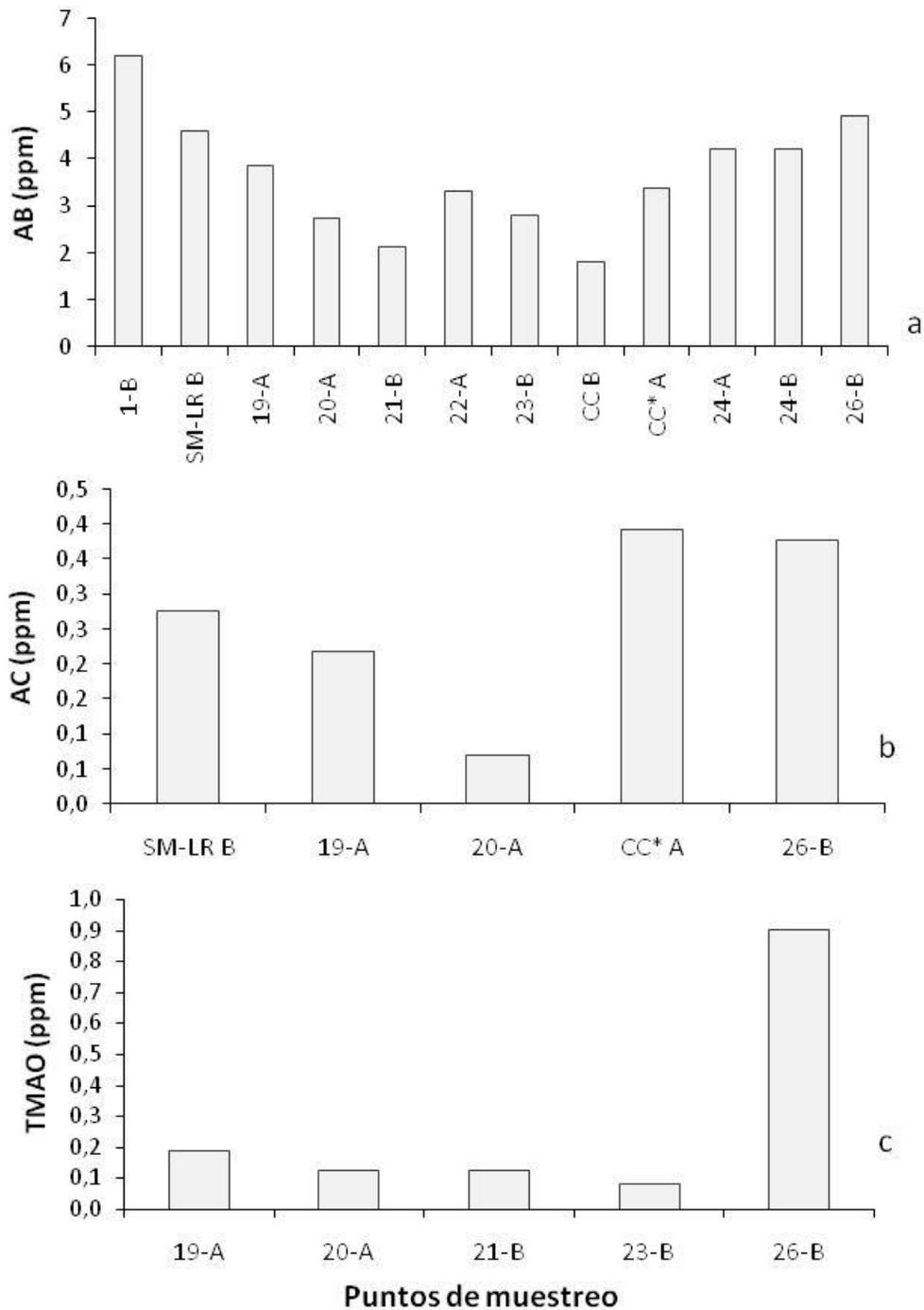


Figura 41. Concentración de (a) arsenobetaina AB, (b) arsenocolina AC y (c) óxido de trimetilarsina TMAO, en las muestras de ostiones seleccionados: El Colorado (1 - B), ostión de cultivo de Santa María-La Reforma (SM-LR B), Altata-Ensenada del Pabellón (19-A, 20-A), Ceuta (21-A, 22-B, 23-A, CC-B, CC*-A)

La ingesta diaria estimada de arsénico de varios países fluctúa en un intervalo menor a 10 a 200 $\mu\text{g}/\text{día}$. Las personas que incluyen en su dieta grandes cantidades de mariscos pueden ingerir sumas significativas de arsénico, principalmente orgánico, sin embargo, no hay registros de toxicidad en hombres o animales a partir del consumo de organoarsenicales en mariscos. Existen poblaciones étnicas y/o regionales que consumen gran cantidad de pescado, lo cual lleva a una ingesta de arsénico orgánico de alrededor de 0.05 mg/kg de peso corporal/día y no se han observado efectos adversos para la salud de estas personas. La ingesta provisional tolerable semanal (PTWI) es de 0.015 mg/kg de peso corporal para arsénico inorgánico (IPCS, 2009).

Si asumimos que el peso promedio de la población de la región en hombres es de 70 kg y en mujeres 60 kg (Soto-Jiménez *et al.*, 2010), entonces el PTWI sería de 1.05 y 0.9 mg de As(i) respectivamente y tomando como referencia la mayor de las 3 concentraciones de arsénico inorgánico detectadas (0.1 mg/kg base peso seco = 0.02 mg/kg peso húmedo) en los ostiones de cultivo *C. gigas*, de la laguna de Santa María – La Reforma, se necesitarían consumir cantidades extremadamente elevadas e inviables: 52.5 kg de ostiones cada semana en los hombres y para una mujer, serían 45 kg, para llegar a lo máximo tolerable de As(i) cada semana.

8.6. Comparación con otras regiones

La Tabla 17 muestra comparaciones de los resultados de As obtenidos en ostiones de diversos géneros en distintas partes del mundo y las de este estudio. La concentración de As, de lluvias y de secas, en los ostiones *C. corteziensis*, *C. palmula* y *C. gigas* estuvieron en intervalos similares a las concentraciones de otras zonas tropicales, como Cuba y Veracruz.

Tabla 17. Concentración promedio de As (con base a peso seco) en especies de ostión de México y de otras regiones del mundo.

Especie	As ($\mu\text{g/g}$)	Área	Referencia
<i>C. virginica</i>	25.4 \pm 10.4	Zona sur del Atlántico, E.U.	Valette-Silver et al., 1999
<i>Isognomon</i> sp.	37.3 \pm 6.9	Bahía Biscayne, Florida, E.U.	Valette-Silver et al., 1999
<i>C. virginica</i>	23.5 \pm 5.5	Bahía Biscayne, Florida, E.U.	Valette-Silver et al., 1999
<i>C. virginica</i>	10.6 \pm 1.2	Bahía Cienfuegos, Cuba	Fattorini et al., 2006
<i>I. alatus</i>	13.2 \pm 1.2	Bahía Cienfuegos, Cuba	Fattorini et al., 2006
<i>I. isognomon</i>	48.6 \pm 22.8	Nueva Caledonia	Hédouin et al., 2009
<i>C. virginica</i>	7.4	Tamiahua, Veracruz, México	Lango-Reynoso et al., 2010
<i>C. corteziensis</i>	8.5 \pm 1.7	Sinaloa, México	Este estudio
<i>C. gigas</i>	7.3 \pm 1.6	Sinaloa, México	Este estudio
<i>C. palmula</i>	7.6 \pm 1.3	Sinaloa, México	Este estudio

En cambio, si comparamos los valores obtenidos en este estudio con los que registra la bibliografía para la parte sur del Atlántico de Estados Unidos, incluida La Florida, son menores, tanto en ostiones del mismo género (*Crassostrea*) como en *Isognomon*. La concentración media en ostiones del género *Isognomon* en Nueva Caledonia fue mucho mayor que las de este estudio, ya que además de los escurrimientos urbanos, el sitio está expuesto a actividades mineras y metalúrgicas y no cuenta con un sistema efectivo de tratamiento de aguas residuales.

9. Conclusiones

1. Las concentraciones de As en muestras del tejido blando de ostión de mangle *C. corteziensis* para la temporada de lluvias en los 7 sistemas lagunares de Sinaloa fluctuaron entre 5.22 y 11.46 $\mu\text{g/g}$ y en la temporada de estiaje entre 5.44 y 11.61 $\mu\text{g/g}$. Para los ostiones *C. gigas* el intervalo de concentración fue de 5.44 a 9.56 y de 6.46 a 8.33 $\mu\text{g/g}$, para lluvias y secas respectivamente. En cuanto a *C. palmula* se refiere, el intervalo de concentración para lluvias fue de 5.56 a 8.11 $\mu\text{g/g}$ y en secas de 8.66 a 9.98 $\mu\text{g/g}$.
2. Los ostiones de las estaciones de las lagunas del norte presentaron una concentración promedio de As más elevada para las dos temporadas de muestreo. Salvo el caso de El Colorado, la tendencia a disminuir la concentración del metaloide es muy notoria de norte a sur, presentándose de nuevo un incremento en Urías. Además, como se propuso en este trabajo, el Estero del Rey cumplió como sitio testigo (prístino o casi prístino), al encontrarse las concentraciones más bajas de As tanto en lluvias como en secas.
3. Los niveles de As encontrados en las muestras de ostión no rebasaron los límites máximos permisibles (LMP) establecidos en países como Hong Kong, Australia y Nueva Zelanda, ya que estos países solamente hacen referencia al As inorgánico y no al total y la concentración de As(i) encontrada en todas las muestras analizadas fue muy baja ($\leq 0.1 \mu\text{g/g}$). El mayor valor encontrado (11.61 $\mu\text{g/g}$) de As en el tejido blando de los ostiones es bastante bajo para que la FDA pudiese tomar la acción de retirar el alimento del mercado, ya que se requiere de un nivel de 86 $\mu\text{g/g}$. Desafortunadamente, en México no existen normas que regulen el LMP de arsénico en productos pesqueros para consumo humano.

4. La especie de arsénico mayoritaria en las muestras analizadas fue la arsenobetaina, presentándose en todas las muestras en porcentajes que van de 43.2 a 74.7 %. El arsénico no extraíble tuvo un porcentaje muy alto en todas las muestras (9.7 – 25.5 %), mientras que otras especies, como la arsenocolina y el óxido de trimetilarsina, con porcentajes de 1.6 a 7.2 y 1.9 a 10.7, respectivamente. La concentración de arsénico inorgánico fue muy baja y se presentó sólo en 3 muestras con valores menores a 0.1 µg/g.
5. Los niveles de arsénico elemental encontrados en las lagunas del estado de Sinaloa, en ostiones del género *Crassostrea*, fueron similares a las concentraciones obtenidas en el estado de Veracruz, en México. En cuanto a países como Cuba, las concentraciones de As, fueron comparables, en cambio, en la Florida y la zona sur del Atlántico son elevadas respecto a las obtenidas en este estudio.
6. Desde el punto de vista toxicológico se puede afirmar, que el tejido blando de ostión de cultivo *C. gigas* y de ostión de mangle *C. Cortezensis* y *C. Palmula*, es seguro para consumo humano porque la mayor parte de la forma arsenical contenida es arsenobetaina, una especie no tóxica. Aunque algunas muestras tuvieron niveles detectables de As inorgánico, no es una concentración considerada peligrosa o que cause efectos adversos a la salud. Los demás compuestos del arsénico no representan riesgo por tener concentraciones relativamente bajas.
7. La hipótesis planteada en este estudio se acepta debido a que las concentraciones promedio más elevadas de As total se presentan en los lugares donde hay mayor influencia de la agricultura, de la industria avícola, porcina, camaronícola, pesquera y alimenticia, además de asentamientos humanos.

8. Los niveles de concentración encontrados en los tres moluscos estudiados son los primeros datos que se generan en el noroeste de México y son datos de referencia que permitirán evaluar objetivamente la contaminación por arsénico en las aguas costeras, así como en los moluscos de los sistemas lagunares en futuros escenarios.

9. Es necesario realizar periódicos en diversos organismos biomonitores como algas, peces y crustáceos, con el fin de evaluar el origen, la distribución y movilidad del arsénico en los ecosistemas costeros de México, esto es la forma más conveniente para crear registros y antecedentes sistematizados para cuidar los ecosistemas y los efectos potenciales adversos a la salud a los cuales conlleva el metaloide en estudio.

10. REFERENCIAS

- Argese E., Bettiol C., Rigo C., Bertini S., Colomban S., Ghetti P.F., 2005. Distribution of arsenic compounds in *Mytilus galloprovincialis* of the Venice Lagoon (Italy). *Science of the Total Environment* 348: 267 – 277.
- Armienta M.A., Dótor A., Arcega-Cabrera F., Talavera O., Aguayo A., Cenicerros N., Cruz O., 2007. Assessing water-sediment processes for metals in rivers polluted by mining to predict environmental impacts in developing countries. *IAHS-AISH Publication* (314): 155-162.
- Armienta M.A., Ongley L., Cruz O., Mango H., Villaseñor G., 2008. Arsenic distribution in mesquite (*Prosopis laevigata*) and huizache (*Acacia farnesiana*) in the Zimapán mining area, México. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 8 (2): 191 – 197.
- Armienta M.A., Rodríguez C., Ongley L., Brust H., Morales F., Aguayo A., Cruz O., Cenicerros N., 2007. Origin and fate of arsenic in a historic mining area of Mexico. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment* 9: 473 – 498.
- ATSDR, 2006. Arsenic Toxicity. U.s. department of health and human services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology and Environmental Medicine.
- ATSDR, 2007. 2007 CERCLA Priority List of Hazardous Substances. Página revisada en mayo de 2009: <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html>
- Ayala-Baldenegro L., 2004. Distribución de la concentración de metales pesados en sedimentos y su relación con organismos indicadores (*Crassostrea spp.* y *Mytella spp.*) en el sistema lagunar de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría en Ciencias, CIDIR, Unidad Sinaloa, IPN.
- Ayala-Castañares, A., Phleger, F.B., Gutiérrez Estrada, M., Malpica, V.M., Galaviz Solís, J.A., 1994. Geología marina de las lagunas de Altata y Pabellones, Sinaloa, México., *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM 21 (1): 236 – 251.
- Carbonell A., Burló F., Mataix J., 1995. Arsénico en el sistema Suelo – Planta. Universidad de Alicante, España, 12 pp.

- Carranza-Edwards, A., Gutiérrez-Estrada M., y Rodríguez-Torres R., 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México*, 2 (1): 81 – 88
- Centre for Food Safety, Hong Kong, 2007. Food Adulteration (Metallic Contamination) Regulations. Página revisada en octubre de 2009: http://www.cfs.gov.hk/english/food_leg/food_leg_mc.html#mc_reg3
- CICOPLAFEST, 2004. Catálogo de plaguicidas. Página revisada en septiembre de 2009: <http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/riiq/Documents/catalogo%20plag/INICIO.pdf>
- Daesslé L., Lugo-Ibarra K., Tobschall H., Melo M., Gutiérrez-Galindo A., García-Hernández J., Alvarez L., 2009. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 680–692
- De la Lanza, G., Cáceres C., 1994. *Lagunas Costeras y el litoral Mexicano*. México, 19 pp.
- De Mora S., Fowler S., Wyse E., Azemard S., 2004. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. *Marine Pollution Bulletin* 49: 410 – 424.
- Diario Oficial de la Federación, 2000. V. Ecosistemas Lagunares Costeros. 1. Litoral del Pacífico. *Diario Oficial de la Federación Tomo DLXIII (20)*, Tercera Sección, pp. 82 – 92.
- Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 2001. Reglamento (CE) n° 466/2001 de la Comisión, de 8 de marzo de 2001, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. *Legislación* 77, 44º año: 1 – 13.
- Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 2005. Reglamento (CE) n° 78/2005 de la Comisión, de 19 de enero de 2005, por el que se modifica el Reglamento (CE) n° 466/2001 en lo referente a los metales pesados. *Legislación* 16, 48º año: 43 – 45.

- Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 2006. Reglamento (CE) nº 1881/2006 de la Comisión, de 19 de diciembre de 2006, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios. Legislación 364, 49º año: 5 – 24.
- Drewniak, t., y Sklodowska, A., 2007. The role of bacteria in biogeochemical cycle of arsenic. *Postepy Mikrobiologii* 46 (3): 275 – 285.
- Enciclopedia de los Municipios de México: Nayarit, San Blas, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, 2009 Página revisada el 13 de septiembre de 2010: <http://www.inafed.gob.mx/work/templates/enciclo/nayarit/mpios/18012a.htm>
- Espinosa E., Armienta M.A., Cruz O., Aguayo A., Cenicerros N., 2009. Geochemical distribution of arsenic, cadmium, lead and zinc in river sediments affected by tailings in Zimapán, a historical polymetallic mining zone of Mexico. *Environmental Geology* 58 (7): 1467 – 1477.
- FAO. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca Pacífico Centro-Oriental. Vol. I, 646 pp.
- Fattorini D., Regoli F., 2004. Arsenic speciation in tissues of the Mediterranean polychaete *Sabella Spallanzanii*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (8): 1881 – 1887.
- Fattorini D., Notti A., Regoli F., 2006. Characterization of arsenic content in marine organisms from temperate, tropical and polar environments. *Chemistry and Ecology* 22 (5): 405 – 414.
- Fattorini D., Notti A., Di Mento R., Cicero A., Gabellini M., Russo A., Regoli F, 2008. Seasonal, spatial and inter-annual variations of trace metals in mussels from the Adriatic Sea: A regional gradient for arsenic and implications for monitoring the impact of off-shore activities. *Chemosphere* 72: 1524 – 1533.
- FDA, Action levels, tolerances and guidance levels for poisonous or deleterious substances in seafood, 2007. Página revisada el 16 de junio de 2009. <http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/ProductSpecificInformation/Seafood/FederalStatePrograms/NationalShellfishSanitationProgram/ucm053987.htm>

- Feng M., Schrlau J., Snyder R., Snyder G., Chen M., Cisar J., Cai Y, 2005. Arsenic Transport and Transformation Associated with MSMA Application on a Golf Course Green. *Journal of agricultural and food chemistry* 53 (9): 3556–3562.
- Food Standards Australia – New Zealand, Standard 1.4.1 Contaminants and natural toxicants, 2010. Página revisada el 21 de septiembre de 2010: http://www.foodstandards.gov.au/srcfiles/Standard_1_4_1_Contaminants_v109.pdf
- Francesconi K., Edmonds J., 1997. Arsenic and marine organisms. *Advances in Inorganic Chemistry* 44; 147 – 189.
- Francesconi K., Kuehnelt D., 2002. Arsenic compounds in the Environment. In *Environmental Chemistry of arsenic*. Frankenberger, W.T., (Ed.) Marcel Dekks, New York, 51 – 94 pp.
- Frías-Espericueta M., Osuna López J., Páez-Osuna F. 1999. Gonadal maturation and trace metals in the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis*: seasonal variation. *The Science of the Total Environment* 231: 115 – 123.
- Frías-Espericueta M., Osuna-López J., Flores-Reyes S., López-López G., Izaguirre-Fierro G., 2005. Heavy Metals in the Oyster *Crassostrea corteziensis* from Urias Lagoon, Mazatlán, Mexico, Associated with Different Anthropogenic Discharges. *Environmental Contamination and Toxicology* 74: 996 – 1002.
- Frías-Espericueta M., Osuna-López I., Bañuelos-Vargas I., López-López G., Muy-Rangel M., Izaguirre-Fierro G., Rubio-Carrasco W., Meza-Guerrero P., Voltolina D., 2009. Cadmium, Copper, Lead and Zinc contents of the Mangrove Oyster, *Crassostrea corteziensis*, of Seven Coastal Lagoons of NW Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 83: 595 – 599.
- Garbarino J., Bednar A., Rtutherford D., Beyer R., Wershaw R, 2003. Environmental fate of Roxarsone in Poultry Litter. I. Degradation of Roxarsone during composting. *Environmental Science and Technology* 37 (8): 1509 – 1514.
- Giusti L., Zhang H., 2002. Heavy metals and arsenic in sediments, mussels and marine water from Murano (Venice, Italy). *Environmental Geochemistry and Health* 24: 47 – 65.

- González-Soto E., Prada-Rodríguez D., Alonso-Rodríguez E., López-Mahía P., Fernández E., Carlosena-Zubieta A, 1993. Inorganic As(III) and As(V) quantification in Marine Organisms. *Marine Pollution Bulletin* 26: 335 – 338.
- GraphPad Prism 5, GraphPad Software Incorporation. 2009.
- Green-Ruíz C., Páez-Osuna F. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environment International* 26: 265 – 273.
- Green-Ruíz C., Alonso-Rodríguez R., López-Aguilar K., Páez-Osuna F., Ramírez-Jáuregui C., Ramírez-Reséndiz G., Ruelas-Inzunza J., Ruiz-Fernández A., Soto-Jiménez M., Tripa-Quezada L., 2009. Atlas de Contaminantes: Lagunas Costeras de Sinaloa. FOMIX Sinaloa; 5.
- Gutiérrez-Espinoza R., Rubio-Arias H., Quintana R., Ortega J., Pinedo C., 2007. Arsenic concentrations in the San Pedro River of Chihuahua, México. *WIT Transactions on Biomedicine and Health* 11: 181-188.
- Gutiérrez-Galindo E., Flores-Muñoz G., Villaescusa-Celaya J., Arreola-Chimal A., 1994. Spatial and temporal variations of arsenic and selenium in a biomonitor (*Modiolux capax*) from the Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 28 (5): 330 – 333.
- Gutiérrez-Mejía E., Lares M.L., Sosa-Nishizaki O., 2009. Mercury and Arsenic in Muscle and Liver of the Golden Cownose Ray, *Rhinoptera steindachneri*, Evermann and Jenkins, 1891, from the Upper Gulf of California, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 83 (2): 230-234.
- Hédouin L., Bustamante P., Churlaud C., Pringault O., Fichez R., Warnau M., 2009. Trends in concentrations of selected metalloid and metals in two bivalves from the coral reefs in the SW lagoon of New Caledonia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 372 – 381.
- Hering J., Kneebone P., 2002. Biogeochemical Controls on Arsenic Occurrence and Mobility in Water Supplies. In: *Environmental Chemistry of arsenic*. Frankenberger, W.T., (Ed.) Marcel Dekks, New York, 162 – 166.
- Hung D., Nekrassova O., Compton R., 2004. Analytical methods for inorganic arsenic in water: a review. *Talanta* 64: 269 – 277.

- Hurtado-Jiménez R., Gardea-Torresdey J., 2006. Arsenic in drinking water in the Los Altos de Jalisco region of Mexico. *Revista Panamericana de Salud Publica / Pan American Journal of Public Health* 20 (4): 236 – 247.
- Inskeep W., McDermott T., Fendorf S., 2002. Arsenic (V)/(III) cycling in soils and natural waters: Chemical and microbiological processes. In: *Environmental Chemistry of arsenic*. Frankenberger, W.T., (Ed.) Marcel Dekks, New York, 183 – 215.
- Integrated Taxonomic Information System. Catalogue of life: 2009 annual checklist. Página revisada el 6 de agosto de 2009. <http://www.itis.gov/index.html>
- IPCS (International Programme on Chemical Safety) INCHEM, 2009. Arsenic (WHO Food Additives Series 24). Página revisada el 10 de septiembre de 2010. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je08.htm>
- Jara-Marini M., García-Rico L., 2006. Distribution of Arsenic in Three Geochemical Fractions of Surface Sediments from Coastal Sites of Sonora, Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 76: 677– 683.
- Katano S., Matsuo Y., Hanaoka K., 2003. Arsenic compounds accumulated in pearl oyster *Pinctada fucata*. *Chemosphere* 53: 245 – 251.
- Kimbrough K., Johnson W., Lauenstein G., Christensen J., Apeti D., 2008. An assessment of two decades of Contaminant Monitoring in the Nation's Coastal Zone. Silver Spring MD. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 74: 1-3.
- Kumaresan M., Riyazuddin P., 2001. Overview of speciation chemistry of arsenic. *Current Science* 80 (7): 837 – 846.
- Lai V., Cullen W., Ray S., 2001. Arsenic speciation in sea scallop gonads. *Applied Organometallic Chemistry* 15: 533 – 538.
- Lango-Reynoso F., Landeros-Sánchez C., Castañeda-Chávez M., 2010. Bioaccumulation of cadmium (Cd), lead (Pb) and arsenic (As) in *Crassostrea Virginica* (Gmelin, 1791), from Tamiahua Lagoon System, Veracruz, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26 (3): 201 – 210.

- Lankford, R., 1977. Lagunas Costeras de México, su origen y clasificación. En: Wiley, M. (Eds). Estuarine Processes, volumen II, Circulation, Sediments, and Transfer of Material in the Estuary. Nueva York, 192 – 197 pp.
- Lauenstein G., Cantillo A., O'Connor T. 2002. The status and trends in trace element and organic contaminants in oysters, *Crassostrea virginica*, in the waters of the Carolinas, USA. The Science of the Total Environment 285: 79 – 87.
- Leah R., Evans S., Johnson M., 1992. Arsenic in Plaice (*Pleuronectes platessa*) and Whiting (*Merlangius merlangus*) from the North East Irish Sea. Marine Pollution Bulletin 24 (11): 544 – 549.
- Lee, X.C., 2002. Arsenic speciation in the environment and humans. In: Environmental Chemistry of arsenic. Frankenberger, W.T., (Ed.) Marcel Dekks, New York, 95 – 116 pp.
- Liu C., Liang C., Huang F., Hsueh Y., 2006. Assessing the human health risks for exposure to inorganic arsenic through oyster (*Crassostrea gigas*) consumption in Taiwan. Science of the Total Environment 361: 57 – 66.
- Lucas A., Beninger P., 1985. The use of physiological condition indices in marine bivalve aquaculture. Aquaculture 44: 187 – 200.
- Mandal B., Suzuki K., 2002. Arsenic round the world: a review. Talanta 58; 201 – 235.
- Mayasaka S., 1976. Empleo de antibióticos en la alimentación de cerdos. Ciencia Veterinaria 1; 287 – 294.
- Méndez-Gómez J., García-Vargas G., López-Carrillo L., Calderón-Aranda E., Gómez A., Vera E., Valverde M., Cebrián M., Rojas E., 2008. Genotoxic effects of environmental exposure to arsenic and lead on children on Region Lagunera, Mexico. Annals of the New York Academy of Science 1140: 358 – 367.
- Metian M., Bustamante P., Hédouin L., Warnau M., 2008. Accumulation of nine metals and one metalloid in the tropical scallop *Comptopallium radula* from coral reefs in New Caledonia. Environmental Pollution 152: 543 – 552.
- Monroy-Torres R., Macías A.E., Gallaga-Solorzano J.C., Santiago-García E.J., Hernández I., 2009. Arsenic in Mexican Children exposed to contaminated well water. Ecology of Food and Nutrition 48 (1): 59 – 75.

- Moody J., Lindstrom R., 1977. Selection and cleaning of Plastic Containers for Storage of Trace Element Samples. *Analytical Chemistry* 49 (14): 2264 – 2267.
- Nauen C., 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products, FAO fisheries Circular No. 764; 5 – 66.
- NOOA's National Centers of Coastal Ocean Science, Coastal Ocean Assessment, Status and Trends. Mussel Watch Contaminant Monitoring, 2009. Página revisada 22 de marzo de 2010. <http://ccma.nos.noaa.gov/about/coast/nsandt/musselwatch.html>
- NORMA Oficial Mexicana NOM-129-SSA1-1995, Bienes y servicios. Productos de la pesca: secos-salados, ahumados, moluscos cefalópodos y gasterópodos frescos-refrigerados y congelados. Disposiciones y especificaciones sanitarias, 1995.
- O'Connor T., Ehler C., 1991. Results from NOAA National Status and Trends Program on distributions and effects of chemical contamination in the coastal and estuarine United States. *Environmental Monitoring and Assessment* 17: 33-49.
- O'Connor T., 1998. Mussel Watch results from 1986 to 1996. *Marine pollution bulletin* 37 (1-2): 14 – 19.
- O'Connor T., Lauenstein G., 2006. Trends in chemical concentrations in mussels and oysters collected along the US coast: Update to 2003. *Marine Environmental Research* 62: 261 – 285.
- Ochsenkühn-Petropulu M., Varsamis J., Parissakis G., 1997. Speciation of arsenobetaine in marine organisms using a selective leaching/digestion procedure and hydride generation atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 337: 323 – 327.
- Ongley L., Sherman L., Armienta A., Concilio A., Ferguson-Salinas C., 2007. Arsenic in the soils of Zimapán, Mexico. *Environmental Pollution* 145: 793 – 799.
- Orescanin V., Lovrencic I., Mikelic L., Barisic D., Matasin Z., Lulic S., Pezelj D., 2006. Biomonitoring of heavy metals and arsenic on the east coast of the Middle Adriatic Sea using *Mytilus galloprovincialis*. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 245: 495 – 500.

- Özden Ö., Erkan N., Deval M., 2009. Trace mineral profiles of the bivalve species *Chamelea gallina* and *Donax trunculus*. *Food Chemistry* 113: 222 – 226.
- Páez-Osuna F., Bójorquez-Leyva H., Ruelas-Inzunza J., 1999. Regional Variations of Heavy Metal concentrations in tissues of barnacles from the subtropical Pacific Coast of Mexico. *Environment International* 25 (5): 647 – 654.
- Páez-Osuna, F., Ruíz-Fernández, A. C., Botello, A. V., Ponce-Vélez, G., Osuna-López, J. I., Frías-ESpericueta, M. G., López-López, G., Zazueta-Padilla, H. M. 2002. Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCBs, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific Coast of Mexico: an overview. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 1303-1308.
- Páez-Osuna F., Gracia A., Flores-Verdugo F., Lyle-Fritch L.P., Alonso-Rodríguez R., Roque A., Ruiz-Fernández A.C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46: 806 – 815.
- Páez-Osuna, F., Ramírez-Reséndiz, G., Ruiz-Fernández, A.C., y Soto-Jiménez, M., 2007. La contaminación por Nitrógeno y Fosforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. México, 86 – 105 pp.
- Peshut P.J., Morrison R.J., Brooks B.A., 2007. Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa. *Chemosphere* 71: 484 – 492.
- Phillips D., 1995. The chemistries and environmental fates of trace metals and organochlorines in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 31 (4 – 12): 193 – 200.
- Phleger, F.B., 1969. Some general features of coastal lagoons. En: Ayala Castañares, A. y F.B. Phleger (Eds). *Lagunas costeras, Un Simposio. Memoria del Simposio Internacional de Lagunas Costeras UNAM-UNESCO, México, D.F. del 28 al 30 de noviembre de 1967.*
- Presley R., Taylor R., Boothe P., 1990. Trace Metals in Gulf of Mexico Oysters. *The Science of the Total Environment* 97/98: 551-553
- Puga S., Sosa M., De la Mora A., Pinedo C., Jiménez J., 2006. As and Zn concentrations in native vegetation near mine tailing. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 22 (2): 75 – 82.

- Rainbow P. 1995. Biomonitoring of Heavy metal Availability in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin* 31 (4 – 12): 183 – 192.
- Rainbow P., Phillips D., 1993. Cosmopolitan Biomonitoring of Trace Metals. *Marine Pollution Bulletin* 26 (11): 593 – 601.
- RETC (Registro de emisiones y transferencia de contaminantes), Secretaria de Medio Ambiente y Recursos naturales, 2010. Página revisada el 28 de agosto de 2010:
<http://app1.semarnat.gob.mx/retc/retc/consulta.php?enfe=25&anio=2007&ncas=7440-38-2&tipb=0>,
<http://app1.semarnat.gob.mx/retc/retc/consulta.php?enfe=25&anio=2006&ncas=7440-38-2&tipb=0>
- Rocha-Amador D., Navarro M., Carrizales L., Morales R., Calderón J., 2007. Decreased Intelligence in children and exposure to fluoride and arsenic in drinking water. *Cadernos de Saude Publica* 23 (4): 579 – 587.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna F., 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organism in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). *Environmental Pollution* 107: 437 – 444.
- Rutherford D., Bednar A., Garbarino J., Needham K., Staver K., Wershaw L., 2003. Environmental Fate of Roxarsone in Poultry litter. Part II. Mobility of arsenic in soils amended with poultry litter. *Environmental Science and Technology* 37 (8): 1515 – 1520.
- Semadi F., Valles V., Barrios J., 2008. Toxicity of arsenic in the ground water of Comarca-Lagunera (Mexico). *European Journal of Scientific Research* 20 (4): 871 – 881.
- Sharma, V., Sohn M., 2009. Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environmental International* 35: 743 – 759.
- Shumilin E., Páez-Osuna F., Green-Ruiz C., Sapozhnikov D., Rodríguez-Meza D., Gódinez-Orta L., 2001. Arsenic, antimony, Selenium and other trace Elements in Sediments of the La Paz Lagoon, Peninsula de Baja California, México. *Marine Pollution Bulletin* 42 (3): 174 – 178.

- Šlejkovec Z., Van Eltren J., Byrne A., 1999. Determination of arsenic compounds in reference materials by HPLC-(UV)-HG-AFS. *Talanta* 49: 619 – 627.
- Soto-Jiménez M.F., Amezcua F., González-Ledesma R., 2010. Non essential metals in striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the southwest Gulf of California: concentration and assessment of human health risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 58 (3): 810 – 818.
- Suhendrayatna, Ohki A., Nakajima T., Maeda S., 2001. Metabolism and organ distribution of arsenic in the freshwater fish *Tilapia mossambica*. *Applied Organometallic Chemistry* 15: 566 – 571.
- Tamayo, J. L., 1970. *Geografía Moderna de México*. México, 390 pp.
- Vallete-Silver N., Riedel G., Crecelius E., Windom H., Smith R., Dolvin S., 1999. Elevated arsenic concentrations in bivalves from the southeast coasts of the USA. *Marine Environmental Research* 48: 311 – 333.
- Wade, T.L., R Garcia-Romero, J.M. Brooks, 1988. Tributyltin Contamination of Bivalves from U.S. Coastal Estuaries. *Environmental Science and Technology* 22: 1488-1493.
- Walne P.R., Mann R., 1975. Growth and biochemical composition in *Ostrea edulis* and *Crassostrea gigas*. *Proceeding of the 9th European Marine Biology Symposium*; 587 – 607.
- World Health Organization, 1981. *Environmental Health Criteria 18: Arsenic*. Página revisada el 12 de noviembre de 2009 en: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc018.htm>
- World Health Organization, 2001. *Environmental Health Criteria 224: Arsenic and arsenic Compounds*. Página revisada el 12 de noviembre de 2009 en: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>
- Yao L., Li G., Dang Z., He Z, Zhou C., Yand B., 2009. Arsenic speciation in turnip as affected by application of chicken manure bearin roxarsone and its metabolites. *Plant Soil* 316: 117 – 124.
- Yu M., 2005. *Environmental toxicology, Biological and health effects of Pollutants*, second edition. CRC Press. Estados Unidos; 214

Zhou Q., Zhang J., Fu J., Shi J., Jiang G., 2008. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606: 135 – 150.