



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
(QUÍMICA ACUÁTICA)

“DISTRIBUCIÓN DE MERCURIO EN TEJIDOS DE PECES DEMERSALES DE
SISTEMAS DE MANGLAR DEL SUR DE SINALOA”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ANA IMELDA MARTÍNEZ SALCIDO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS:

Dr. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

COMITÉ TUTOR:

Dra. SILVIA ELENA CASTILLO BLUM

FACULTAD DE QUÍMICA

Dr. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN

Dr. CARLOS RENÉ GREEN RUIZ

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN

Dr. MARTÍN GABRIEL FRÍAS ESPERICUETA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, D.F. SEPTIEMBRE 2013.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Este trabajo se realizó en el laboratorio de Metales Pesados del Instituto Tecnológico de Mazatlán bajo la dirección del Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, con el apoyo financiero parcial del Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) de la Secretaría de Educación Pública (SEP) a través de la Red Temática de Colaboración Académica “Contaminación Acuática: niveles y efectos”. También se proporcionó apoyo financiero a través del proyecto PAPIIT IN208911-3 “Importancia de los sistemas de manglar y costeros en el ciclo de la vida de peces: transferencia y rutas de energía, estructura de comunidades, distribución espacial y trama trófica, y bioacumulación de metales no esenciales” a cargo del Dr. Felipe Amezcua Martínez del Laboratorio de Ictiología y Pesquerías del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Mazatlán de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al personal que labora en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Mazatlán, por toda la ayuda que me brindaron durante mis estudios en esta Institución. Además del apoyo recibido a través del Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado (PAEP).

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y a la Dirección General de Posgrado, por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de maestría.

Al Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza por brindarme la oportunidad trabajar en el laboratorio a su cargo, por su apoyo académico, gracias por su confianza.

Al Dr. Felipe Amezcua Martínez por haberme permitido el uso de las instalaciones y equipo del Laboratorio de Ictiología y Pesquerías del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Mazatlán de la Universidad Nacional Autónoma de México, durante la identificación y disección de las muestras. Además de su asesoría en la parte del análisis estadístico.

A mis tutores Dr. Carlos René Green Ruiz, Dr. Felipe Amezcua Martínez, Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta y Dra. Silvia Castillo Blum.

A mis maestros de las diferentes asignaturas, por compartir sus enseñanzas y experiencias académicas.

A la C. Margarita Cordero por su amabilidad y ayuda en las tareas relacionadas con el posgrado.

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

Al Dr. Francisco Flores y Dr. Leonardo Moroyoqui por su apoyo con material bibliográfico relacionado con los manglares.

Gracias a las siguientes personas por su ayuda durante los muestreos. Al B.P. Francisco Vázquez Melchor, M. en C. Sergio Rendón, Ing. Pesq. Juan Pablo Meza, B.P. Nahyeali Gómez, M. en C. Jorge Payán, Diego, Paola y Juan.

A mis compañeros de laboratorio (IBQ. Denisse Tirado, M. en C. Pamela Spanopoulos, M. en C. Mauricio Ramos, IBQ. Karla Sánchez, IBQ. Carlos Patiño e IBQ. Julio Patrón).

A mis compañeros de maestría Denisse, Rosa Elena, Martha, Carolina, Miriam, Carolina, Gladys, Juan Francisco, Erick, Emmanuel, Juan Pablo, Eduardo, Ramón, Mario, gracias por compartir esta experiencia.

A mis amigos Elsa, Adriana, Gabriela, Luis Ángel y Juan, siempre conmigo.

Dedicatoria

Dedico este trabajo a mi familia

A mis padres Francisco Martínez Ramírez e Irma Yolanda Salcido López

A mi hermana Irma Yolanda y a mi sobrino Jesús Francisco

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
Índice de figuras	viii
Índice de tablas	x
Resumen	xii
Abstract	xiii
1. Introducción	1
2. Antecedentes.....	5
2.1 Estudios de mercurio en peces de diversos hábitats marinos a nivel mundial	7
2.2 Estudios de mercurio en peces marinos en México	8
3. Área de estudio.....	11
3.1 Estero de Urías	11
3.2 Sistema lagunar Huizache-Caimanero.....	13
3.3 Sistema lagunar Teacapán-Agua Brava	15
4. Justificación	18
5. Preguntas de investigación.....	19
6. Objetivos.....	20
6.1 Objetivo general	20
6.2 Objetivos particulares.....	20
7. Hipótesis	21
8. Metodología.....	22
8.1 Muestreo	22
8.2 Identificación de los organismos y obtención de talla y peso	24
8.3 Liofilización y digestión de las muestras.	24
8.4 Análisis de mercurio	25

8.5 Procesamiento de datos	25
9. Resultados y discusión	28
9.1 Distribución de Hg en la ictiofauna demersal del Estero de Urías.....	30
Zona marina contigua	30
Zona lagunar.....	32
Comparación entre las zonas marina contigua y lagunar del Estero de Urías	36
9.2 Distribución de Hg en la ictiofauna demersal del sistema lagunar Huizache-Caimanero	38
Zona Lagunar	38
9.3 Distribución de mercurio en la ictiofauna demersal del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava	45
Zona marina contigua	45
Zona lagunar.....	48
Comparación entre las zonas marina contigua y lagunar de Teacapán-Agua Brava	54
9.4 Comparación de los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales del Estero de Urías, el sistema lagunar Huizache-Caimanero y el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.	58
9.5 Comparación de los niveles de mercurio en la porción comestible de peces demersales del sur de Sinaloa con la normatividad vigente	64
10. Conclusiones	67
11. Recomendaciones.....	69
12. Referencias bibliográficas.....	70
Anexos	a
Anexo I. Listado de los valores de niveles tróficos en peces demersales.....	a
Anexo II. Correlaciones (r-Pearson) de las concentraciones de Hg en peces	

demersales de los sistemas de manglar del sur de Sinaloa..... b

Índice de figuras

	Pág.
Figura 1. Área de estudio, Estero de Urías (a), sistema lagunar Huizache-Caimanero (b) y sistema lagunar Teacapán-Agua Brava (c).....	11
Figura 2. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua al Estero de Urías.....	31
Figura 3. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Estero de Urías.....	34
Figura 4. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal de la zona lagunar del Estero de Urías. a) Para el tejido muscular y hepático en la totalidad de las especies de la zona lagunar; b) para tejido muscular de la familia Mugilidae y c) para el tejido hepático de la familia Mugilidae.....	35
Figura 5. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en la ictiofauna demersal del Estero de Urías. En tejido muscular y tejido hepático.....	36
Figura 6. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal de la zona lagunar del Huizache-Caimanero. a) Para el tejido muscular y hepático en la totalidad de las especies; b) para tejido muscular y c) para el tejido hepático en dos temporadas.....	41
Figura 7. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Huizache-Caimanero.....	43
Figura 8. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en la temporada de lluvias.....	46
Figura 9. Concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejido muscular y hepático de tres familias de peces recolectados en la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.....	47

Figura 10. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar de Teacapán-Agua Brava.	52
Figura 11. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal de la zona lagunar de Teacapán-Agua Brava recolectadas en temporadas de lluvias y secas. a) Para el tejido muscular, b) para el tejido hepático en la totalidad de las especies y c) para tejido muscular en <i>S. seemani</i> en dos temporadas.....	53
Figura 12. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava..	55
Figura 1. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de Familias en común del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.....	56
Figura 14. Conglomerado de los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.	58
Figura 15. Ordenamiento nMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) para los niveles de mercurio en tejidos selectos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.....	59
Figura 16. Concentraciones medias de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso húmedo) encontradas en la porción comestible de peces demersales de sistemas de manglar del Sur de Sinaloa.	66

Índice de tablas

	Pág.
Tabla 1. Productividad primaria acuática en varios ecosistemas costeros del Pacífico Mexicano.	17
Tabla 2. Fechas de recolección de organismos para este estudio.	23
Tabla 3. Concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en el material de referencia utilizado.	25
Tabla 4. Relación de especies de peces recolectadas en el sur del estado de Sinaloa.	28
Tabla 5. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua al Estero de Urías.	30
Tabla 6. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Estero de Urías.	33
Tabla 7. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Huizache-Caimanero.	38
Tabla 8. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava recolectadas en la época de lluvias.	45
Tabla 9. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar Teacapán-Agua Brava.	48
Tabla 10. Prueba de ANOSIM para los diferentes factores de los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.	60
Tabla 11. Especies que contribuyeron con la abundancia promedio a la diferenciación de las zonas lagunar y marina contigua en los niveles de mercurio de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.	62

Tabla 12. Comparación de los niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso húmedo) en la porción comestible de peces demersales del sur de Sinaloa con la normatividad aplicable.

..... 65

Resumen

En el presente trabajo se determinaron las concentraciones de Hg en el músculo e hígado de 16 especies de peces demersales de tres lagunas costeras con presencia de bosques de manglar del sur de Sinaloa con la finalidad de comparar los niveles de Hg en peces recolectados en la zona lagunar (con presencia de manglar) y la zona marina adyacente a dichas lagunas costeras (Estero de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava). Las concentraciones medias de Hg para la totalidad de los peces de los sistemas de manglar del sur de Sinaloa fueron de 0.561 y 1.089 ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado, respectivamente. Los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales en Estero de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava no presentaron diferencias significativas entre sí; sin embargo, se encontró una diferenciación significativa entre las zonas de recolección (marina contigua > lagunar) en los sitios de estudio. El factor temporal (lluvias, secas) no fue determinante en el comportamiento de las concentraciones de Hg en los peces analizados, no obstante en la mayoría de los organismos recolectados en la temporada de lluvias se presentaron mayores niveles de Hg que los de secas. Las concentraciones de Hg en la porción comestible de la mayoría de los peces demersales recolectados de los sistemas de manglar del sur de Sinaloa no sobrepasaron los límites máximos permisibles de la normatividad Mexicana. Algunos de los individuos de *Cynoscion reticulatus* (Estero de Urías) superaron el límite de la normatividad Mexicana y varios de los especímenes de *Stellifer fürthii* (Estero de Urías), *Nematistius pectoralis* (Teacapán-Agua Brava) y *Sciades seemani* (Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua Brava) sobrepasaron el límite de la normatividad internacional.

Abstract

In this study, mercury concentrations were determined in muscle and liver of sixteen demersal fishes species from three coastal lagoons with mangrove forests of southern Sinaloa. The purpose of this study was to compare mercury levels between fishes collected in the lagoon zone (with mangrove forest) and the adjacent marine zone of each lagoon (Estero de Urías, Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua Brava). Average mercury concentrations for the whole study were 0.561 and 1.089 ($\mu\text{g/g}$, dry weight) in muscle and liver, respectively. The mercury levels in fish from Estero de Urías, Huizache-Caimanero and Teacapán-Agua Brava were not significantly different; however, Hg levels in fish from the adjacent marine zone were significantly higher than in specimens from the lagoon zone in the study sites. The seasonal factor (rainy and dry seasons) did not determine the behavior of the mercury concentrations in examined fishes, though most of the samples collected in the rainy season had higher mercury levels than fish collected during the dry season. Mercury concentrations in the edible tissue for most of demersal fishes in the mangrove systems of the southern Sinaloa were below the Mexican maximum allowable limit. Few individuals of *Cynoscion reticulatus* (Estero de Urías) were above the Mexican legal limit and some specimens of *Stellifer fürthii* (Estero de Urías), *Nematistius pectoralis* (Teacapán-Agua Brava) and *Sciades seemani* (Huizache-Caimanero and Teacapán-Agua Brava) exceeded the international regulatory limit.

1. Introducción

El equilibrio dinámico de la distribución de los metales en los ciclos biogeoquímicos se ha modificado en tiempos recientes. Es importante recordar que todos los elementos potencialmente tóxicos o de preocupación para el ser humano se encuentran presentes en pequeñas cantidades en el ambiente de manera natural (a excepción de los lugares con actividades volcánicas, ventilas hidrotermales, etc.); sin embargo, las actividades antropogénicas contribuyen en gran medida a su movilización (Furness y Rainbow, 1990; Thornton, 1993).

Todos los metales pesados considerados como biológicamente esenciales o no, tienen un riesgo potencial de toxicidad en los organismos; la toxicidad depende del metal que se trate, la especie, las características fisicoquímicas del medio en el cual se encuentre y su concentración. Los elementos que han sido considerados como esenciales para los organismos son el cobalto, cobre, cromo, estaño, hierro, manganeso, molibdeno y zinc; algunos pueden ser tóxicos cuando se presentan en exceso. Por el contrario otros elementos (metales pesados) como el cadmio, mercurio y plomo, son metales no esenciales, pues no es conocida una propiedad potencialmente benéfica en cualquier nivel de exposición (Furness y Rainbow, 1990; Luoma y Rainbow, 2008).

El mercurio es un metal líquido a temperatura ambiente; como mercurio elemental Hg^0 , puede encontrarse como gas, con una pequeña tendencia de disolución en el agua y volatilización en la atmósfera. En cuanto a la distribución en la atmósfera, la mayor parte del mercurio se encuentra como Hg^0 , éste presenta un cambio en su estado de oxidación a +II (Hg^{+2}). Por lo tanto, una vía directa del retorno del mercurio a la superficie de la tierra es la precipitación del Hg^{+2} y Hg^0 . Por otra parte, la adsorción por los aerosoles en lugares donde estos son abundantes, promueve la deposición de este elemento (Morel *et al.*, 1998). El mercurio es bien conocido por ser un contaminante altamente nocivo para el medio ambiente. Es acumulado por muchos organismos, transferido y magnificado a través de la

cadena trófica y eventualmente encontrado en especies económicamente importantes para el consumo humano. Se ha mostrado una tendencia definida en la acumulación del mercurio, su concentración se incrementa con respecto a la edad y talla en especies grandes y longevas de organismos acuáticos como los peces pelágicos (Furness y Rainbow, 1990). Así, los estudios alrededor de este elemento son una herramienta común de algunos programas de monitoreo de contaminación en ambientes marinos (Coelho *et al.*, 2008).

La principal fuente natural de Hg es el vulcanismo, además del desgaste del suelo y la desgasificación del Hg en aguas superficiales. En la atmósfera, el tiempo de residencia del mercurio es suficiente (un año o menos) para permitir su distribución e incorporación a las cadenas tróficas. En referencia al origen antropogénico del mercurio, éste se ocasiona por los vertidos atmosféricos industriales o por la combustión de combustibles fósiles, carbón, además del manejo de residuos industriales y domésticos, que se vierten en el sistema de alcantarillado (Morel *et al.*, 1998; Doadrio, 2004).

La biotransformación del mercurio generada en los ecosistemas acuáticos es un paso en la entrada a las cadenas trófica en la forma orgánica, una de las más tóxicas. La metilación de un metal es el resultado de procesos fotosintéticos o por la ayuda de microorganismos tales como bacterias sulfurosas; por este medio, la presencia de ácidos húmicos o acetatos es de gran ayuda. Recientemente se ha obtenido evidencia que soporta el rol de las bacterias reductoras de sulfatos en la metilación del mercurio (Doadrio, 2004).

Debido a la diferencia entre la bioacumulación de mercurio elemental (Hg^0), en estado de oxidación más dos (Hg^{+2}) y el metilmercurio (CH_3Hg^+ ; MeHg), la entrada del mercurio a la cadena trófica, es un paso clave en su metilación y bioacumulación (Doadrio, 2004). La alta concentración del mercurio en los peces se debe a la alta especificidad de las paredes del intestino hacia la absorción del MeHg, en contraste con la baja tasa de ingesta del mercurio inorgánico (Hg^{+2}). Los niveles de mercurio en peces marinos tienen una variación marcada en cuanto a la

especie, tasa de metabolismo, la edad, el peso, nivel trófico y la localización geográfica. La acumulación del mercurio en peces mayor a 0.5 µg/g (peso húmedo) muestran una indicación de contaminación antropogénica. Esta concentración traducida a una acumulación, es parte del proceso dinámico del esfuerzo de los organismos por mantener el equilibrio entre la ingesta y la eliminación. La bioacumulación ocurre cuando la tasas de ingesta exceden la tasa de eliminación, esto depende de varios parámetros físicos, químicos y biológicos que varían en cada ecosistema acuático (U.S. N.R.C.P.M., 1978). El mercurio, se absorbe por tres vías, la gastrointestinal, la respiratoria y la dérmica; la entrada por medio de las branquias a la cadena trófica es más significativa, que la cantidad tomada del ambiente de manera directa en la piel. Así las especies inorgánicas de mercurio deben ser fácilmente eliminadas, ya que en el plasma se une a la cisteína, formando un complejo plasmático, que se elimina por riñón, en forma de acetyl cisteinato soluble. En el hígado y riñón el mercurio se une a las metalotioneínas de almacenaje; en el cerebro y gónadas las especies mercuriales orgánicas producen efectos muy tóxicos (U.S.N.R.C.P.M., 1978; Morel *et al.*, 1998; Doadrio, 2004).

La tendencia de la acumulación de mercurio en los tejidos como el hígado y el riñón es de menos de 1 µg/g de peso húmedo (hígado > riñón > músculo) en los peces pelágicos (Furness y Rainbow, 1990). El mercurio en tejidos se encuentra predominantemente en la forma orgánica (> 80% del mercurio total); este porcentaje puede ir a la baja en tejido como el hígado y el riñón. Esta relación entre el mercurio orgánico e inorgánico en los tejidos de peces es valorado en la investigación de la biotransformación de este elemento; que se piensa dará lugar a su presencia en depredadores superiores (Furness y Rainbow, 1990).

Los sistemas de manglar son humedales intermareales, los cuales prestan servicios ecológicos como la prevención de la erosión de la línea de costa, la protección de flujos, hábitats de protección y crianza para diversas especies de organismos, etc. Las adaptaciones a las altas temperaturas, la variación de la salinidad, el alto contenido de materia orgánica y ácidos húmicos, se hacen

presentes debido a la influencia del ciclo de mareas e inundaciones; las propiedades físicas y químicas de los sistemas de manglar los hacen poseer una asombrosa capacidad de acumular materiales de descarga en los ambientes marinos cercanos a la costa. Dentro de estos materiales se incluyen los metales pesados. Algunos de los factores que afectan la distribución de éstos son la cantidad de materia orgánica presente y la presencia de partículas finas; las continuas variaciones en el potencial redox y el pH pueden alterar las concentraciones de metales pesados disueltos y a su vez incrementar su disponibilidad para los organismos marinos (Harbison, 1986; Lacerda *et al.*, 2001; Lewis *et al.*, 2011).

De un modo u otro, los sistemas de manglar juegan un papel importante en el ciclo biogeoquímico del mercurio. Se ha reconocido a los humedales como sumideros de mercurio total y a la vez productores de metilmercurio. Este proceso de metilación está estrechamente relacionado con la actividad biológica de las bacterias sulfato-reductoras; a través de los procesos de difusión y remoción de los sedimentos, una fracción de metilmercurio es transferida a la columna de agua (Lacerda *et al.*, 2001; Chatterjee *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2011).

En el presente estudio se tiene como objetivo efectuar una comparación de los niveles de mercurio total en diferentes tejidos de peces demersales recolectados en tres lagunas costeras del sur de Sinaloa. La intención es hacer una comparación de las concentraciones de Hg en los organismos recolectados dentro de la zona lagunar (con presencia de manglar) con las de los individuos de la zona marina contigua de dichos ecosistemas costeros.

2. Antecedentes

El mayor avance en el conocimiento de la concentración y distribución de los metales traza en los mares y océanos ocurrió a mediados de los años 70's. Este proceso se reflejó en su mayoría en la mejora de la metodología en el manejo y análisis de las muestras (Furness y Rainbow, 1990).

En un estudio realizado en el Océano Pacífico norte (Hawai) por Choy *et al.* (2009), se concluyó que hubo un aumento en la concentraciones de mercurio en peces depredadores con la edad y el tamaño, así como a la profundidad en la que fueron capturados (zona de pastoreo). Los resultados indican que los niveles de mercurio total de peces depredadores pelágicos y sus presas aumentan con la profundidad y se asocian a las concentraciones de mercurio orgánico disuelto en el agua de mar. De acuerdo con el estudio del contenido estomacal, los resultados mostraron un alto contenido de mercurio en presas que se encuentran en la dieta de depredadores cuya profundidad de forrajeo es mayor. Por lo tanto, las diferencias en los comportamientos de la alimentación, durante la vida del depredador pelágico es probable que sean directamente responsables de las cargas de mercurio totales en los organismos depredadores.

Eagles-Smith y Ackerman (2009) midieron Hg en el chupalodo grande *Gillichthys mirabilis* (presa) y en el pez espinoso *Gasterosteus aculeatus* (presa) recolectados en tres hábitats del estuario de la Bahía de San Francisco. Los muestreos se realizaron durante cuatro meses (marzo-junio) durante el periodo de anidación de golondrina de mar *Sterna forsteri* (depredador). Se observó un incremento en el contenido de Hg del mes de marzo a un máximo en el mes de mayo en un intervalo de 27-42% para chupalodos y de 18-79% para el pez espinoso. Un decremento en los niveles de Hg a partir del mes de mayo con un intervalo de 42-53% para el chupalodos y de 19-47% para el pez espinoso. El promedio de las concentraciones de Hg en base al cuerpo completo de los individuos fueron de 0.44 ± 0.01 $\mu\text{g/g}$ peso seco (*Gillichthys mirabilis*) y de 0.68 ± 0.03 $\mu\text{g/g}$ peso seco

(*Gasterosteus aculeatus*). El valor promedio más alto del contenido de Hg para ambas especies y en los tres hábitats se mostró en el mes de mayo y coincidió con el mes de empollamiento de los huevos del depredador.

Las propiedades conferidas a los ecosistemas de manglar ligados a tendencias de concentración y metilación del mercurio como objetivo de estudio han estado en constante difusión. Ding *et al.* (2011) presentaron concentraciones de mercurio total y metilmercurio en plantas de mangle $1.760 \pm 1.885 \mu\text{g/g}$ y $0.721 \times 10^{-3} \pm 0.470 \times 10^{-3} \mu\text{g/g}$ (peso seco) respectivamente, de las especies de *Rhizophora apiculata*, *Rhizophora stylosa*, *Kandelia candel*, *Aegiceras corniculatum* y *Avicennia marina*, en diferentes tejidos; además de concentraciones de mercurio total y metilmercurio en sedimentos $0.225 \pm 0.157 \mu\text{g/g}$ y $0.800 \times 10^{-3} \pm 0.600 \times 10^{-3} \mu\text{g/g}$ respectivamente, relacionando las concentraciones de mercurio en plantas y sedimento con el enriquecimiento de este metal en sistemas de manglar para el Golfo Norte en las costas de China.

Chatterjee *et al.* (2011) presentaron niveles de mercurio total y metilmercurio en núcleos de sedimentos (40 cm de longitud y 5 cm de diámetro) de sistemas de manglar de Surdanbar, India (en la cuenca del río Ganges). Las concentraciones de Hg variaron de 0.032 a 0.196 $\mu\text{g/g}$ para el caso del Hg total y de 0.04×10^{-3} a $0.13 \times 10^{-3} \mu\text{g/g}$ (peso seco) para el caso del metil mercurio. La presencia de metilmercurio se detectó exclusivamente en las capas superficiales (0-4 cm) para la mayor parte de los núcleos. Se observó poca contaminación aún cuando el establecimiento de industrias electrónicas en los tributarios de la cuenca va en aumento.

En una investigación realizada por Bisi *et al.* (2012) en la bahía de Guanabara (con alta presión antropogénica), la bahía de Sepetiba (con un grado intermedio de contaminación) y la bahía de Ilha Grande (el más preservado de los tres) en Río de Janeiro, Brasil, se concluyó que el factor de magnificación trófica (FMT) de Hg entre el delfín costero *Sotalia guianensis* y 34 especies (5 invertebrados y 29 peces con distintos hábitos alimenticios) presentó valores por encima de 1. Los

niveles más elevados de Hg total en músculo se encontraron en la bahía de Guanabara e Ilha Grande.

2.1 Estudios de mercurio en peces de diversos hábitats marinos a nivel mundial

Se han reportado concentraciones de mercurio total en especies pelágicas de importancia comercial en dos sitios de la costa Oeste del Océano Índico (Kojadinovic *et al.*, 2006). Los niveles de Hg en músculo más elevados correspondieron al pez espada *Xiphias gladius* con 3.97 ± 2.67 µg/g (peso seco). Comparadas con otras especies capturadas en el mismo sitio (Isla Reunión), las concentraciones de Hg fueron: atún aleta amarilla *Thunnus albacares* > barrilete *Katsuwonus pelamis* > dorado *Coryphaena hippurus* > peto *Acanthocybium solandri*. Para los organismos capturados en otro sitio (Norte de Mozambique) la secuencia de las concentraciones de Hg fueron: *Xiphias gladius* > *Coryphaena hippurus* > *Thunnus albacares*.

Las concentraciones de Hg encontradas en tejido muscular del pez dorado *Coryphaena hippurus* por Adams (2009) en costas de Florida y Golfo de México variaron de 0.012 a 0.055 µg/g (peso húmedo). En comparación con otras especies de depredadores pelágicos (teleósteos) como el atún aleta azul *Thunnus thynnus*, el marlín azul *Makaira nigricans* y el pez vela *Istiophorus platypterus* los valores fueron bajos.

Greenfield y Jahn (2010) analizaron a 13 especies de peces de forrajeo en su estudio en la bahía de San Francisco entre 2005 y 2007. La concentración promedio de Hg encontrada fue de 0.052 µg/g (peso húmedo) para la totalidad de los peces. Los niveles de Hg en los organismos provenientes de las marismas y humedales cercanos a la influencia de un río fueron más altos que los capturados en las zonas de altamar.

Las concentraciones de mercurio en la porción muscular comestible reportadas por Saei-Dehkordi *et al.* (2010) en 15 especies de peces teleósteos con diferentes habitats de alimentación (pelágico, bentopelágico y demersal) en las costas de Irán en el Golfo Pérsico mostraron una variación estacional (mayor concentraciones en invierno que en verano) debido a las considerables lluvias en invierno.

2.2 Estudios de mercurio en peces marinos en México

Aunque algunas especies de peces depredadores marinos son importantes en la dieta humana, los riesgos de su consumo en México son difíciles de evaluar debido a la escasa información relacionada con los niveles de Hg en la porción comestible y la tasa de consumo para cada especie.

Rodríguez-Preciado (2004) reportó las concentraciones de Hg en tejido muscular de *Mugil curema* en 2 esteros el Estero de Urías y el Estero de Teacapán, Sinaloa, México. Los valores encontrados para el Estero de Teacapán (0.57 µg/g; basta vegetación, impactado agua arriba) fueron mayores que los correspondientes al Estero de Urías (0.08 µg/g; actividades adyacentes: portuarias, acuícolas, planta termoeléctrica, etc.). Se presentaron variaciones estacionales en los niveles de Hg, tal vez debido a que durante las lluvias el arrastre de materiales (mercurio) por la corriente de los ríos hacia los esteros es mayor.

En el estudio de Guentzel *et al.* (2007), durante dos temporadas en la laguna de Alvarado, Veracruz (en costas del Golfo de México) en los años de 2003 y 2005, las concentraciones de Hg en la porción muscular de peces fluctuaron de 0.07 a 0.35 µg/g (peso húmedo) en el bagre marino *Bagre marina* 0.29 µg/g y de 0.3 a 0.35 µg/g en la mojarra *Eugerres plumeri*.

García-Hernández *et al.* (2007) generaron información acerca de los niveles de Hg en peces depredadores pelágicos (tiburones, rayas y peces) para las costas del

Golfo de California. Las concentraciones de Hg total en la porción comestible en 25 tiburones y 3 peces pelágicos fueron encontradas por encima del límite nacional (1 µg Hg/g).

Ruelas-Inzunza *et al.* (2008) mostraron los niveles de mercurio en la porción comestible de algunos peces de importancia comercial de las costas de Sinaloa, en donde realizó una comparación entre varias especies de peces con hábitos alimenticios distintos, y los niveles en carnívoros fueron ligeramente mayores en comparación con los no carnívoros. Las altas concentraciones de Hg (3.32 µg/g, peso seco) en la porción de tejido muscular en jurel toro (*Caranx caninus*) en Topolobampo, Sinaloa se encontraron cercanas al límite máximo permisible de la normatividad Mexicana.

Soto-Jiménez *et al.* (2009) encontraron niveles de mercurio (Hg) en tejido muscular en el pez vela *Istiophorus platypterus* con variaciones de 0.23 a 3.62 µg/g (peso húmedo) y de 0.81 a 3.12 µg/g para el marlín rayado *Tetrapturus audax* en costas de Mazatlán (al sureste del Golfo de California). Los cocientes de riesgo por el consumo de estas especies presentaron valores >1 (< 5 % de los casos).

Las concentraciones de mercurio en biota y sedimentos en el estuario Coatzacoalcos, en el Golfo de México fueron presentadas en el estudio de Ruelas-Inzunza *et al.* (2009). La secuencia de concentraciones de Hg en tejidos de 15 especies de peces analizados fue hígado>músculo>branquias.

En un estudio de monitoreo de contaminación por metales pesados de Ruelas-Inzunza *et al.* (2011a) en la zona con influencia minera de la Cuenca del río Baluarte en Sinaloa se analizaron seis especies de peces. Se reportaron concentraciones de Hg hasta de 0.56 (µg/g, peso seco) en tejido muscular en especímenes de *Guavina guavina* y *Mugil curema*.

Niveles de mercurio total y orgánico en la porción comestible de diversas especies de peces del Pacífico Mexicano presentados por Ruelas-Inzunza *et al.* (2011b) variaron de 0.20 a 0.67 (µg/g, peso húmedo) de Hg total y de 0.06 a 0.40 (µg/g,

peso húmedo) de Hg orgánico, además de calcular índices de riesgo asociados al mercurio orgánico por el consumo peces para la población Mexicana. El índice más alto se calculó para el roncador almejero *Haemulon sexfasciatum* (1.65) y el más bajo para el pargo rojo *Lutjanus colbrado* (0.25).

La transferencia trófica del Hg en la laguna costera del Estero de Urías (al sur del Golfo de California) se presentó en el trabajo de Jara-Marini *et al.* (2012). Se observó una secuencia de bioacumulación de Hg de acuerdo al incremento en cada sucesiva posición trófica de este ecosistema costero obtenidos durante dos temporadas (lluvias y secas) en diversas especies acorde a su grupo funcional: consumidores terciarios > consumidores secundarios > consumidores primarios > productores primarios; se concluyó que existe un factor de biomagnificación >1 en la cadena trófica estudiada.

3. Área de estudio

3.1 Estero de Urías

El Estero de Urías se localiza en el municipio de Mazatlán, Sinaloa, en la costa Norte del Pacífico Mexicano entre las coordenadas 23° 10' y 23° 13' latitud norte, y 106° 20 y 106° 26' longitud oeste (Figura 1).



Figura 2. Área de estudio, Estero de Urías (a), sistema lagunar Huizache-Caimanero (b) y sistema lagunar Teacapán-Agua Brava (c).

El Estero de Urías se considera una laguna costera de plataforma interna con barra con su eje de orientación paralela a la línea de la costa; la cual tiene comportamiento de un estuario negativo ya que la pérdida del agua por la evaporación excede a la entrada del agua dulce por precipitación y escurrimientos en épocas de lluvias (Lankford, 1977). Este cuerpo de agua se extiende en un área aproximada de 800 hectáreas (Contreras, 1985). Tanto la bahía de Mazatlán como el Estero de Urías están relacionados debido a su geomorfología e hidrodinámica además de estar interconectados por una boca propiciando el intercambio de material (Alonso-Rodríguez, 2004).

El clima del área es tropical y subtropical, con lluvia en verano y un rango de precipitación anual de 700-1300 mm y la temperatura promedio entre 14 y 22 °C. La zona es afectada por fenómenos meteorológicos como huracanes y tormentas tropicales en verano. La condición de humedad hace que la sensación térmica sea mayor a lo indicado por el termómetro (García, 1973; INEGI, 2009a).

El sistema recibe escurrimientos durante la época de lluvias por parte de arroyos como es el caso del arroyo de Los Jabalíes que vierte sus aguas en el estero del Infiernillo. La salinidad no presenta una gran diferencia entre la superficie y el fondo (Páez-Osuna *et al.*, 1990; Ruelas-Inzunza, 1998). La velocidad de mezclado es relativamente rápido debido al tamaño de la boca, la ausencia de un aporte significativo de agua dulce y a las velocidades de corrientes de marea. En la mayoría de las localidades del cuerpo lagunar se tiene en el fondo sedimentos predominantemente arenosos, en los puntos cercanos al contorno lagunar los limos alcanzan un predominio mayor (Osuna-López *et al.*, 1986).

Entre las especies que conforman la vegetación del Estero de Urías se encuentran: botoncillo (*Conocarpus erectus*), mangle negro (*Avicennia nítida*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle rojo (*Rhizophora mangle*) (Bojórquez, 2002). A pesar de las modificaciones del entorno, la presencia de estas especies de mangles brindan protección a diversas especies de organismos acuáticos (Villalba, 1989).

La población del municipio de Mazatlán es de 438 434 habitantes. El Estero de Urías recibe cerca de 1 500-2 000 L s⁻¹ (su capacidad es de 650 L s⁻¹) de agua cruda residual a través de la planta de tratamiento primario ubicada en la ciudad. De manera adicional recibe agua residual doméstica cruda en el Estero del Infiernillo (conectado al Estero de Urías), tales descargas son fuente de materia orgánica, detergentes, metales y otros compuestos. También se vierten efluentes de actividades acuícolas de dos granjas semi-intensivas de camarón y de actividades de industrias alimenticias (empacadoras de camarón, enlatadoras de productos marinos y embutidos, la harinera de pescado, el rastro municipal, etc.) que contribuyen con parte de dichas descargas. En el canal de navegación (astilleros, el canal de PEMEX) se dejan restos de material orgánico, hidrocarburos, sustancias plastificantes y metales pesados. Otros efluentes que se vierten en el cuerpo de agua provienen de la planta termoeléctrica de la ciudad, la cual contribuye con emisiones atmosféricas por la quemas de combustible (depositación de metales pesados como el Hg). Tales actividades han provocado constantes alteraciones en los márgenes a la laguna costera (Osuna-López *et al.*, 1997; INEGI, 2009a).

3.2 Sistema lagunar Huizache-Caimanero

El sistema lagunar Huizache-Caimanero se encuentra ubicado al sur del estado de Sinaloa, entre las coordenadas 22°50' y 23°05' latitud norte, y 105°55' y 106°15' longitud oeste (Figura 1) y pertenece al municipio de El Rosario. La clasificación de Lankford (1977) por su origen geológico, es del tipo III A. Es un cuerpo de agua somero, ubicado en las cuencas de los Ríos Presidio y Baluarte, con niveles de agua variable, que es influenciado por los cambios de la marea y por el aporte de agua dulce de ambos ríos (de la Lanza y García, 1991). El municipio de El Rosario, Sinaloa tiene una población de 49 380 habitantes. El clima del municipio es de tipo seco tropical, con temperatura media anual de 18-24°C, con un rango de precipitación 900-1 600 mm en los meses de julio, agosto y septiembre (INEGI, 2009b).

La laguna no tiene comunicación directa con el mar y ríos, pero se comunica con ambos a través de esteros angostos con amplias llanuras de inundación, y sinuosos: El Ostial, que comunica a la cuenca El Huizache con el Río Presidio y con el Golfo de California; y el estero Agua Dulce que une la cuenca El Caimanero con el Río Baluarte y el Golfo de California. La boca que comunica a la cuenca Huizache con el mar se denomina Boca de Barrón y la de Caimanero, Chametla. El sistema tiene un área superficial de aproximadamente 175 km² durante la temporada de lluvias, hasta 65 km² durante la época de secas. Tiene una profundidad media de 0.65 m (0.6 a 0.8 m en Huizache y hasta 1.5 m en el Caimanero). Los aspectos geológicos más sobresalientes de este sistema lagunar se deben en gran medida al cierre de sus comunicaciones con el medio marino. La predominancia de sedimentos arcillosos-limosos es un indicador de la antigüedad de las lagunas; la distribución del material sedimentario se debe a la acción del azolve por medio de las corrientes inducidas por el viento, cambios de temperaturas y la fluctuación del nivel de las aguas estacionales (de la Lanza y García, 1991).

El sistema lagunar Huizache-Caimanero es altamente productivo en organismos de importancia comercial de la región (camarones y peces); esta zona se caracteriza por la presencia de árboles de mangle en los canales (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia nitida*), así como diversas halófitas, ambos proveen de un ambiente óptimo de protección y condiciones de vivero para el crecimiento y refugio de muchos organismos, sin embargo ha habido una disminución de la producción desde los años 90's (de la Lanza y García, 1991).

Los recursos pesqueros de este cuerpo de agua son la principal fuente de proteína animal para la mayoría de los poblados aledaños. La fauna ictiológica del sistema lagunar Huizache-Caimanero está compuesta por 27 familias, 46 géneros y 60 especies (Amezcuca-Linares, 1977; Zetina-Rejón *et al.*, 2003).

El azolvamiento es una afectación característica (debido a la captación de

sedimentos por los ríos, fenómenos meteorológicos, la geomorfología, las obras de represamiento de los ríos Presidio y Baluarte, además de la tala de árboles en las zonas aledañas) por el cual se ha llegado a perder más del 85% de la superficie lagunar durante la época de estiaje. Las descargas de efluentes provenientes de la agricultura, acuicultura, así como aguas residuales municipales (tratadas y no tratadas) a las cuencas de los ríos que desembocan en el sistema lagunar (ligados al cambio de uso de suelo y a la posible introducción de compuestos plaguicidas), contribuyen al deterioro ambiental y por ende a los recursos pesqueros. Una de las actividades de mayor atención en las cercanías de la cuenca del río Baluarte, es la minería, la cual se remonta a la época colonial. En la actualidad la extracción de minerales en esta zona ha disminuido considerablemente, no obstante en el país dicha actividad sigue vigente (SGM, 2009; Zavala-Nevárez, 2009).

3.3 Sistema lagunar Teacapán-Agua Brava

El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se sitúa al sur de Sinaloa, en la planicie costera occidental de México, entre los 22° 04' y 22° 35' de latitud norte y los 105° 28' y 105° 36' de longitud oeste (Figura 1). Este ecosistema forma parte de las llamadas marismas nacionales con una extensión superficial de 40, 000 hectáreas y un perímetro de 82, 900 m. Ésta es una de las áreas más extensas de manglar en las costas del Pacífico de Norte América, cuenta con aproximadamente 1, 500 km² de canales de inundación, manglar y planicies de inundación temporales, con dominancia de sedimentos limo-arcillosos y fango (Contreras, 1985; Flores-Verdugo *et al.*, 1990).

El sistema lagunar se comunica con el mar por medio de la Boca de Teacapán de manera natural y por la Boca Cuautla; los ríos que desembocan en el sistema lagunar son Las Cañas, Acaponeta, Grande de Santiago, San Pedro, Rosamorada y del Bejuco. El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (desde mayo hasta noviembre) y temperaturas de 12° a 28°C, con un rango de precipitación de 900- 1300 mm (INEGI, 2009c).

La actividad pesquera en la región es de gran importancia, además de su interés como ecosistema (Álvarez-Rubio *et al.*, 1986). Algunas de las especies de peces comúnmente encontradas son: *Arius liropus*, *Centropomus robalito*, *Galeichthys caerulescens*, *Nematistius pectoralis*, *Diapterus peruvianus*, *Eucinostomus sp.*, *Elops affinis*, *Mugil curema*, *Oligoplites mundus*, *Eugerres axillaris* y *Gerres cinereus*. El bosque de manglar está dominado por tres especies: el mangle rojo (*Rhizophora mangle*), el mangle negro (*Avicennia germinans*) y el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). La productividad primaria y las comunidades de peces están controladas por las características del hábitat, la descarga de los ríos y el clima (Tabla 1); la presencia de peces juveniles y adultos sugieren el importante papel de los mangles para las pesquerías en la zona marina adyacente al continente (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Kovacs *et al.*, 2009).

Las principales actividades económicas relacionadas a las cuenca de los ríos y tributarios del sistema lagunar son la agricultura, ganadería y la minería. A la ganadería y la agricultura se les ha relacionado con la incidencia de residuos de plaguicidas (Ortiz-Carrillo *et al.*, 1991; Galindo-Reyes, 2000); en el caso de la minería, el servicio geológico mexicano informa de dos plantas inactivas que en el pasado operaron con el proceso de amalgamación para la obtención de oro, las cuales se encuentran ubicadas en la cuenca de Teacapán-Agua Brava (SGM, 2009). Vinculada a esta particularidad se detectaron elevadas concentraciones de mercurio en tiburones (depredadores tope) para la zona marina contigua a Teacapán-Agua Brava en trabajos de García-Hernández *et al.* (2007) y en la porción comestible de lisa blanca *Mugil curema* (Rodríguez-Preciado, 2004).

Tabla 1. Productividad primaria acuática en varios ecosistemas costeros del Pacífico Mexicano.

Área	Estado	Productividad neta		Aporte de materia orgánica (hojarasca)	Precipitación ^c	Referencia
		gC/(m ³ *h)	gC/(m ³ *día)	g*m ² /año	mm	
Teacapán-Agua Brava ^a	Sinaloa	0.043	0.41	1,015	853.5	Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1990)
Estero de Urías ^a	Sinaloa	0.195	-	1,010	846	Flores -Verdugo <i>et al.</i> (1990)
Estero El verde ^a	Sinaloa	0.15	1.29	1,100	541.1	Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1990)
Estero Lobos ^a	Sonora	0.106	-	-	-	Contreras (1985)
			-	467	297.7	López y Ezcurra (2012)
Huizache-Caimanero ^a	Sinaloa	0.4	1.91	-	900-1 600	Contreras (1985)
Chautengo ^a	Guerrero	0.33	-	-	1 100 – 1 300	Contreras (1985)
			0.3-1.4	-	-	Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1990)
La Cruz ^b	Sonora	0.162	-	-	-	Flores-Verdugo <i>et al.</i> (1990)
		-	-	206	139.6	López y Ezcurra (2012)

a: promedio anual; b: promedio en una temporada; c: promedio anual o intervalo según el caso.

4. Justificación

En diversos estudios se han documentado la presencia de mercurio en organismos acuáticos. Este elemento se presenta de manera natural en los ecosistemas acuáticos, pero las actividades antropogénicas generalmente incrementan sus niveles provocando problemas medio ambientales en zonas costeras. Generalmente, los metales llegan a este tipo de sistemas a través de aguas negras no tratadas, efluentes industriales, desechos de la agricultura o la ganadería, y la combustión de combustibles fósiles, entre otras causas. A los ecosistemas de manglar se les ha señalado como biofiltros capaces de remover contaminantes del agua. Dado que hay muchas actividades humanas que suministran mercurio a las zonas costeras donde se ubican los manglares, es necesario generar información base. El conocimiento generado tiene utilidad para conocer más acerca de la dinámica del mercurio en este tipo de ecosistemas, especialmente en los peces.

5. Preguntas de investigación

¿Existen diferencias en la concentración de mercurio total en peces del Estero de Urías, el sistema lagunar Huizache-Caimanero y el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en las distintas temporadas de muestreo?

¿Existen diferencias en las concentraciones de mercurio entre el tejido muscular e hígado de peces demersales en la zona de manglar y zona marina contigua del Estero de Urías?

¿Existen diferencias en las concentraciones de mercurio entre el tejido muscular e hígado de peces demersales en la zona de manglar y zona marina contigua del sistema lagunar Huizache-Caimanero?

¿Existen diferencias en las concentraciones de mercurio entre el tejido muscular e hígado de peces demersales en la zona de manglar y zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava?

¿La porción comestible de los peces demersales analizados se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad vigente?

6. Objetivos

6.1 Objetivo general

- Determinar la concentración de mercurio total en tejidos selectos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

6.2 Objetivos particulares

- Comparar los niveles de mercurio entre organismos de la zona de manglar y zona marina contigua del Estero de Urías, así como del sistema lagunar Huizache- Caimanero y del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.
- Comparar los niveles de mercurio de los organismos del Estero de Urías, del sistema lagunar Huizache-Caimanero y del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en las distintas temporadas de recolección.
- Comparar los niveles de mercurio en la porción comestible de peces demersales con los límites máximos permisibles de la normatividad vigente.

7. Hipótesis

Al actuar los manglares como biofiltros, la concentración y bioacumulación de mercurio en tejido muscular e hígado de peces demersales, será menor en los sitios con presencia de manglar. Las especies de peces con una posición trófica elevada presentaran mayor concentración que los peces de menor nivel trófico.

La concentración de mercurio en peces demersales que estén asociados a zonas de manglar fuertemente afectado por actividades antropogénicas, será mayor que en sitios con menor grado de impacto.

La concentración de mercurio en el hígado será mayor que la encontrada en el tejido muscular, debido a las funciones metabólicas que cumple el hígado.

La concentración de mercurio en peces demersales en los sitios de estudio serán más baja que la establecida en los límites máximos permisibles de la normatividad vigente.

8. Metodología

8.1 Muestreo

Los peces se recolectaron de los tres sitios del sur del estado de Sinaloa (Estero de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava), con la ayuda de pescadores locales. El arte de pesca utilizado fue chinchorro con una luz de malla de 2 ½ y 3 ½ pulgadas (obtención de tallas homogéneas para las diferentes especies). Los muestreos se realizaron entre agosto de 2011 y agosto de 2012. Las capturas correspondientes a los meses de agosto y octubre del 2011, así como junio y agosto de 2012 se incluyeron en la época de lluvias. Los muestreos efectuados en los meses de noviembre y diciembre de 2011, febrero, marzo, abril y mayo de 2012 fueron incluidos en la época de secas.

En el Estero de Urías, los peces se recolectaron en los meses de octubre y noviembre de 2011 y en marzo, mayo, junio y agosto del 2012. Para el Huizache-Caimanero, los especímenes se capturaron en los meses de agosto, noviembre y diciembre de 2011, en febrero, marzo, abril y junio de 2012. En Teacapán-Agua Brava, los peces se recolectaron en noviembre y diciembre de 2011, en febrero, marzo y junio de 2012 (Tabla 2).

Tabla 2. Fechas de recolección de organismos para este estudio.

Zona	Época	Fecha	N
Estero de Urías	Lluvias	17/10/2011	3
		19/06/2012	8
		01/08/2012	3
	Secas	17/11/2011	2
		30/11/2011	5
		22/03/2012	6
		09/05/2012	2
Total Urías			29
Huizache-Caimanero	Lluvias	05/08/2011	6
		12/06/2012	26
	Secas	04/11/2011	5
		15/12/2011	29
		16/02/2012	5
		03/03/2012	1
		30/04/2012	21
Total Huizache-Caimanero			93
Teacapán-Agua Brava	Lluvias	04/10/2011	19
		05/10/2011	16
		23/06/2012	30
	Secas	11/11/2011	63
		04/02/2012	11
		03/03/2012	10
Total Teacapán-Agua Brava			149
Total general			271

N=Número de organismos

8.2 Identificación de los organismos y obtención de talla y peso

La identificación taxonómica de los organismos se efectuó en el laboratorio de ictiología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Mazatlán, en base a las claves de identificación proporcionadas por FAO para fines de pesca (Fischer *et al.*, 1995a, b).

Después de la identificación los organismos fueron pesados (Peso total: sin eviscerar) y medidos (Talla: longitud total), con balanza digital y un ictiómetro. Posterior a la medición se efectuó la disección, para obtener el hígado y tomar músculo de la parte dorsal media de los organismos. La porción del músculo y el hígado fueron almacenados en congelación en recipientes previamente etiquetados.

Para el almacenamiento de los tejidos, los recipientes de plástico utilizados se limpiaron previamente de acuerdo a Moody y Lindstrom (1977). De acuerdo a dicho procedimiento los materiales fueron lavados con jabon y agua destilada y posteriormente sumergidos en un baño de ácido clorhídrico (HCl 2 M) durante tres días y se lavan con agua milliQ. Posteriormente, el material fue sumergido en ácido nítrico (HNO₃ 2 M) durante tres días; se retiraron del baño y se enjuagaron con agua milliQ, se dejaron secar a temperatura ambiente y se guardaron en un lugar libre de polvo y humedad para su uso posterior.

8.3 Liofilización y digestión de las muestras.

Para retirar la humedad, las muestras congeladas fueron liofilizadas durante 48 a 72 horas en las condiciones aproximadas de -49°C de temperatura y 133×10^{-3} mBar de presión en una liofilizadora marca Labconco. Las muestras secas fueron molidas en un mortero de ágata, del producto molido se tomaron aproximadamente 0.25 gramos añadiendo 5 mL de ácido nítrico (HNO₃) concentrado para la pre-digestión en recipientes de teflón durante una noche. Posteriormente se realizó la digestión con los recipientes cerrados

herméticamente en una plancha de calentamiento (marca Barnstead thermolyne) durante 3 horas a una temperatura de 120°C. La muestra digerida se aforó a 25 mL y se almacenó en frasco de polietileno, para su análisis (por duplicado).

8.4 Análisis de mercurio

El análisis de mercurio se realizó en un analizador de mercurio marca Buck Scientific, mediante espectrofotometría de absorción atómica con generación de vapor frío. La muestra digerida se colocó en un matraz de boca ancha de 300 mL, se aforó a 100 mL con agua milliQ y se homogenizó. Las diversas especies químicas del Hg en solución ácida se redujeron a Hg⁰ (gas) al añadir cloruro estano. La detección del vapor de Hg se realizó a una longitud de onda de 253.7 nm.

Para evaluar la precisión y exactitud del método analítico se corrieron muestras con material de referencia (DORM-3 proteína de pescado y DOLT-4 hígado de tiburón) (Tabla 3). Las muestras se analizaron por duplicado y se añadieron blancos con cada lote de 20 muestras.

Tabla 3. Concentraciones de Hg (µg/g, peso seco) en el material de referencia utilizado.

Clave	Matriz	Valor certificado ¹	Valor obtenido ¹	Porcentaje de recuperación (%)	Coefficiente de variación (%)
DORM-3	Proteína de pescado	0.382 ± 0.06	0.422 ± 0.09	110.5	21.8
DOLT-4	Hígado de tiburón	2.58 ± 0.22	2.66 ± 0.20	103.2	7.7

¹Promedio ± la desviación estándar.

8.5 Procesamiento de datos

Para calcular la concentración de mercurio en la muestra, expresada en µg/g (peso seco), se le restó la lectura del blanco a la lectura de la muestra (ambas en

µg/g), dividiendo el resultado entre el peso del tejido utilizado en el análisis, tal como se expresa en la siguiente ecuación:

$$\text{Concentración Hg (} \mu\text{g/g)} = \frac{\text{Lectura de la muestra (} \mu\text{g)} - \text{Lectura del blanco (} \mu\text{g)}}{\text{Peso de la muestra (g)}}$$

El análisis estadístico de las concentraciones de mercurio encontradas en los diferentes tejidos incluyó la media aritmética, desviación estándar; además de muestreos aleatorios, prueba de homogeneidad de varianzas y normalidad, a las concentraciones de mercurio obtenidas en las diferentes especies y sitios para determinar diferencias significativas, utilizando pruebas paramétricas (t-Student, ANOVA). En el caso de los datos que no pasaron las pruebas de normalidad y homocedasticidad, se efectuaron pruebas no paramétricas (Mann Whitney, Kruskal-Wallis), por medio del paquete estadístico GraphPad Prism 4.0 (Graph Pad Software, San Diego, California; Miller y Miller, 2002; Zar, 1974).

Técnicas multivariadas de clasificación por agrupamiento (conglomerados) y de ordenación por escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) fueron empleadas para examinar los grupos de especies, basados en una matriz de clasificación jerárquica de las concentraciones de mercurio estandarizadas (transformadas con raíz cuarta) para diferentes tejidos (músculo, hígado), épocas (lluvias, secas), zonas (lagunar, marina contigua) y localidades (Estero de Urías, Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua Brava). A la matriz de análisis se le aplicó el índice de Bray-Curtis. Para determinar el grado de ordenamiento de la representación de datos en el análisis nMDS se utilizó el valor de stress de Kruskal, el gráfico obtenido con valor menor a 0.05 es una buena representación del arreglo de los datos. La prueba de análisis de similitud (ANOSIM) se aplicó para determinar si existían diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los grupos observados en el análisis exploratorio (Conglomerados y nMDS). En el ANOSIM se utilizó el rango de similitud global (R) que es una medida comparativa del grado de separación entre grupos que toma valores de -1 a 1, cuando R se aproxima a

cero no se rechaza la hipótesis nula, es decir no existen separaciones entre grupos. Posteriormente, mediante un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) se determinó cuáles fueron las especies que causaron las diferencias entre los grupos (Clarke y Warwick, 2001). A través del software PRIMER 6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) se resolvieron los análisis antes mencionados.

9. Resultados y discusión

Las especies de peces demersales que se recolectados para este trabajo fueron dieciséis pertenecientes a nueve familias con distintos valor de nivel trófico (Tabla 4; Anexo I).

Tabla 4. Relación de especies de peces recolectadas en el sur del estado de Sinaloa.

Especie	Nombre común	N	Talla ¹ (cm)	Peso ¹ (g)	Sitio
<i>Caranx caballus</i>	Jurel bonito	6	19.08 ± 1.28	94.50 ± 26.49	Hui
		1	20.20	115.00	Tea
		2	30.00 ± 6.36	319.00 ± 155.56	Uri
<i>Caranx caninus</i>	Jurel común	10	19.05 ± 1.48	104.10 ± 15.69	Hui
		6	18.83 ± 2.68	99.33 ± 31.63	Tea
		6	25.00 ± 4.34	223.50 ± 98.41	Uri
<i>Cathorops fuerthii</i>	Bagre congo	5	24.30 ± 1.25	116.00 ± 16.99	Hui
		6	19.92 ± 4.42	81.58 ± 52.33	Tea
		2	25.00 ± 1.41	151.00 ± 48.08	Uri
<i>Centropomus robalito</i>	Robalo aleta amarilla	3	23.50 ± 2.60	121.33 ± 12.34	Hui
		9	22.22 ± 2.45	137.67 ± 49.17	Tea
		1	21.00	89.00	Uri
<i>Chanos chanos</i>	Sábalo	3	34.50 ± 3.91	320.67 ± 92.96	Hui
		39	33.44 ± 3.79	289.79 ± 109.73	Tea
<i>Cynoscion reticulatus</i>	Corvina rayada	1	31.50	333.00	Tea
		3	37.50 ± 5.22	519.33 ± 214.71	Uri
<i>Cynoscion xanthulus</i>	Corvina boca amarilla	13	27.23 ± 1.73	192.54 ± 33.41	Hui
		3	29.33 ± 1.53	230.33 ± 44.30	Tea
<i>Mugil cephalus</i>	Pardete	18	26.22 ± 3.15	176.94 ± 64.47	Hui
		8	31.59 ± 5.72	318.50 ± 237.63	Tea
		6	25.33 ± 5.85	185.67 ± 36.87	Uri
<i>Mugil curema</i>	Lisa blanca	16	24.66 ± 1.66	146.88 ± 31.22	Hui
		23	28.35 ± 3.20	216.30 ± 52.50	Tea
		2	26.25 ± 1.77	185.50 ± 53.03	Uri

Tabla 4. Continuación.

Especie	Nombre común	N	Talla ¹ (cm)	Peso ¹ (g)	Sitio
<i>Nematistius pectoralis</i>	Papagallo	10	42.60 ± 12.63	973.80 ± 707.04	Tea
		1	40.00	654.00	Uri
<i>Opisthonema libertate</i>	Manchelo hebre	5	22.05 ± 0.67	85.80 ± 16.72	Tea
<i>Pomadasys</i>	Burro coche	1	25.00 ± 0.00	234.00 ± 0.00	Hui
<i>macracanthus</i>		6	21.28 ± 3.70	150.00 ± 75.66	Tea
		1	20.50	123.00	Uri
<i>Pomadasys panamensis</i>	Ronco mapache	3	20.83 ± 2.75	159.00 ± 56.03	Tea
		3	22.67 ± 1.53	201.00 ± 30.61	Uri
<i>Sciades guatemalensis</i>	Bagre cuatete	8	29.06 ± 6.52	258.17 ± 173.41	Hui
		13	35.65 ± 4.37	467.62 ± 195.23	Tea
<i>Sciades seemani</i>	Bagre tete	10	29.92 ± 10.45	372.77 ± 588.97	Hui
		14	34.04 ± 4.51	444.93 ± 180.43	Tea
<i>Stellifer fürthii</i>	Corvinilla blanca	2	17.50 ± 0.71	72.50 ± 16.26	Tea
		2	20.25 ± 1.06	123.00 ± 14.14	Uri
Total general		271			

¹Promedio ± la desviación estándar; N=Número de organismos; Hui=Huizache-Caimanero; Tea= Teacapán-Agua Brava; Uri=Estero de Urías.

9.1 Distribución de Hg en la ictiofauna demersal del Estero de Urías

Zona marina contigua

En la Tabla 5 se muestran las concentraciones de Hg en los peces recolectados en la zona marina contigua al Estero de Urías. Con fines de comparación, se agruparon todas las especies y se encontró que no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$) de las concentraciones de Hg entre el hígado ($1.927 \pm 1.813 \mu\text{g/g}$) y el músculo ($1.281 \pm 1.041 \mu\text{g/g}$, peso seco). El tejido que presentó la mayor concentración promedio de mercurio fue el hígado.

Tabla 5. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua al Estero de Urías.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹	Época
<i>Caranx caballus</i>	Carangidae	M	2	0.763 ± 0.948	Secas
		H	2	0.864 ± 0.873	
<i>Caranx caninus</i>	Carangidae	M	3	1.229 ± 0.640	Lluvias
		H	3	0.627 ± 0.194	
		M	2	0.763 ± 0.834	
<i>Cathorops fuerthii</i>	Ariidae	H	2	0.964 ± 0.657	Secas
		M	2	0.588 ± 0.280	
<i>Cynoscion reticulatus</i>	Sciaenidae	H	2	2.080 ± 2.395	Lluvias
		M	3	2.804 ± 1.647	
<i>Nematistius pectoralis</i>	Nematistiidae	H	3	3.970 ± 2.945	Lluvias
		M	1	1.152	
<i>Pomadasys panamensis</i>	Haemulidae	H	1	0.859	Lluvias
		M	3	0.786 ± 0.253	
<i>Stellifer fürthii</i>	Sciaenidae	H	2	1.855 ± 0.115	Secas
		M	2	1.607 ± 0.623	
Total general		M	18	1.281 ± 1.041	
		H	17	1.927 ± 1.813	

¹Promedio ± la desviación estándar; H=hígado; M=músculo; N=Número de organismos. Límite de detección= 0.004 $\mu\text{g/g}$.

Se puede observar que en las especies *Caranx caninus* y *Nematistius pectoralis* en la época de lluvias, muestran niveles de mercurio más altos en el tejido muscular que en el hepático (Figura 2). Para el resto de las especies la secuencia de concentración de mercurio fue hígado>músculo.

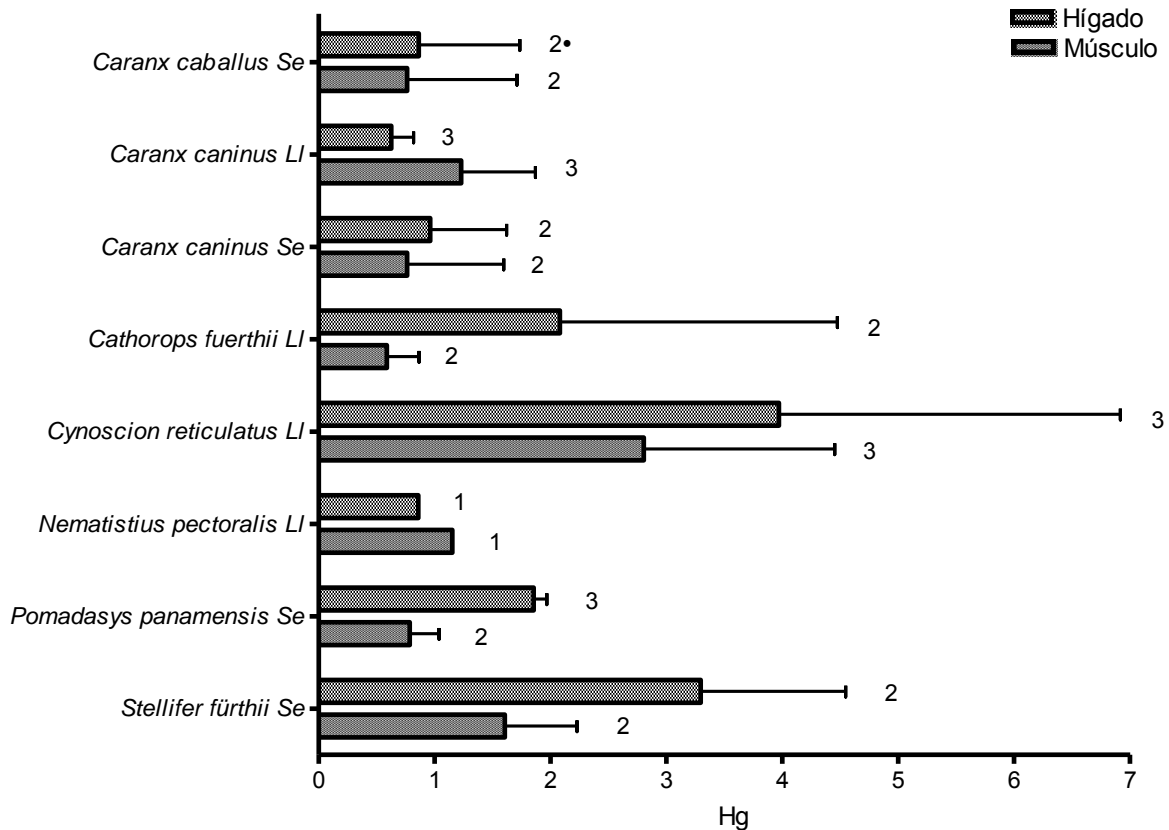


Figura 3. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua al Estero de Urías (Se: secas; LI: lluvias). • Número de individuos analizados.

La mayor concentración de mercurio se presentó durante la época de lluvias en *Cynoscion reticulatus* ($2.804 \pm 1.674 \mu\text{g/g}$ y $3.970 \pm 2.945 \mu\text{g/g}$ para músculo e hígado respectivamente). En la comparación por temporadas de muestreo, el tejido muscular en promedio para todas las especies en época de lluvias ($1.603 \pm$

1.291 µg/g) y secas (0.958 ± 0.632 µg/g) no presentaron diferencias significativas. En el caso del hígado en época de lluvias (2.090 ± 2.283 µg/g) y secas (1.745 ± 1.218 µg/g, peso seco), aunque la concentración de Hg fue ligeramente mayor en época de lluvias, al igual que en el tejido muscular no hubo diferencias significativas en la zona marina contigua al Estero de Urías.

Se han reportado concentraciones de mercurio similares a las de este trabajo en peces de la Bahía de Guaymas, Sonora. Para el caso del tejido muscular en *Cathorops fuerthii* se encontró una concentración de 0.46 µg/g peso seco (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005) y para el caso de *Cynoscion xanthulus* en Altata-Ensenada del Pabellón de 0.11 µg/g y 0.50 µg/g para músculo e hígado, respectivamente (Valenzuela-Aguilar, 2003; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005). En un estudio de la fauna de acompañamiento de camarón del estado de Sinaloa (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2012), se reportaron niveles de mercurio en músculo e hígado de *Larimus argenteus* (0.900 y 4.622 µg/g) y *Haemulopsis axillaris* (1.696 y 4.358 µg/g, peso seco).

Zona lagunar

En un contexto similar se presentan los datos correspondientes a la zona lagunar del Estero de Urías en la Tabla 6, cabe resaltar el bajo número de muestras recolectadas en esta zona. Al promediar el total de organismos, los niveles de mercurio en hígado (1.213 ± 0.973 µg/g) fueron significativamente ($p < 0.05$) más altos que en músculo (0.160 ± 0.144 µg/g, peso seco; Figura 3).

Con respecto a la temporada de muestreo, las concentraciones más altas en el tejido muscular se presentaron en *Caranx caninus* en secas y para el tejido hepático en *Mugil cephalus* en lluvias.

Las diferencias más amplias observadas entre hígado y músculo se presentaron en la familia Mugilidae (*Mugil cephalus* y *Mugil curema*) (Figura 4). A manera de comparación se agruparon estos datos de niveles de mercurio en dos épocas para

el tejido muscular y hepático de la familia Mugilidae. Las concentraciones de Hg en músculo fueron de $0.078 \pm 0.102 \mu\text{g/g}$ en época de lluvias y de $0.222 \pm 0.106 \mu\text{g/g}$ en época de secas. Para el hígado los niveles de Hg fueron de $1.419 \pm 1.252 \mu\text{g/g}$ y $1.184 \pm 0.307 \mu\text{g/g}$ para lluvias y secas, respectivamente. En ambos casos no se presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre temporadas (Figura 4).

Tabla 6. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Estero de Urías.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹	Época
<i>Caranx caninus</i>	Carangidae	M	1	0.465	Secas
<i>Centropomus robalito</i>	Haemulidae	M	1	0.150	Secas
		H	1	0.265	
<i>Mugil cephalus</i>	Mugilidae	M	5	0.077 ± 0.102	Lluvias
		H	5	1.419 ± 1.252	
		M	1	0.116	Secas
		H	1	1.084	
<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	M	2	0.275 ± 0.076	Secas
		H	2	1.235 ± 0.417	
<i>Pomadasys macracanthus</i>	Haemulidae	M	1	0.096	Secas
Total general		M	11	0.160 ± 0.144	
		H	9	$*1.213 \pm 0.973$	

¹Promedio \pm la desviación estándar; H=hígado; M=músculo; N=Número de organismos. *Significativamente mayor ($p < 0.05$). Límite de detección= $0.004 \mu\text{g/g}$.

Concentraciones menores a $1 \mu\text{g Hg/g}$ (peso seco) han sido reportadas para músculo de *Mugil curema* en Guaymas, Topolobampo y Mazatlán con un intervalo de $0.01\text{-}0.23 \mu\text{g Hg/g}$ (Reimer y Reimer, 1975). Rodríguez-Preciado (2004) encontró valores promedio de mercurio en tejido muscular en *Mugil curema* de $0.087 \pm 0.01 \mu\text{g/g}$ en el Estero de Urías; durante la época de lluvias las concentraciones de Hg fueron significativamente mayores que en secas.

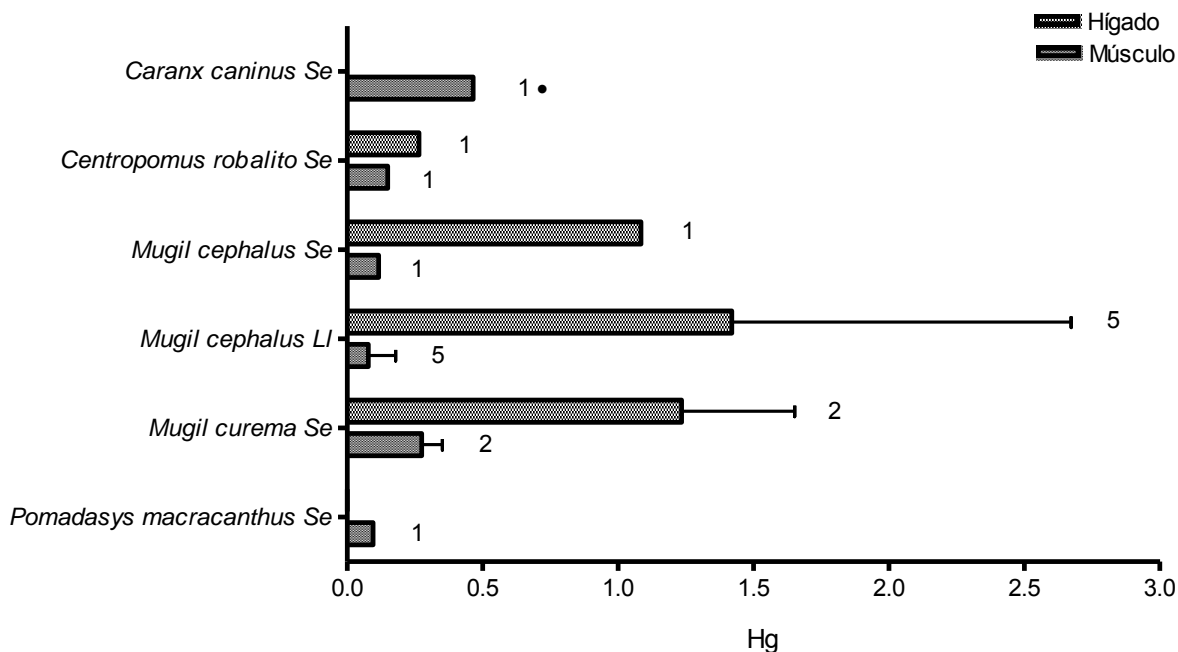


Figura 4. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Estero de Urías. Se: secas; Ll: lluvias. • Número de individuos analizados.

El hígado es un órgano con sitios metabólicamente activos debido a las altas concentraciones de metalotioneínas que posee, por lo tanto existe la tendencia a acumular altas cantidades de mercurio en comparación con otros tejidos tales como el músculo (Roméo *et al.*, 1999; Hoffman *et al.*, 2003; Storelli *et al.*, 2005; Mieiro *et al.*, 2012), por lo cual el hígado se ha señalado como un indicador de exposición a dicho contaminante (Miller *et al.*, 1992). En contraparte, algunos estudios mencionan niveles de mercurio más altos en músculo que en hígado en peces teleósteos, debido a la afinidad del metilmercurio con los grupos sulfhidrilos de proteínas musculares (Álvarez *et al.*, 2012; Kwaśniak y Falkowska, 2012) y a la capacidad de desmetilación en el hígado (Khoshnamvand *et al.*, 2013). La capacidad funcional del órgano y tejido varía ampliamente entre individuos (Watanabe *et al.*, 2012).

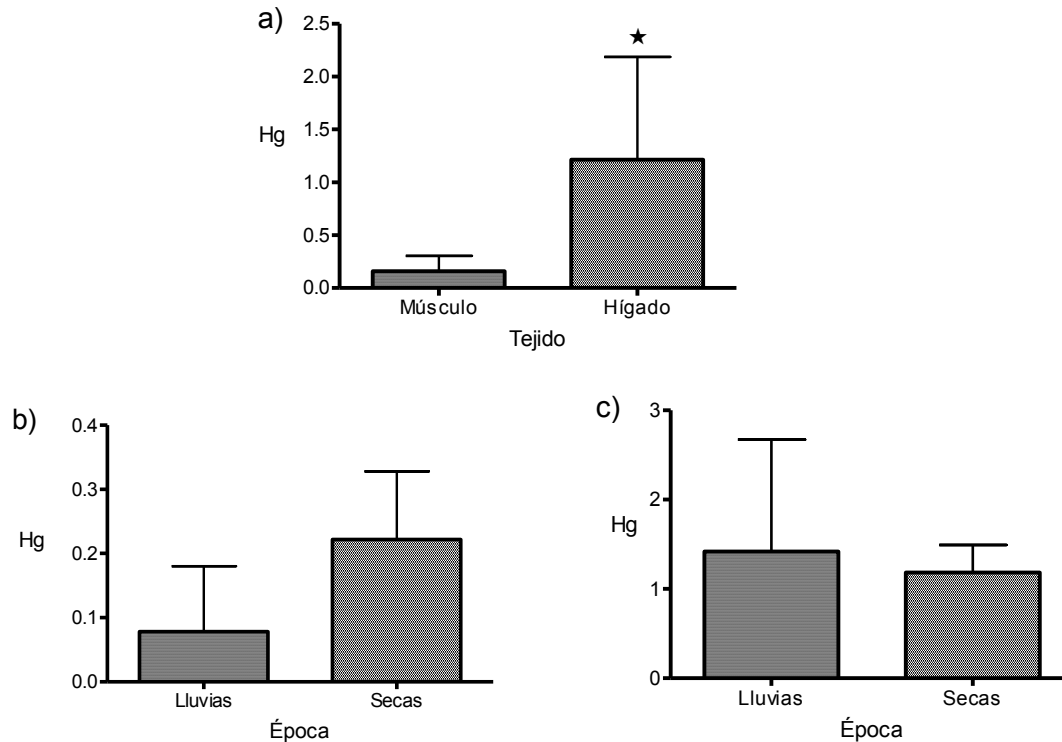


Figura 5. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal de la zona lagunar del Estero de Urías. a) Para el tejido muscular y hepático en la totalidad de las especies de la zona lagunar; b) para tejido muscular de la familia Mugilidae y c) para el tejido hepático de la familia Mugilidae. Significativamente ($p < 0.05 = *$) mayor.

En otro estudio, Ruelas-Inzunza *et al.* (2008) reportaron concentraciones de mercurio en *Mugil curema* de 0.06 $\mu\text{g/g}$ y 0.45 $\mu\text{g/g}$ (peso seco) en músculo e hígado respectivamente, para el Estero de Urías. En las lisas (*Mugil curema*) recolectados en el mismo estudio en Topolobampo, Santa María-La Reforma y Altata-Ensenada del Pabellón, las concentraciones de mercurio fueron similares a las encontradas en *Mugil cephalus* y *Mugil curema* en el presente estudio. Se ha utilizado a *Mugil curema* como indicador de estrés ambiental en sistemas estuarinos; en dichos trabajos pudieron ser detectados efectos como malformaciones, problemas de desarrollo, alteración morfológica en órganos, así como en el equilibrio de la ecología parasitaria (Ríos-Sicairos, 2004).

Comparación entre las zonas marina contigua y lagunar del Estero de Urías

Una vez analizado el sitio por zonas de manera individual, nos encontramos con la necesidad de mostrar un panorama general del sitio de estudio Estero de Urías. Por consiguiente se presentan una serie de comparaciones para las dos zonas en un mismo tejido. Las concentraciones de Hg en el tejido muscular fueron significativamente mayores en la zona marina contigua al Estero de Urías que en la zona lagunar ($p=0.0003$). En la comparación para el tejido hepático no se encontró una variación significativa (Figura 5).

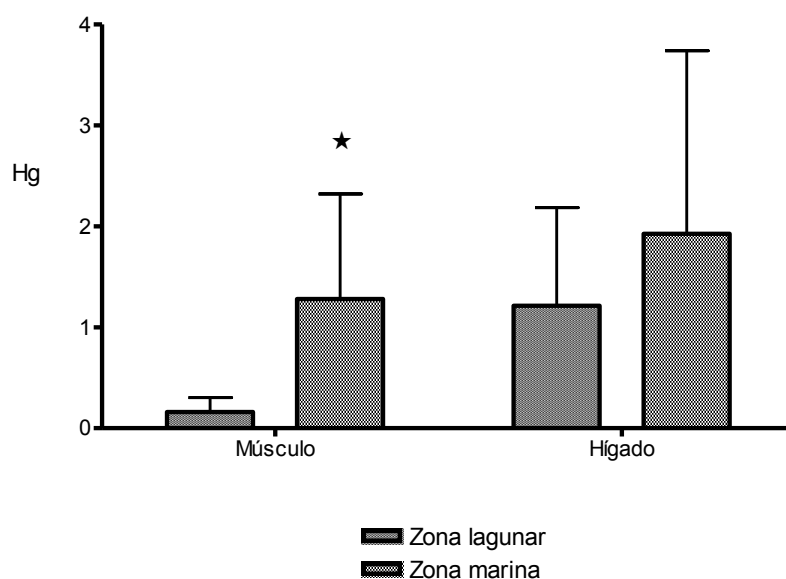


Figura 6. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en la ictiofauna demersal del Estero de Urías. En tejido muscular y tejido hepático. * Significativamente mayor ($p=0.0003$).

En otro estudio en el Estero de Urías se encontró un intervalo de concentraciones de $0.64\text{-}1.05 \mu\text{g Hg/L}$ y $2.22\text{-}2.56 \mu\text{g Hg/L}$ en agua en forma disuelta y suspendida respectivamente (Jara-Marini *et al.*, 2008b); no se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de lluvias y secas en el año 2006. En el mismo estudio, los niveles de Hg en el sedimento superficial oscilaron entre $0.20\text{-}0.46 \mu\text{g}$

Hg/g, con altos niveles en la temporada de lluvias de ese mismo año, lo cual no significa que en temporadas de lluvias habrá mayores niveles de mercurio biodisponible, pero si a la exposición a los procesos de metilación que pueden acelerar el ciclo biogeoquímico. En el presente estudio se presentaron pequeñas diferencias temporales de las concentraciones de mercurio en ambos tejidos.

Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas (1990) y Frías-Espericueta *et al.* (2005) sugieren que los niveles de Cd y Pb se han incrementado en organismos asociados al sistemas de manglar como es el caso de los bivalvos *Crassostrea corteziensis*, probablemente por las descargas urbanas e industriales y otras actividades. En este sentido se propone que el mecanismo de dispersión de contaminantes de la laguna hacia el océano es la fuerza de circulación del agua en el canal de navegación. Las áreas con bajas velocidades de marea y corrientes residuales, pueden ser consideradas como vulnerables a la contaminación, especialmente en la zona de manglar cercana a la granja acuícola (Montaño-Ley *et al.*, 2008).

9.2 Distribución de Hg en la ictiofauna demersal del sistema lagunar Huizache-Caimanero

Para el sitio del sistema lagunar sólo se recolectaron especies en la zona de la laguna de Huizache-Caimanero debido a la dificultad de acceso a la zona marina contigua.

Zona Lagunar

Las concentraciones de Hg en hígado y músculo de las especies recolectadas en la zona lagunar de Huizache-Caimanero se muestran en la Tabla 7. Al presentar la comparación de los promedios de los niveles de mercurio para la totalidad de los individuos entre ambos tejidos, el hígado ($1.030 \pm 1.303 \mu\text{g/g}$, peso seco) resultó ser significativamente mayor ($p < 0.0001$) que el tejido muscular ($0.560 \pm 0.579 \mu\text{g/g}$).

Tabla 7. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Huizache-Caimanero.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹	Época
<i>Caranx caballus</i>	Carangidae	M	2	0.605 ± 0.053	Lluvias
		H	2	0.685 ± 0.091	
		M	4	1.148 ± 0.644	Secas
		H	4	1.752 ± 0.678	
<i>Caranx caninus</i>	Carangidae	M	6	0.565 ± 0.254	Lluvias
		H	6	0.881 ± 0.307	
		M	4	0.709 ± 0.317	Secas
		H	4	1.171 ± 0.384	
<i>Cathorops fuerthii</i>	Ariidae	M	3	0.37 ± 0.193	Lluvias
		H	3	1.265 ± 0.622	
		M	2	0.341 ± 0.085	Secas
		H	2	0.633 ± 0.281	
<i>Centropomus robalito</i>	Centropomidae	M	1	0.906	Lluvias
		H	1	0.709	
		M	2	0.435 ± 0.067	Secas
		H	2	0.248 ± 0.075	

Tabla 7. Continuación.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹	Época
<i>Chanos chanos</i>	Chanidae	M	1	0.092	Lluvias
		H	1	0.067	
<i>Chanos chanos</i>	Chanidae	M	2	0.229 ± 0.122	Secas
		H	2	0.881 ± 0.015	
<i>Cynoscion xanthulus</i>	Sciaenidae	M	13	0.796 ± 0.37	Secas
		H	13	0.543 ± 0.256	
<i>Mugil cephalus</i>	Mugilidae	M	5	0.33 ± 0.65	Lluvias
		H	5	0.867 ± 1.11	
		M	13	0.166 ± 0.128	Secas
		H	13	0.715 ± 0.437	
<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	M	6	0.157 ± 0.087	Lluvias
		H	6	0.203 ± 0.129	
		M	10	0.203 ± 0.104	Secas
		H	10	0.665 ± 0.505	
<i>Pomadasys macracanthus</i>	Haemulidae	M	1	1.862	Lluvias
		H	1	9.506	
<i>Sciades guatemalensis</i>	Ariidae	M	2	0.575 ± 0.144	Lluvias
		H	2	2.133 ± 1.519	
		M	6	0.704 ± 0.411	Secas
		H	6	1.14 ± 1.077	
<i>Sciades seemani</i>	Ariidae	M	5	1.196 ± 1.242	Lluvias
		H	5	1.396 ± 1.352	
		M	5	1.116 ± 1.148	Secas
		H	5	2.637 ± 2.448	
Total general		M	93	0.56 ± 0.579	
		H	93	*1.030 ± 1.303	

¹Promedio ± la desviación estándar; H=hígado; M=músculo; N=Número de organismos. *Significativamente mayor (p<0.0001). Límite de detección 0.004 µg/g.

Los valores más altos se observaron en *Pomadasys macracanthus* en época de lluvias (N=1) en ambos tejidos (1.862 µg/g en músculo y 9.506 µg/g en hígado, peso seco). Para las especies *Centropomus robalito* (en ambas temporadas), *Chanos chanos* (en lluvias) y *Cynoscion xanthulus* (en secas) el contenido de Hg

más alto se reportó en el músculo (valor promedio), en el resto de las especies se presentó la situación inversa. A excepción de *P. macracanthus*, *Sciades seemani* mostró niveles de Hg en el tejido muscular ($1.196 \pm 1.242 \mu\text{g/g}$ en lluvias) y tejido hepático ($2.637 \pm 2.448 \mu\text{g/g}$ en secas) mayores que el promedio general.

En especímenes *Silurus glanis* recolectados en el río Po, en el norte de Italia (Squadrone *et al.*, 2013) y en el río Danubio (Subotić *et al.*, 2013), cuyos hábitos alimenticios son similares a los de los bagres (familia Ariidae; *Cathorops fuerthii*, *Sciades guatemalensis* y *Sciades seemani*) recolectados en la laguna de Huizache-Caimanero, se reportaron intervalos de concentraciones de Hg de 1.38-1.63 ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejido muscular y de 0.76-1.52 ($\mu\text{g/g}$) en tejido hepático. En otros estudios se han reportado niveles bajos de Hg en *Ariopsis felis* (Ariidae; $0.048 \mu\text{g/g}$, peso seco; Vázquez *et al.*, 2008) en el sur del Golfo de México y en *Arius thalassinus* (Ariidae; $0.18 \mu\text{g/g}$, peso seco; Agah *et al.*, 2007) en el Golfo Pérsico.

De igual manera, Zamora-Arellano (2009) reportó concentraciones medias de Hg ligeramente mayores en músculo ($0.619 \mu\text{g/g}$, peso seco) que en hígado ($0.454 \mu\text{g/g}$) de *Centropomus viridis* en el estuario del río Coatzacoalcos. En *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae) en el río La Plata, Argentina las concentraciones de Hg fueron comparables entre el músculo e hígado (De Marco *et al.*, 2006). Carneiro *et al.* (2013) en la bahía de Sepetiba, Brasil (en un área con actividades industriales y portuarias); encontraron que en *M. furnieri* las concentraciones de mercurio en músculo e hígado fueron similares, lo cual concuerda con la tendencia encontrada en *Cynoscion xanthulus* (Sciaenidae) en la laguna de Huizache-Caimanero.

En lo que respecta a los análisis temporales entre los niveles de Hg en tejidos de peces en este estudio, se realizó una comparación del contenido de Hg en ambos tejidos en lluvias y secas, los datos obtenidos para el total de organismos fueron de 0.571 ± 0.665 y $0.554 \pm 0.534 \mu\text{g/g}$ en el tejido muscular, respectivamente. Para el tejido hepático, las concentraciones de Hg fueron 1.173 ± 1.760 y $0.955 \pm$

0.993 $\mu\text{g/g}$ en la época de lluvias y secas, respectivamente (Figura 6), en ningún caso se presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$). Igualmente para las especies que se presentaron en ambas temporadas, no se encontraron diferencias significativas en la comparación de los niveles de Hg tanto en el tejido muscular como en el tejido hepático. Algunos factores estacionales como los eventos hidrológicos naturales (lluvias extraordinarias), una mayor productividad primaria (diferentes temporadas de muestreo) y cambios de hábitat de los organismos entre otros pueden incrementar el transporte y biodisponibilidad de Hg (Thorslund *et al.*, 2012); sin embargo en el presente estudio no hubo diferencias entre las concentraciones de Hg observadas en las temporadas de recolección.

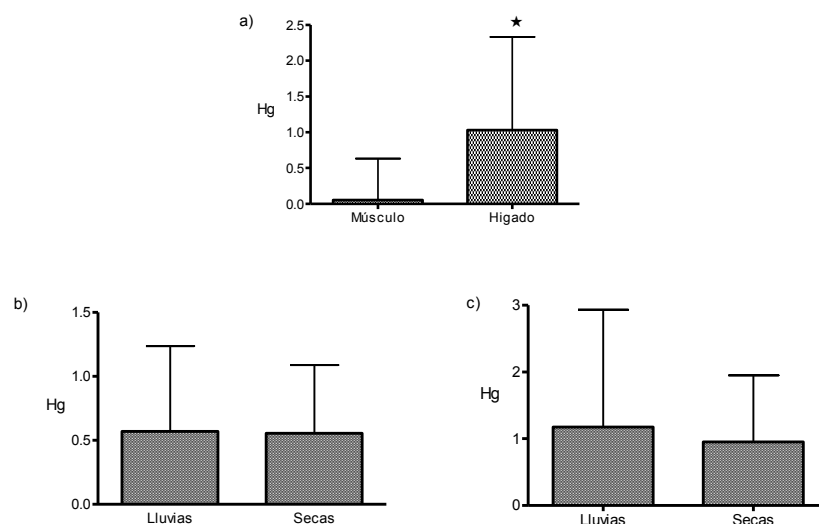


Figura 7. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal de la zona lagunar del Huizache-Caimanero. a) Para el tejido muscular y hepático en la totalidad de las especies; b) para tejido muscular y c) para el tejido hepático en dos temporadas. Significativamente ($p < 0.05 = *$) mayor.

Las concentraciones de Hg de la Tabla 7 se representan gráficamente en la Figura 7, donde se pueden observar las diferencias significativas de los niveles de Hg entre diferentes especies en las distintas temporadas.

En las especies con $N \geq 3$ (*Caranx caninus*, *Cathorops fuerthii*, *Mugil cephalus*, *Mugil curema* y *Sciades seemani*) en la época de lluvias se encontraron diferencias significativas ($p < 0.0339$) de los niveles de Hg en ambos tejidos (Figura 7).

Las especies *Caranx caballus*, *Caranx caninus*, *Cynoscion xanthulus*, *Mugil cephalus*, *Mugil curema* y *Sciades seemani* (con un $N \geq 3$) recolectadas en temporada de secas mostraron diferencias significativas ($p < 0.0001$) en la comparación de las concentraciones de Hg en músculo entre las mencionadas especies. Los niveles de Hg en músculo de *C. caballus*, *C. xanthulus* y *S. seemani* estos fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) que en *M. cephalus*. *M. curema* presentó valores de Hg en músculo significativamente menores ($p < 0.05$) que *C. xanthulus* en época de secas (Figura 7). Algunos trabajos en tejidos de *Mugil spp.* (Storelli *et al.*, 2006; Mieiro *et al.*, 2012) en el mar Mediterráneo mostraron una secuencia de concentración de Hg hígado > músculo, al igual que estudios en el Mar Caspio (Agah *et al.*, 2007) y en el río La Plata, Argentina (De Marco *et al.*, 2006). Los datos de Hg generados por Ruelas-Inzunza *et al.* (2011a) en tejido muscular para las especies de *Mugil curema* y *Guavina guavina* en época de estiaje ($0.56 \mu\text{g/g}$, peso seco) en el río Baluarte, Sinaloa, son más elevados a los de *Mugil spp.* en el presente estudio ($0.182 \mu\text{g/g}$).

En lo que respecta a los valores de Hg en el tejido hepático en las especies *Caranx caballus*, *Caranx caninus*, *Cynoscion xanthulus*, *Mugil cephalus*, *Mugil curema* y *Sciades seemani* (con un $N \geq 3$) recolectadas en época de secas se presentaron diferencias significativas ($p < 0.0053$). Cabe señalar que *C. caballus* resultó con niveles de Hg significativamente mayores ($p < 0.05$) que *C. xanthulus* en el hígado. En trabajos previos en las costas de Sinaloa se reportaron valores de Hg en dos especies de la familia Carangidae, *Selar crumenophthalmus* ($0.65 \mu\text{g/g}$ en músculo y $0.76 \mu\text{g/g}$ en hígado) en Topolobampo (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008) y *Hemicaranx leucurus* ($0.582 \mu\text{g/g}$ en músculo y $0.595 \mu\text{g/g}$ en hígado, peso seco) como parte de la fauna de acompañamiento del camarón (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2012), dichos niveles fueron similares a los presentados en *Caranx spp.*

(familia Carangidae) en el presente trabajo.

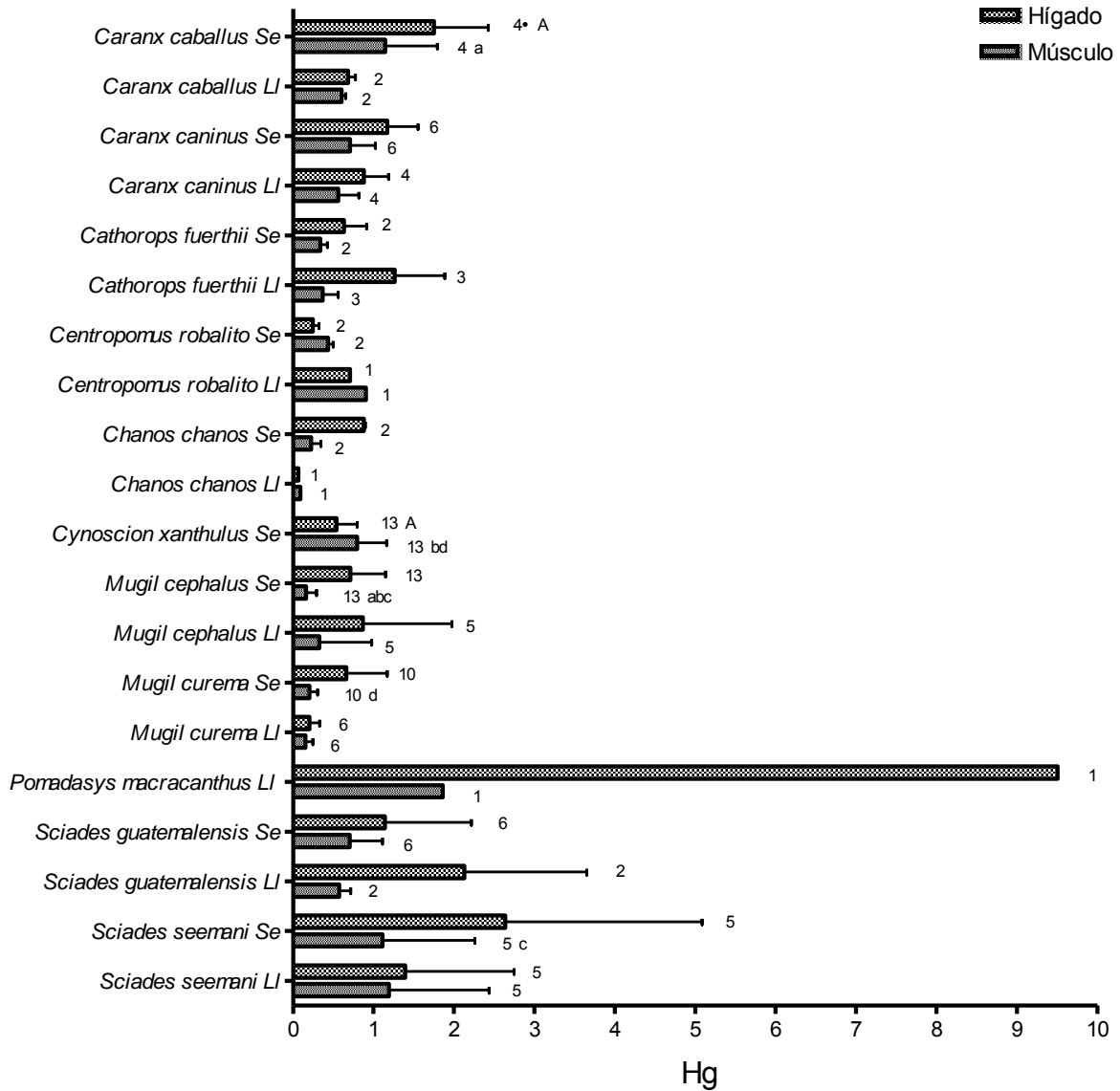


Figura 8. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar del Huizache-Caimanero. Se: secas; LI: Lluvias. Barras con las letras iguales indican diferencias significativas ($p < 0.05$). • Número de individuos analizados.

Las variaciones entre las concentraciones de mercurio en algunas de las especies analizadas en el presente estudio pueden deberse a diferencias en los niveles tróficos. La corvina *Cynoscion xanthulus* (nivel trófico alto; 0.796 µg Hg/g) y las lisas *Mugil cephalus* (nivel trófico bajo; 0.166 µg Hg/g) y *Mugil curema* (nivel trófico bajo; 0.203 µg Hg/g) presentaron concentraciones de mercurio en el músculo significativamente diferentes. Los estudios relacionados con la ecología trófica en peces en sistemas lagunares son escasos, sin embargo Zetina-Rejón *et al.* (2003) en su estudio en el sistema lagunar Huizache-Caimanero han reportado valores de nivel trófico de 3.6-3.2 para peces de las familias Sciaenidae (a la cual pertenece *C. xanthulus*), Carangidae, Centropomidae, Ariidae y Haemulidae, y un intervalo de 2.6-2.9 para las familias Clupeidae y Mugilidae (a la cual pertenecen *M. curema* y *M. cephalus*).

Otro punto importante en la variación de las concentraciones de Hg entre las especies analizadas es la asociación del sexo y el estado de madurez sexual de los peces, las hembras en estado reproductivo requerirán de un mayor aporte de energía que los machos, por ende una mayor entrada de Hg a través de la dieta (Hoffman *et al.*, 2003; Madenjian *et al.*, 2011). Aún cuando exista una transferencia de Hg hacia los huevos por parte de las hembras, ésta es una vía de excreción (mecanismo de destoxificación) relativamente baja para la carga de Hg en el individuo adulto (Peña *et al.*, 2001; Hoffman *et al.*, 2003).

Un elemento más de consideración en este sitio de estudio es la cercanía del distrito minero Plomosas–Rosario en el sureste del estado de Sinaloa (Clark *et al.*, 1982), por tanto la presencia de la actividad minera (pasada y actual) aguas arriba de la laguna Huizache-Caimanero. Algunos autores (Brewer *et al.*, 2007; Ouboter *et al.*, 2012) no han identificado a la minería como una fuente de mercurio en el ambiente (U.S.EPA, 1997), aun cuando la mayoría de los estudios indican lo contrario (Kwaansa-Ansah *et al.*, 2011). Las concentraciones de mercurio en los organismos analizados en este trabajo en la laguna de Huizache-Caimanero son consideradas bajas en comparación con estudios de zonas impactadas (Marrugo-Negrete *et al.*, 2008; Fujimura *et al.*, 2012; Rimondi *et al.*, 2012).

9.3 Distribución de mercurio en la ictofauna demersal del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava

Zona marina contigua

Los resultados obtenidos de las concentraciones de mercurio en las especies recolectadas en la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava se encuentran en la Tabla 8. Los niveles de Hg en el tejido hepático ($4.429 \pm 4.618 \mu\text{g/g}$, peso seco) de la totalidad de organismos fue significativamente mayor ($p=0.0355$) que en el tejido muscular ($1.386 \pm 1.094 \mu\text{g/g}$). El intervalo de concentraciones de Hg fue de $0.327\text{-}3.527 \mu\text{g/g}$ para el músculo y de $0.719\text{-}13.693 \mu\text{g/g}$ para el hígado.

Tabla 8. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava recolectadas en la época de lluvias.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹
<i>Cynoscion reticulatus</i>	Sciaenidae	M	1	0.327
		H	1	0.719
<i>Pomadasys panamensis</i>	Haemulidae	M	3	0.606 ± 0.336
		H	3	1.466 ± 1.004
<i>Sciades guatemalensis</i>	Ariidae	M	3	2.078 ± 0.789
		H	3	5.725 ± 3.989
<i>Sciades seemani</i>	Ariidae	M	1	3.527
		H	1	13.693
<i>Stellifer fürthii</i>	Sciaenidae	M	2	0.978 ± 0.030
		H	2	6.335 ± 2.112
Total general		M	10	1.386 ± 1.094
		H	10	$*4.865 \pm 4.405$

¹Promedio \pm la desviación estándar; H=hígado; M=músculo; N=Número de organismos. *Significativamente mayor ($p=0.0355$). Límite de detección $0.004 \mu\text{g/g}$.

Las especies se recolectaron en la época de lluvias en este sitio, para todos los

organismos la secuencia de concentraciones de Hg fue hígado>músculo. Los valores más altos de Hg (Figura 8) correspondieron a *S. seemani* tanto en músculo como en hígado (3.527 y 13.693 µg/g respectivamente). Desafortunadamente solamente se recolectó un individuo de esta especie por lo que los resultados deben tomarse con precaución.

En las especies de peces (*Sciades guatemalensis*, *Sciades seemani* y *Stellifer fürthii*) en Teacapán, las concentraciones de Hg en el tejido muscular (1.386 ± 1.094 µg/g, peso seco) fueron comparables al estudio de García-Hernández *et al.* (2007) en el cual se reportaron niveles promedio de Hg de 0.936 ± 2.523 µg/g (peso seco) para peces pelágicos (*Istiophorus platypterus*, *Makaira mazara*, *Acanthocybium solandri*, *Tetrapturus audax*, *Seriola lalandi*, *Coryphaena hippurus* y *Tunnus albacares*) en las costas del Golfo de California.

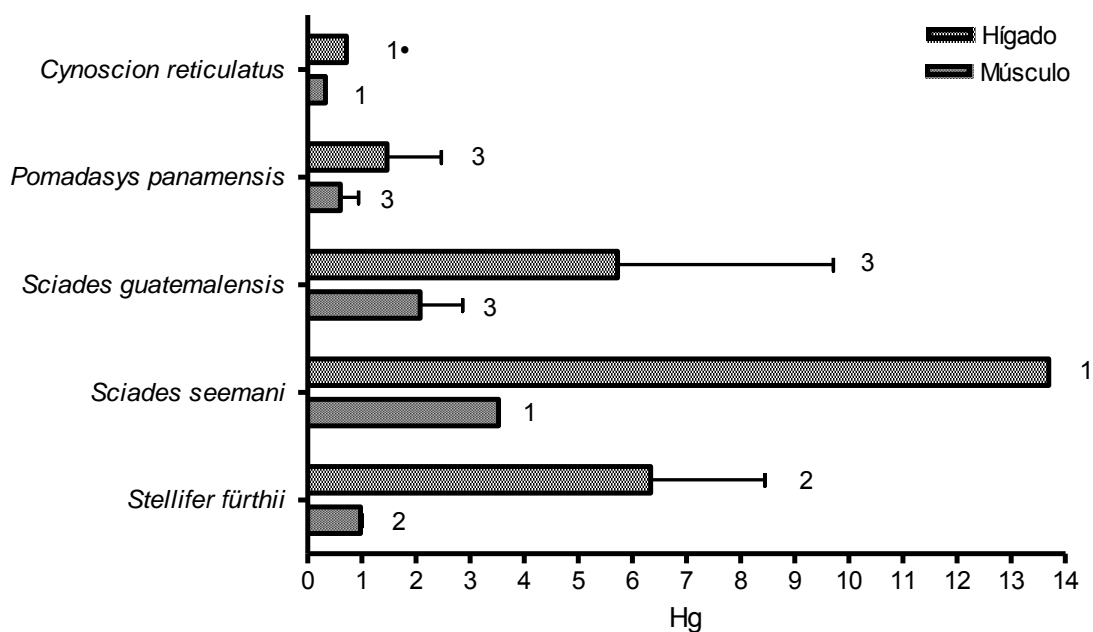


Figura 9. Distribución de Hg (µg/g, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava en la temporada de lluvias. • Número de individuos analizados.

La comparación de las concentraciones medias de Hg en músculo e hígado de *P. panamensis* y *S. guatemalensis* (ambas con un N=3) no resultaron significativamente diferentes ($p>0.05$).

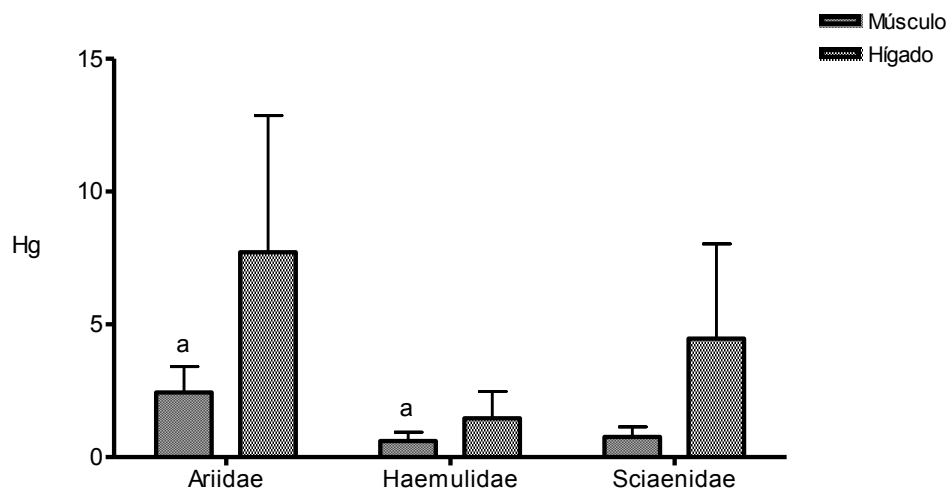


Figura 10. Concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejido muscular y hepático de tres familias de peces recolectados en la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava. Barras con las letras iguales indican diferencias significativas ($p<0.05$).

En la Figura 9 se observa el resultado de comparar las concentraciones de Hg en músculo e hígado por familias (Ariidae, N=4; Haemulidae, N=3; Scianidae, N=3). La familia Ariidae ($2.440 \mu\text{g/g}$; *S. guatemalensis*, *S. seemani*) presentó niveles de Hg (músculo) significativamente mayores ($p<0.05$) que la Hemulidae ($0.606 \mu\text{g/g}$; *Pomadasys panamensis*), los valores de este último (familia Haemulidae) fueron comparables con la familia Scianidae ($0.761 \mu\text{g/g}$; *C. reticulatus* y *S. fürthii*), aunque no presentaron diferencias ($p>0.05$). La secuencia de concentraciones de Hg en el tejido muscular fue Ariidae>Scianidae>Haemulidae. No se presentaron diferencias significativas en los niveles de Hg el tejido hepático entre las tres familias ($p=0.1835$), la secuencia de concentraciones de Hg fue la misma que para el caso del tejido muscular. Tremain y Adams (2012) mencionan algunos valores de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejido muscular de algunas familias de ictofauna del Golfo de México en las costas de Florida: Centropomidae (1.139), Carangidae

(1.913), Sciaenidae (4.355) y Mugilidae (0.041); las concentraciones de Hg fueron comparables con las encontrados en la familia Ariidae (*Sciades guatemalensis*, 2.078) recolectadas en el presente estudio en Teacapán-Agua Brava.

Zona lagunar

Los niveles de mercurio en los individuos analizados para la zona lagunar se muestran en la Tabla 9. Las concentraciones medias de mercurio para el tejido hepático de la totalidad de individuos ($0.743 \pm 0.904 \mu\text{g/g}$, peso seco) fueron significativamente mayores ($p < 0.0001$) que en el músculo ($0.440 \pm 0.498 \mu\text{g/g}$). Los valores máximos de mercurio en el músculo se encontraron en *N. pectoralis* ($1.662 \mu\text{g/g}$) y en el hígado en *M. cephalus* ($1.811 \mu\text{g/g}$).

Tabla 9. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar Teacapán-Agua Brava.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹	Época
<i>Caranx caballus</i>	Carangidae	M	1	0.336	Secas
		H	1	0.208	
<i>Caranx caninus</i>	Carangidae	M	2	0.438 ± 0.411	Lluvias
		H	2	0.515 ± 0.057	
		M	4	1.096 ± 0.591	Secas
		H	4	0.966 ± 0.499	
<i>Cathorops fuerthii</i>	Ariidae	M	4	0.201 ± 0.072	Lluvias
		H	4	1.238 ± 1.198	
		M	2	0.507 ± 0.215	Secas
		H	2	1.088 ± 1.090	
<i>Centropomus robalito</i>	Centropomidae	M	7	0.654 ± 0.259	Lluvias
		H	7	0.266 ± 0.042	
		M	2	0.719 ± 0.288	Secas
		H	2	0.544 ± 0.692	
<i>Chanos chanos</i>	Chanidae	M	12	0.278 ± 0.253	Lluvias
		H	12	0.246 ± 0.166	

Tabla 9. Continuación.

Especie	Familia	Tejido	N	Hg ¹	Época
<i>Chanos chanos</i>	Chanidae	M	27	0.202 ± 0.169	Secas
		H	27	0.234 ± 0.158	
<i>Cynoscion xanthulus</i>	Sciaenidae	M	3	0.364 ± 0.169	Secas
		H	3	0.812 ± 1.030	
<i>Mugil cephalus</i>	Mugilidae	M	1	0.050	Lluvias
		H	1	1.429	
		M	7	0.101 ± 0.051	
<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	H	6	1.812 ± 1.516	Lluvias
		M	8	0.104 ± 0.050	
		H	8	0.445 ± 0.400	
		M	15	0.074 ± 0.043	
<i>Nematistius pectoralis</i>	Nematistiidae	H	15	0.706 ± 0.334	Lluvias
		M	3	0.655 ± 0.192	
		H	3	0.652 ± 0.183	
		M	7	1.662 ± 0.650	
<i>Opisthonema libertate</i>	Clupeidae	H	7	1.397 ± 0.640	Lluvias
		M	1	0.367	
		H	1	0.610	
		M	4	0.288 ± 0.246	
<i>Pomadasys macracanthus</i>	Haemulidae	H	4	0.537 ± 0.550	Lluvias
		M	5	0.511 ± 0.313	
		H	5	0.611 ± 0.665	
		M	1	0.867	
<i>Sciades guatemalensis</i>	Ariidae	H	1	1.464	Lluvias
		M	9	0.415 ± 0.253	
		H	9	1.108 ± 0.512	
		M	1	0.447	
<i>Sciades seemani</i>	Ariidae	H	1	0.342	Lluvias
		M	3	0.477 ± 0.286	
		H	3	1.050 ± 0.214	
		M	10	1.102 ± 0.636	
Total general		H	10	1.675 ± 2.233	
		M	139	0.440 ± 0.498	
		H	138	*0.743 ± 0.904	

¹Promedio ± la desviación estándar; H=hígado; M=músculo; N=Número de organismos. *Significativamente mayor (p<0.0001). Límite de detección 0.004 µg/g.

Al considerar las concentraciones de Hg en cada especie, la secuencia de las concentraciones en promedio fue de músculo>hígado en *C. caballus*, *C. caninus*, *S. guatemalensis* en época de secas, en *C. chanos* en lluvias y para *C. robalito* y *N. pectoralis* en ambas temporadas. Por otro lado, en *C. chanos* y *C. xanthulus* en época de secas fueron mayores en hígado que en músculo, al igual que para *C. caninus* y *S. guatemalensis* en lluvias y en *C. fuerthii*, *M. cephalus*, *M. curema*, *O. libertate*, *P. macracanthus* y *S. seemani* en las dos temporadas. Khoshnamvand *et al.* (2013) en su estudio en el reservorio de Sanandaj Gheshlagh, Iran, encontraron niveles de mercurio ligeramente mayores en el tejido muscular que en el hepático de *Cyprinus carpio* (0.233 µg/g músculo y 0.174 µg/g hígado, peso seco) y *Hypophthalmichthys molitrix* (0.367 µg/g y 0.251 µg/g en músculo e hígado respectivamente), al igual que Subotić *et al.* (2013) reportaron valores de Hg también en *C. carpio* en el río Danubio con una secuencia similar en ambos tejidos. En dichos estudios se ha mencionado que en el músculo rojo (*Caranx spp.*) con mayor cantidad de vasos sanguíneos (presencia de grupos sulfhídricos de hemoglobina y mioglobina; Freadman, 1979), tiene una mayor exposición al Hg y su bioacumulación en este tejido (Khoshnamvand *et al.*, 2013); además, los cambios temporales en secas también son un factor con la disminución del volumen de agua y cambios biológicos (hábitat restringido; Hylander *et al.*, 2000; Marrugo-Negrete *et al.*, 2008).

Las concentraciones de Hg en la ictiofauna de la zona lagunar de Teacapán-Agua Brava se pueden apreciar en la Figura 10, además de observar las diferencias significativas de los niveles de Hg entre diferentes especies en las distintas temporadas.

Los valores de Hg se compararon en el tejido muscular de las especies (con N≥3) *C. fuerthii*, *C. robalito*, *C. chanos*, *C. xanthulus*, *M. curema*, *N. pectoralis*, *P. macracanthus*, *S. guatemalensis* y *S. seemani* que se recolectaron en época de lluvias y se encontraron diferencias significativas (p=0.001). Los niveles de Hg en músculo de *C. robalito* (nivel trófico alto; 0.654 µg Hg/g) y *N. pectoralis* (nivel trófico alto; 0.655 µg Hg/g) resultaron ser significativamente mayores (p<0.05) que

en *M. curema* (nivel trófico bajo; 0.104 µg Hg/g).

También se mostraron diferencias significativas ($p=0.004$) para el caso de las concentraciones de Hg para tejido hepático en las especies mencionadas en el párrafo anterior en temporada de lluvias. De manera individual se compararon los niveles de Hg en hígado de *S. guatemalensis* que resultaron significativamente mayores ($p<0.05$) a los de *C. robalito* y *C. chanos*, respectivamente.

Los niveles de Hg en músculo en la temporada de secas presentaron diferencias significativas ($p<0.0001$) entre las especies ($N\geq 3$) *C. caninus*, *C. chanos*, *C. xanthulus*, *M. cephalus*, *M. curema*, *N. pectoralis*, *O. libertate* y *Sciades seemani*. Los niveles de Hg en el tejido muscular (en época de secas) en *C. caninus* fueron significativamente mayores ($p<0.05$) que en *M. curema* y *M. cephalus*; al igual que *N. pectoralis* ($p<0.05$) presentó concentraciones significativamente mayores con respecto a *C. chanos*, *M. cephalus* y *M. curema*. Las concentraciones de Hg en *C. chanos*, *M. cephalus* y *M. curema* resultaron significativamente menores ($p<0.05$) al compararlas con *S. seemani* en músculo.

Las lisas *Mugil curema* recolectadas en Teacapán por Rodríguez-Preciado (2004) (promedio 0.57 µg Hg/g en tejido muscular, peso seco) resultaron ligeramente mayores en cuanto a los niveles de Hg en comparación con los valores de *Mugil curema* 0.074 µg/g y *Mugil cephalus* 0.101 µg/g en este estudio (Tabla 9; en ambas temporadas), tal vez debido a la disminución en los últimos años de algunas actividades (minería) aguas arriba del sistema lagunar, además eventos hidrológicos de menor intensidad. En otros estudios con peces de la familia Mugilidae en la zona costera de Zhejiang, China (*Mugil cephalus*, 0.120 µg/g; Fang *et al.*, 2004) y en el río Coatzacoalcos, México (*Mugil curema*, 0.087 µg/g; Zamora-Arellano, 2009) los niveles de Hg fueron comparables a los presentados en este trabajo para Teacapán-Agua Brava.

De la misma manera en la comparación entre las concentraciones de Hg en el tejido hepático en los organismos recolectados en la temporada de secas se encontraron diferencias ($p<0.0001$) significativas. Los bajos niveles de mercurio en

C. chanos con respecto a *M. cephalus*, *M. curema*, *S. seemani* y *N. pectoralis* resultaron ser significativos ($p < 0.05$) en cada caso.

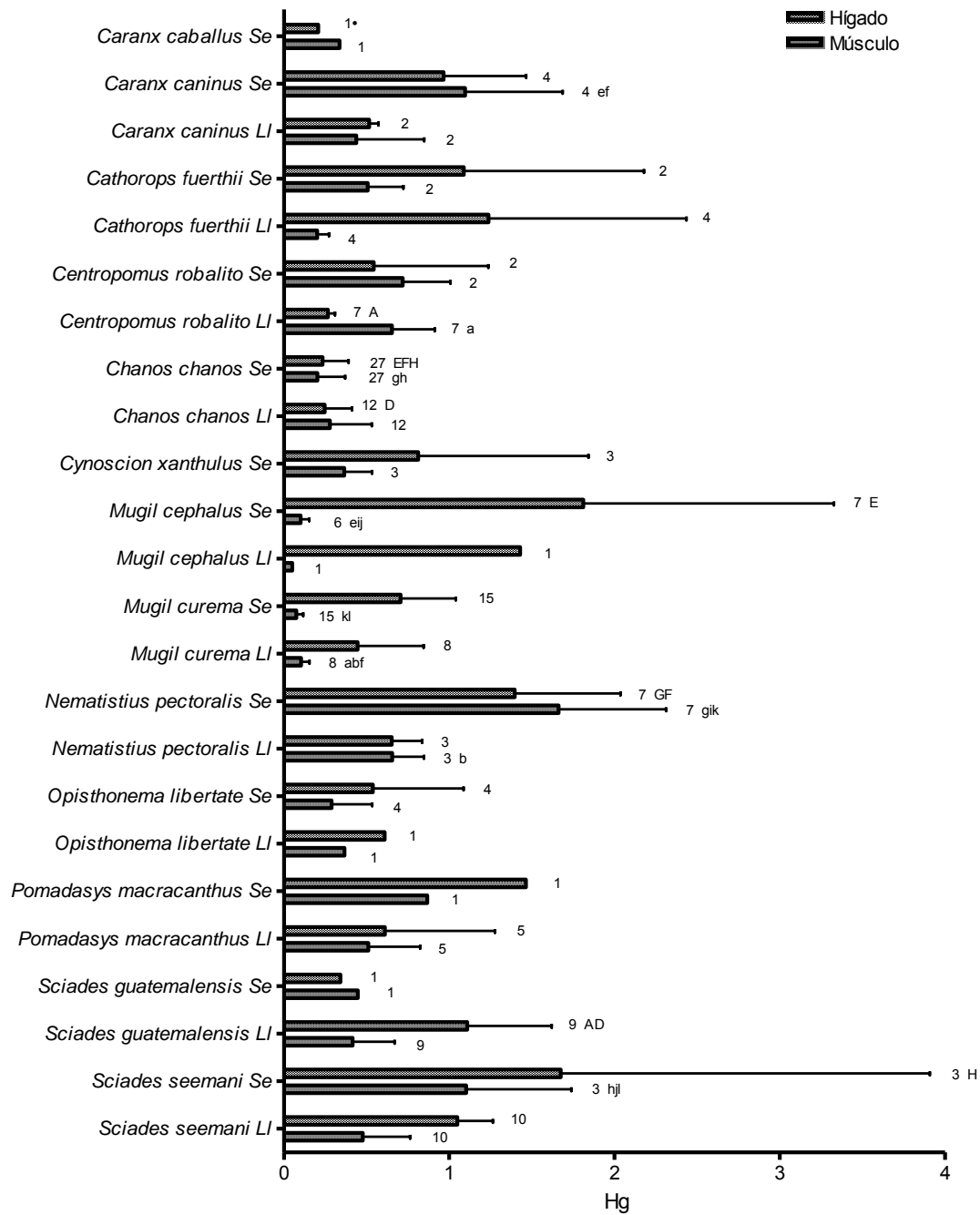


Figura 11. Distribución de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo e hígado de la ictiofauna demersal de la zona lagunar de Teacapán-Agua Brava. Se: secas; LI: lluvias. Barras con las letras iguales indican diferencias significativas ($p < 0.05$). • Número de individuos analizados.

Las concentraciones de mercurio para la totalidad de los organismos en época de secas (0.484 $\mu\text{g/g}$, peso seco) y lluvias (0.373 $\mu\text{g/g}$) en el tejido muscular no presentaron diferencias significativas ($p>0.05$). De manera similar, en el hígado no se mostraron diferencias significativas; aunque la concentración de Hg fue ligeramente mayor en secas (0.820 $\mu\text{g/g}$) que en lluvias (0.628 $\mu\text{g/g}$).

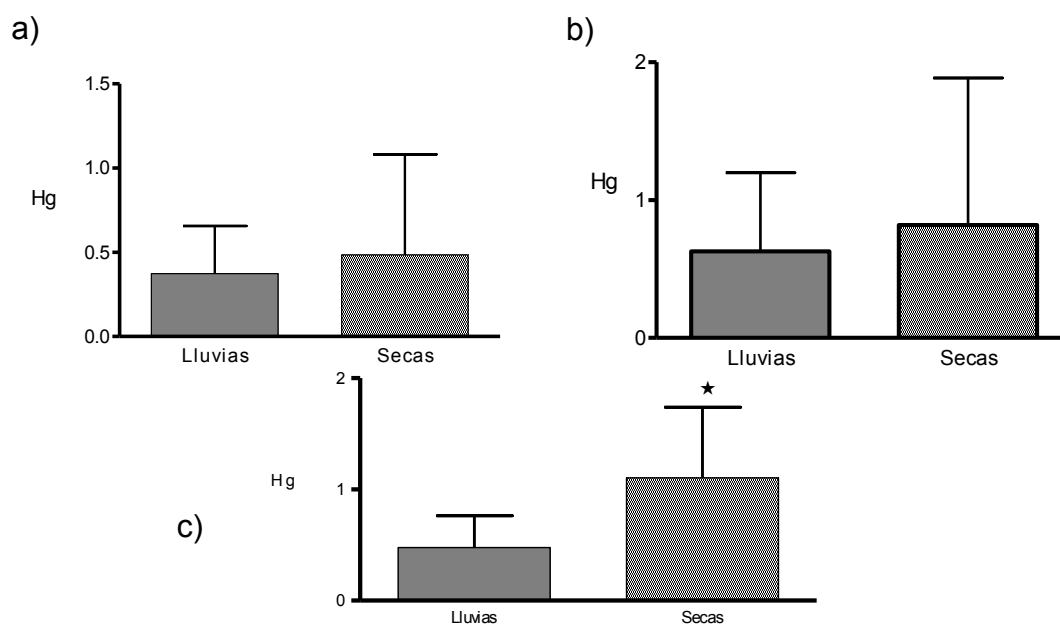


Figura 12. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal de la zona lagunar de Teacapán-Agua Brava recolectadas en temporadas de lluvias y secas. a) Para el tejido muscular, b) para el tejido hepático en la totalidad de las especies y c) para tejido muscular en *S. seemani* en dos temporadas. * Significativamente ($p < 0.05$) mayor.

Cuando las mismas especies se presentaron en ambas temporadas, se comparó el nivel de Hg encontrado en un mismo tejido; sólo *S. seemani* en tejido muscular resultó significativamente mayor ($p < 0.05$) en secas que en lluvias (Figura 11). Para el resto de los organismos *C. chanos* y *M. curema* los valores de Hg resultaron ser

parecidos en las dos temporadas en ambos tejidos, excepto para *N. pectoralis* que resultó ser ligeramente mayor en la temporada de secas. Marrugo-Negrete *et al.* (2008) en su estudio en el río Magdalena, al norte de Colombia, halló un patrón de concentraciones de mercurio total en tejido muscular de peces carnívoros los cuales presentaron mayores concentraciones que los no carnívoros, exponiendo diferencias significativas en dos temporadas (lluvias y secas) en las especies *Prochilodus magdalenae* (no carnívoro), *Plagioscion surinamensis* y *Hoplias malabaricus* (carnívoros), en secas la mayor parte de los organismos presentaron valores elevados. La concentración de Hg proveniente de la depositación atmosférica y el desgaste de suelos (transporte de materiales) en un menor volumen de agua durante la temporada de secas, así como el incremento en la productividad primaria junto a la biodisponibilidad de Hg, podrían ser las causas de tales discrepancias.

Comparación entre las zonas marina contigua y lagunar de Teacapán-Agua Brava

Los valores de mercurio presentados en los peces recolectados en el sistema lagunar de Teacapán-Agua Brava en tejido muscular para la totalidad de los organismos fueron significativamente mayores ($p < 0.0001$) en la zona marina contigua (1.386 $\mu\text{g/g}$, peso seco) que en la zona lagunar (0.440 $\mu\text{g/g}$). Asimismo, en la comparación de los niveles de Hg en el tejido hepático se mostraron diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre ambas zonas (4.865 $\mu\text{g/g}$ marina contigua y 0.743 $\mu\text{g/g}$ lagunar). La zona marina contigua presentó las concentraciones más elevadas tanto en hígado como en músculo (Figura 12).

Los niveles de Hg en la totalidad de los organismos que se recolectaron en la temporada de lluvias se compararon entre zonas en ambos tejidos. En el caso de las concentraciones de Hg en tejido muscular (1.386 $\mu\text{g/g}$, peso seco) en la zona marina contigua resultó ser significativamente mayor ($p = 0.0002$) que las presentadas en la zona lagunar (0.373 $\mu\text{g/g}$). Respecto a los valores de mercurio reportados en hígado en la zona marina (4.865 $\mu\text{g/g}$) fueron más altos ($p < 0.001$)

que en la zona lagunar (0.628 µg/g). La secuencia de la distribución de las concentraciones de Hg en los tejidos de los organismos en ambas zonas fue hígado>músculo.

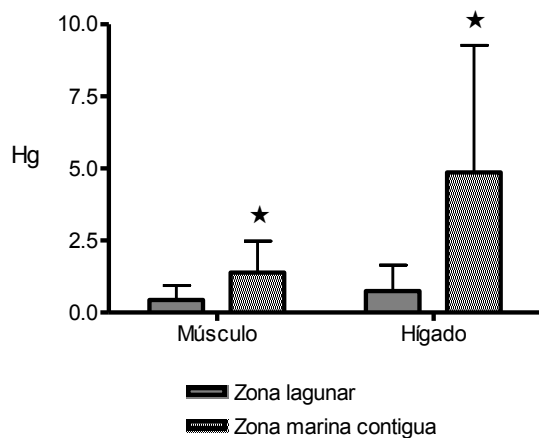


Figura 13. Niveles de Hg (µg/g, peso seco) en tejidos de ictiofauna demersal del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava. * Significativamente (P<0.05) mayor.

Se compararon las concentraciones de Hg en tejidos de los individuos que se recolectaron en la zona marina contigua como en la zona lagunar de Teacapán-Agua Brava. Solamente se recolectó en lluvias a *S. guatemalensis* (N≥3) en ambas zonas, los niveles de Hg el hígado y músculo resultaron ser significativamente diferentes (p<0.05) entre las dos zonas, los valores más elevados se encontraron en la zona marina contigua y fueron de 2.078 µg/g en músculo y de 5.725 µg/g en hígado.

Se agruparon los organismos por familias en ambas zonas (Figura 13) puesto que los valores bajos (N<3) en la zona marina contigua del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava no permitían efectuar las pruebas entre especies. Las familias fueron Ariidae (*C. fuerthii*, *S. seemani* y *S. guatemalensis*), Haemulidae (*P. macracanthus* y *P. panamensis*) y Sciaenidae (*C. xanthulus*, *C. reticulatus* y *S. fürthii*; Tablas 8 y 9). Los peces de la familia Ariidae (tanto en tejido muscular como en el tejido hepático) presentaron diferencias significativamente mayores (p<0.05) de las

concentraciones de Hg en la zona marina contigua.

En el caso de la familia Haemulidae, los niveles de mercurio en ambos tejidos resultaron parecidos, no hubo diferencias significancia ($p > 0.05$). De igual manera, para la familia Scianidae no se presentaron diferencias significativas en las concentraciones de Hg en el hígado y músculo en ambas zonas, sin embargo los valores más elevados de Hg se encontraron en la zona marina contigua.

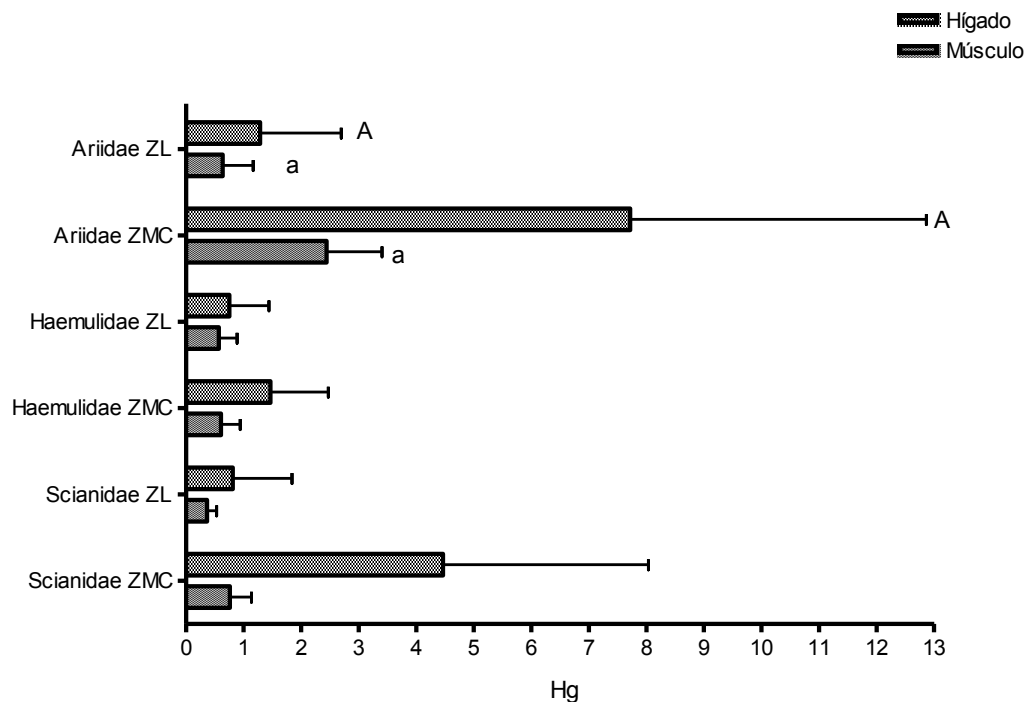


Figura 14. Niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos de Familias en común del sistema lagunar Teacapán-Agua Brava. Barras con las letras iguales indican diferencias significativas (a, $p=0.0191$; A, $p=0.0018$). ZMC, zona marina contigua; ZL, zona lagunar.

En la zona costera de Sinaloa, México, la información con respecto al Hg (Ruelas-Inzunza y Páez-Ósuna, 2005; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008) en tejido muscular e hígado en diversas especies de peces (*Arius platypogon*, *Pomadasys leuciscus* y

Nematistius pectoralis) fueron comparables con los organismos recolectados (*Sciades guatemalensis*, zona marina; *Pomadasys macracanthus* y *Nematistius pectoralis*, zona lagunar; Tablas 8 y 9) en ambas zonas de Teacapán-Agua Brava. Contrario a lo reportado para hemúlidos del presente trabajo, en el estudio de Jara-Marini (2008a) algunos valores de Hg reportados para *Haemulopsis leuciscus* en el Estero de Urías, siguieron una secuencia de músculo>hígado.

Las concentraciones reportadas de mercurio en tejidos de diferentes especies de peces recolectadas en Teacapán fueron elevadas en el hígado. El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava es considerado como ligeramente contaminado debido a las actividades cercanas a la zona (Rodríguez-Preciado, 2004; García-Hernández *et al.*, 2007; García-Gasca *et al.*, 2010), en comparación con otras como el Estero de Urías.

9.4 Comparación de los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales del Estero de Urías, el sistema lagunar Huizache-Caimanero y el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

Se encontraron correlaciones significativas de las concentraciones de Hg de los organismos recolectados en el presente estudio (Anexo II).

Las pruebas estadísticas multivariadas son ampliamente usadas para la identificación y caracterización de los cambios en la estructura de las comunidades biológicas en el tiempo y espacio relacionándolas a las variaciones en las condiciones ambientales. Adicionalmente, el uso de estas herramientas se ha ampliado a investigaciones de monitoreo de contaminantes y sus efectos biológicos en los últimos años (Clarke y Warwick, 2001).

Para comparar las concentraciones de mercurio en las especies de los peces recolectados en el sur de Sinaloa se utilizó estadística multivariada involucrando los factores tejidos (hígado, músculo), temporadas (lluvias, secas), zonas (lagunar, marina contigua) y localidades (Esteros de Urías, Huizache-Caimanero, Teacapán-Agua Brava). En la Figura 14 se muestra el análisis exploratorio de datos de conglomerados, en base al porcentaje de similitud de Bray-Curtis; se observó la distinción de las zonas marina contigua y la zona lagunar.

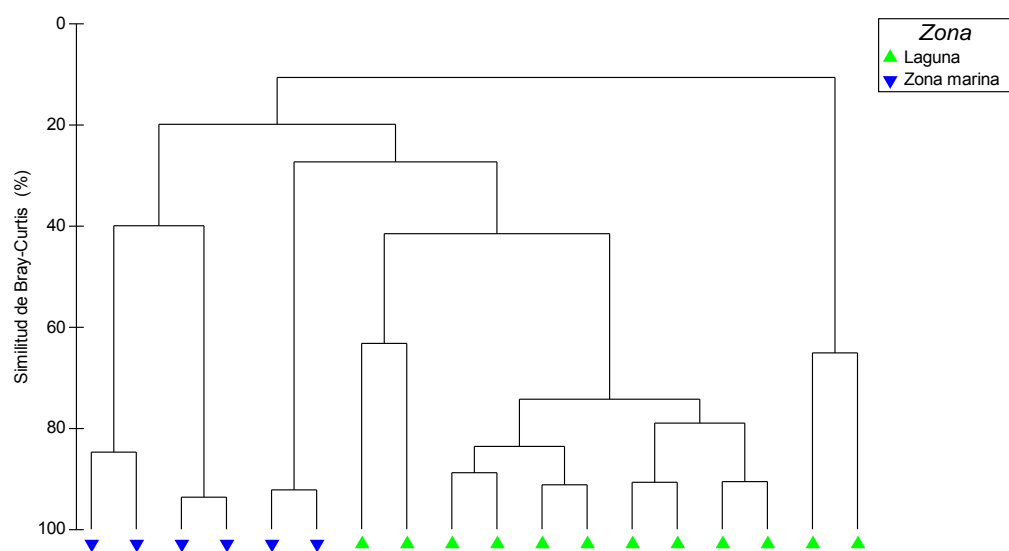


Figura 15. Conglomerado de los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

Además se utilizó el análisis de ordenamiento nMDS para tratar de establecer diferencias entre las concentraciones de Hg y la formación de grupos dentro de éstas. El arreglo de los datos correspondientes a la zona lagunar y marina contigua permitió visualizar a dos grupos (valor de stress 0.05; Figura 15).

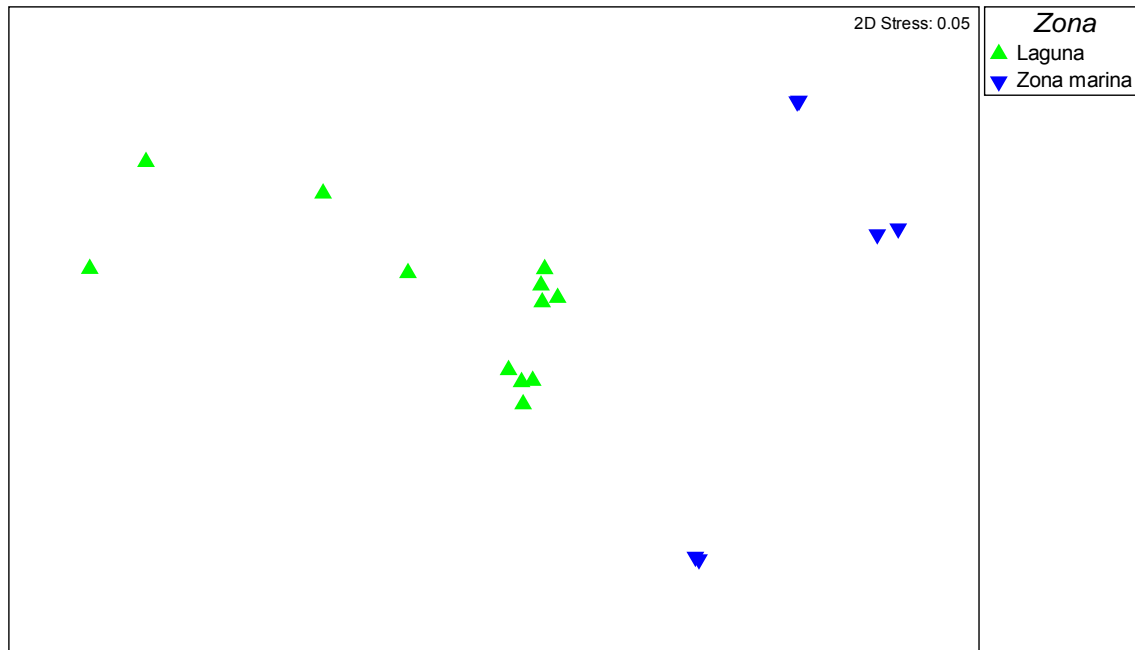


Figura 16. Ordenamiento nMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) para los niveles de mercurio en tejidos selectos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

En la Tabla 10 se presentan los resultados del análisis de similitud (ANOSIM) aplicado a los factores de temporada, tejido, sitio y zona, indicando el nivel de significancia (p) y el rango de similitud (R) para la comparación de cada uno ellos. El factor “zona” fue el único que presentó un valor significativo ($p < 0.05$); en la zona marina contigua las concentraciones de mercurio fueron significativamente mayores ($p = 0.001$) que en la zona lagunar, tal como se presentó previamente en las Figuras 14 y 15 con la separación de dos grupos. Las diferencias en la morfología y la hidrodinámica de los tres sistemas lagunares no se reflejaron en diferencias de las concentraciones de Hg.

La ictiofauna analizada en este trabajo utiliza estos sitios como lugares de crianza y alimentación por lo que los organismos presentan tallas juveniles en la zona del bosque de manglar en las lagunas costeras. En contraparte, los organismos de la zona marina contigua presentaron tallas mayores ya que utilizan esta zona como áreas de reproducción. Como consecuencia de lo anterior, al parecer las concentraciones de Hg en peces recolectados en la zona con presencia de manglar (organismos más pequeños) se muestran comparativamente más bajos que su área adyacente. Una condicionante más la diferenciación de sexos en los organismos y el estado de madurez sexual en los organismos. Otro factor que puede influir en marcar diferencias es la composición de la dieta, de manera que los niveles de Hg más elevados reportados para la zona marina contigua se asocian a peces con niveles tróficos más altos que los organismos recolectados dentro de la laguna.

Tabla 10. Prueba de ANOSIM para los diferentes factores de los niveles de mercurio en tejidos de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

Factor			R	p	
Lagunas ¹					
	Estero de Urías	vs	Huizache-Caimanero	-0.129	0.782
	Huizache-Caimanero	vs	Teacapán-Agua Brava	0.210	0.119
	Teacapán-Agua Brava	vs	Estero de Urías	0.096	0.180
Zona					
	Lagunar	vs	Marina	0.565	0.001*
Tejido					
	Músculo	vs	Hígado	-0.055	0.804
Temporada					
	Lluvias	vs	Secas	0.003	0.429

R: rango de similitud; *Significativamente diferente ($p < 0.05$); 1: rango de similitud global $R = 0.014$ y $p = 0.398$.

Continuando con la diferenciación de las concentraciones de mercurio en peces de la zona lagunar y marina contigua de los sistemas estudiados, en la Tabla 11 se muestran las especies que contribuyeron a la separación entre zonas: *Sciades seemani*, *Sciades guatemalensis*, *Cathorops fuerthii*, *Nematistius pectoralis*, *Caranx caballus* y *Caranx caninus* que se recolectaron en ambas zonas; *Stellifer fürthii*, *Cynoscion reticulatus* y *Pomadasys panamensis* sólo en la zona marina; *Centropomus robalito*, *Pomadasys macracanthus* y *Mugil cephalus* presentes sólo en la zona lagunar.

Tomando en cuenta la relación Disim/SD en la Tabla 11, las especies que causaron mayor discriminación entre las zonas se encuentran: *Centropomus robalito* (1.26, laguna), *Sciades guatemalensis* (1.06, laguna y marina), *Stellifer fürthii* (1.02, marina), *Sciades seemani* (0.97, laguna y marina), *Caranx caninus* (0.91, laguna y marina), *Pomadasys panamensis* (0.90, marina) y *Mugil cephalus* (0.90, laguna).

Sciades seemani (disimilitud promedio, 14.5) y *Sciades guatemalensis* (disimilitud promedio, 7.23) contribuyeron en mayor grado en distinción entre la zona marina de Teacapán-Agua Brava y la lagunar tanto en Huizache-Caimanero como en Teacapán-Agua Brava. Las concentraciones de Hg más elevadas en *Sciades spp.* se encontraron en la zona marina. Las diferencias entre las concentraciones de Hg entre zonas probablemente se debieron a la diferencia de tallas entre los *Sciades spp.* De manera adicional podemos mencionar que los valores de Hg en *Sciades spp.* en la laguna de Huizache-Caimanero (0.945 µg/g, peso seco) y en la laguna de Teacapán-Agua Brava (0.723 µg/g, peso seco) mostraron niveles de mercurio similares.

La contribución de *Centropomus robalito* (disimilitud promedio, 2.73) fue la más importante en cuanto a la diferenciación por zonas, es pertinente mencionar que esta especie se presentó solamente en la zona lagunar de todos los sistemas (Estero de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava).

Stellifer fürthii (disimilitud promedio, 12.35) y *Cynoscion reticulatus* (disimilitud promedio, 10.59) pertenecientes a la familia Sciaenidae solamente se recolectaron en la zona marina correspondiente al sistema lagunar Teacapán-Agua Brava y al Estero de Urías. *C. reticulatus* presentó concentraciones de Hg mayores que *S. fürthii*, aunque ésta última tuvo una mayor contribución para la zona marina en la Tabla 11.

La contribución de *Caranx caninus* (disimilitud promedio, 4.39) tanto en la zona marina del Estero de Urías como en los tres sistemas lagunares (Estero de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava) fue importante para la distinción de ambas zonas. Cabe mencionar que los organismos utilizados fueron de tallas juveniles en ambas zonas; tal vez sus hábitos alimenticios (carnívoros) pueden ligarse al lugar de recolección.

Dentro de las especies que también aportaron un valor considerable a la disimilitud de la zona lagunar se encuentran *Mugil cephalus* (disimilitud promedio, 5.01), ya que dicha especie se recolectó en las tres lagunas que conforman el área de estudio.

Tabla 11. Especies que contribuyeron con la abundancia promedio a la diferenciación de las zonas lagunar y marina contigua en los niveles de mercurio de peces demersales de sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

Especies	Abu. Zona lagunar	Abu. Zona marina	Disim.	Disim. / SD
<i>Centropomus robalito</i>	0.41	0.00	2.73	1.26
<i>Sciades guatemalensis</i>	0.57	1.30	7.23	1.06
<i>Stellifer fürthii</i>	0.00	2.04	12.35	1.02
<i>Sciades seemani</i>	0.89	2.87	14.15	0.97
<i>Caranx caninus</i>	0.57	0.60	4.34	0.91
<i>Pomadasys panamensis</i>	0.00	0.79	5.75	0.90
<i>Mugil cephalus</i>	0.68	0.00	5.01	0.90
<i>Caranx caballus</i>	0.39	0.27	3.76	0.84
<i>Nematistius pectoralis</i>	0.36	0.34	4.00	0.82
<i>Cathorops fuerthii</i>	0.47	0.44	4.76	0.81
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.00	1.30	10.59	0.71
<i>Pomadasys macracanthus</i>	1.24	0.00	5.99	0.58

Abu., abundancia promedio; Disim, disimilitud promedio; SD, desviación estándar.

La información concerniente a la comparación de las zonas lagunares con presencia de bosques de manglar y su área marina adyacente es escasa. Por otro lado, desde el punto de vista espacial, el límite que puede separar dichas zonas en las áreas de estudio es muy difuso. No obstante, con los datos de Hg presentados se pudo apreciar una diferenciación de zonas (marina contigua y lagunar) en las lagunas costeras del sur de Sinaloa.

El grado de impacto ambiental en los sitios estudiados no se conoce a fondo, solamente se ha mencionado al Estero de Urías como una de las zonas costeras Mexicanas severamente impactadas (Ortiz-Lozano *et al.*, 2005). En el caso del sistema lagunar Huizache-Caimanero se ha documentado la presencia de actividades de acuícolas, agrícolas, y en menor grado urbanas en los alrededores, así como la existencia de una histórica actividad minera a la baja en la actualidad (Edwards, 1978; de la Lanza y García, 1991; Lyle-Fritch, 2003; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; SGM, 2009). El sistema lagunar Teacapán-Agua Brava ha sido tomado como referencia en varios trabajos regionales sobre contaminación (García-Gasca *et al.*, 2010; Frías-Espericueta *et al.*, 2011); en dichos estudios se ha destacado la influencia del aporte de desechos por actividades agrícolas, urbanas e incluso minera (Galindo-Reyes, 2000; Rodríguez-Preciado, 2004; SGM, 2009).

La secuencia de los valores medios de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en músculo para la totalidad de ictiofauna recolectada fue Estero de Urías (0.856) >Huizache-Caimanero (0.560) \geq Teacapán-Agua Brava (0.504). La secuencia fue la misma para el hígado: Estero de Urías (1.680) >Huizache-Caimanero (1.030) \geq Teacapán-Agua Brava (1.022). Ambas secuencias coinciden con el grado de impacto en los sitios de estudio mencionadas con anterioridad. Hay que recordar que las lagunas costeras y todo lo que incluye los sistemas de manglar, no son sistemas cerrados sino sitios de exportación e importación constantes de materia y energía (Edwards, 1978; Alongi, 2009). En el caso particular del mercurio, su ciclo biogeoquímico es complejo en el sentido de que se encuentra en diferentes compartimientos ambientales y no existen fronteras para su movilización.

9.5 Comparación de los niveles de mercurio en la porción comestible de peces demersales del sur de Sinaloa con la normatividad vigente

En las últimas décadas ha habido crecimiento en el interés de determinar los metales en organismos marinos, especialmente en la porción comestible de los peces. Las concentraciones de metales en los tejidos de los peces son usados para el establecimiento de estándares y para la protección de la vida acuática (Roméo *et al.*, 1999; Filazi *et al.*, 2003; Afonso *et al.*, 2013; Brambilla *et al.*, 2013; Burger *et al.*, 2013; Khoshnamvand *et al.*, 2013; Squadrone *et al.*, 2013).

En lo que respecta al mercurio, el nivel máximo permisible en alimentos marinos destinados para consumo humano en México de acuerdo a la NOM-027-SSA1-1993, es de 1 µg/g de Hg (peso húmedo) de pescados frescos, refrigerados y congelados. La FAO/WHO (1991) estableció concentraciones límites de Hg total en peces para el consumo humano de 1 µg/g (peso húmedo) en peces depredadores tope y de 0.5 µg/g para peces no depredadores. De igual manera en los países que conforman la Unión Europea se fijó el límite de 0.5-1 µg Hg/g (peso húmedo) dependiendo de las especies de peces (CREC, 2006).

De manera general, se presentan los valores medios de Hg en la porción comestible para la totalidad de las especies de peces demersales recolectadas en los tres sitios (Tabla 12). Al comparar los resultados de concentración de mercurio con el límite máximo permisible (1.0 µg/g, peso húmedo) de la normatividad de la República Mexicana, se observó que en la mayoría de los especímenes no se sobrepaso el límite permisible, a excepción de un organismo correspondiente al Estero de Urías con 3.4 % (1 de 29). En comparación con la normatividad internacional (Unión Europea, Canadá, Brasil y Venezuela) cuyo límite máximo es más estricto (0.5 µg/g, peso húmedo), en los tres sitios de estudios se superó dicho límite (Tabla 12). El mayor número de organismos que sobrepasaron el límite correspondió al Estero de Urías con 10.3 % (3 de 29), seguido de Teacapán-Agua Brava con 4.0 % (6 de 149) y el más bajo Huizache-Caimanero con 2.2 % (2 de 93).

Tabla 12. Comparación de los niveles de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso húmedo) en la porción comestible de peces demersales del sur de Sinaloa con la normatividad aplicable.

Sitio	Hg ¹	% de los organismos por encima de la normatividad aplicable	
		A	B
Estero de Urías	0.210 \pm 0.242	10.3	3.4
Huizache-Caimanero	0.138 \pm 0.142	2.2	0
Teacapán-Agua Brava	0.124 \pm 0.148	4.0	0
Todos los sitios	0.138 \pm 0.160	4.1	0.4

¹Promedio \pm la desviación estándar; A, normatividad la Unión Europea (CREC, 2006), Canadá, Brasil y Venezuela (Nauen, 1983); B, normatividad Mexicana.

Los valores de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso húmedo) en promedio para cada una de las especies de peces recolectadas en el sur de Sinaloa se pueden apreciar en la Figura 16. En algunos individuos de *Cynoscion reticulatus* recolectados en el Estero de Urías se sobrepasó el límite de la normatividad Mexicana ($1.0 \mu\text{g Hg/g}$, peso húmedo); además, varios de los especímenes de *Stellifer fürthii* en el Estero de Urías, *Nematistius pectoralis* en Teacapán-Agua Brava y *Sciades seemani* en Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava superaron el límite de la normatividad internacional de $0.5 \mu\text{g Hg/g}$ (peso húmedo).

A nivel internacional son numerosos los trabajos donde se comparan las concentraciones de Hg en peces con la legislación (Storelli *et al.*, 2005; Storelli *et al.*, 2006; De Marco *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2008; Damiano *et al.*, 2011; Álvarez *et al.*, 2012; Lambert *et al.*, 2012). En los trabajos referidos anteriormente se han demostrado variaciones de las concentraciones de Hg a expensas del sitio de recolección y de los organismos por lo que en algunos casos los niveles han estado por encima de la norma. En el caso de las costas del Golfo de California, los estudios en peces han revelado que existen especies (principalmente de nivel trófico elevado) cuyos niveles de Hg están por encima de los límites de la normatividad Mexicana (García-Hernández *et al.*, 2007; Ruelas-Inzunza *et al.*,

2008; Soto-Jiménez *et al.*, 2009; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011c). En otros estudios realizados en la misma región, los valores de Hg se encontraron por debajo a los límites máximos permisibles en México (Reimer y Reimer, 1975; Rodríguez-Preciado, 2004; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2005).

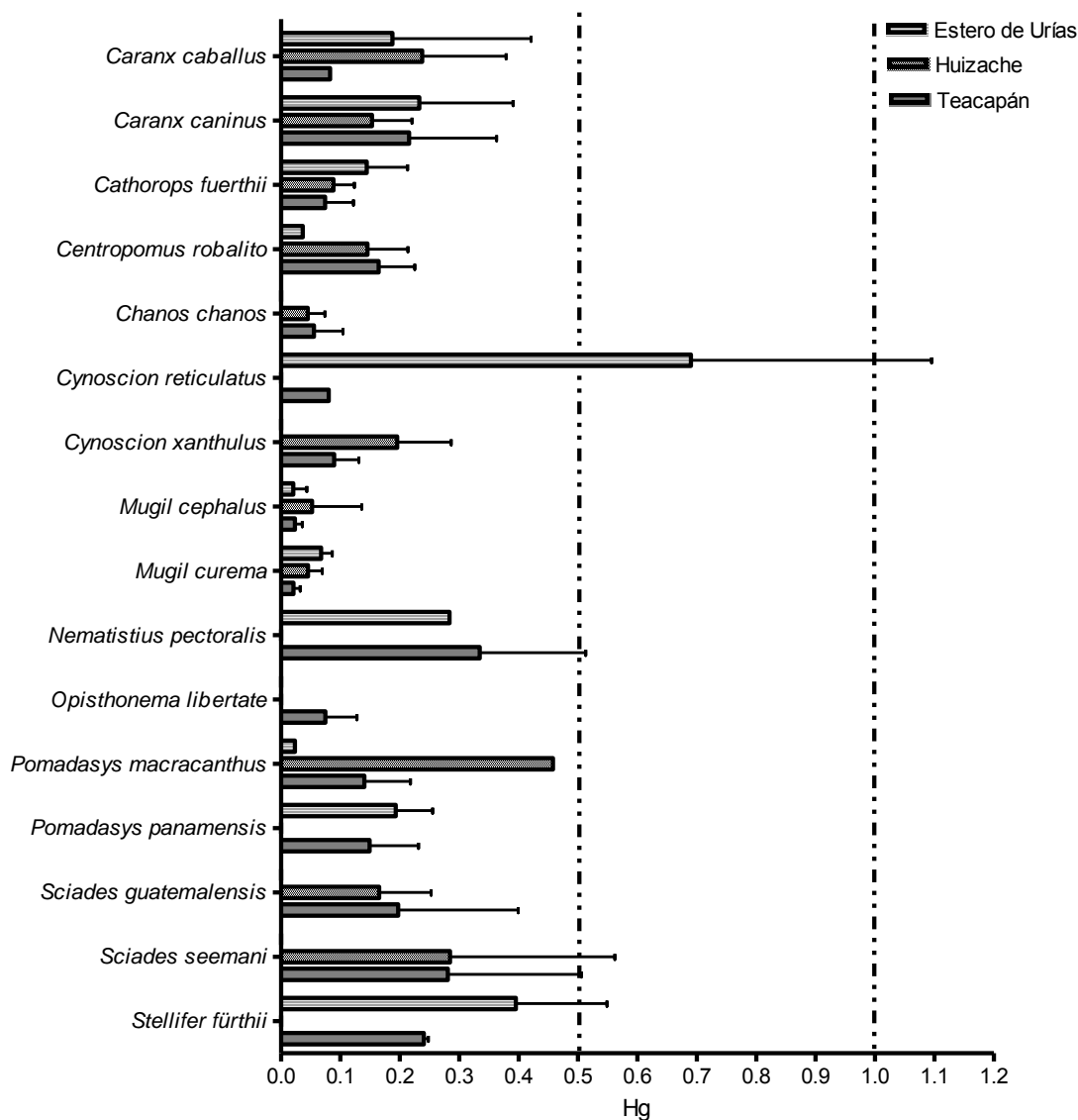


Figura 17. Concentraciones medias de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso húmedo) encontradas en la porción comestible de peces demersales de sistemas de manglar del Sur de Sinaloa.

10. Conclusiones

Las concentraciones medias de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) para la totalidad de los peces recolectados en los sistemas de manglar del sur de Sinaloa en músculo fue de 0.561 ± 0.651 y para el hígado de 1.089 ± 1.592 . La concentración de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) más elevada en músculo (3.527) y en hígado (13.693) correspondió a *Sciades seemani* recolectado en Teacapán-Agua Brava.

La secuencia en la concentración de Hg en los tejidos de los peces analizados en este estudio fue de hígado > músculo, excepto para *Cynoscion xanthulus* y *Centropomus robalito* en Huizache-Caimanero, *Caranx caninus*, *Caranx caballus*, *Centropomus robalito* y *Nematistius pectoralis* en Teacapán-Agua Brava y para *Caranx caninus* y *Nematistius pectoralis* en el Estero de Urías.

Considerando la totalidad de las especies de peces estudiadas, las temporadas de muestreo y los tejidos analizados, los niveles de Hg mostraron una diferenciación entre las zonas de recolección (zona marina contigua > zona lagunar) en los sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

El factor temporal (lluvias, secas) no fue determinante en la diferenciación de los niveles de Hg en los peces analizados en este estudio. No obstante, en la mayoría de los organismos recolectados en la temporada de lluvias las concentraciones de Hg resultaron mayores que en la temporada de secas.

En lo que respecta al sitio de recolección, la secuencia de las concentraciones de mercurio ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en el músculo fue Estero de Urías (0.856 ± 0.985) > Huizache-Caimanero (0.560 ± 0.579) \geq Teacapán-Agua Brava (0.504 ± 0.601). En el hígado la secuencia fue igual, Estero de Urías (1.680 ± 1.590) > Huizache-Caimanero (1.030 ± 1.303) \geq Teacapán-Agua Brava (1.022 ± 1.740).

La concentración de Hg en la porción comestible para la totalidad de los peces estudiados fue $0.138 \pm 0.160 \mu\text{g/g}$ (peso húmedo); dicho valor está dentro de los

límites máximos permisibles (1.0 µg/g, peso húmedo) de la normatividad Mexicana. Algunos de los individuos de *Cynoscion reticulatus* recolectados en el Estero de Urías superaron el límite de la normatividad Mexicana de 1.0 µg Hg/g (peso húmedo); además, varios de los especímenes de *Stellifer fürthii* en el Estero de Urías, *Nematistius pectoralis* en Teacapán-Agua Brava y *Sciades seemani* en Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava sobrepasaron el límite de la normatividad internacional de 0.5 µg Hg/g (peso húmedo).

11. Recomendaciones

Con base en este estudio:

Realizar más investigaciones acerca de la dinámica del mercurio la biota y reservorios abióticos en área de estudio. Así como complementar el análisis sobre la distribución de otros metales pesados de interés en los organismos, sobre todo en las lagunas de Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava puesto que son escasos los trabajos que se han efectuado en las lagunas costeras del sur de Sinaloa.

Aún cuando los resultados de Hg en la porción comestible de peces de consumo humano no representan un riesgo, se deben tomar las debidas precauciones a razón de que las tasas de consumo son diferentes en cada sitio y la respuesta toxicológica depende de los grupos sensibles que esten expuestos a las especies que presentaron concentraciones elevadas de Hg. Una mejor comprensión en cuanto al Hg en peces de estos sitios permitirá el establecimiento de indicaciones con respecto a los hábitos alimenticios, pudiendo maximizar los beneficios con el consumo de alimentos de origen marino, junto al manejo de la información de los riesgos asociados.

12. Referencias bibliográficas

- Adams, D. 2009. Consistently low mercury concentrations in dolphinfish, *Coryphaena hippurus*, an oceanic pelagic predator. *Environmental Research*. 109: 697-701.
- Afonso, C., Lourenço, H.M., Cardoso, C., Bandarra, N.M., Carvalho, M.L., Castro, M. y Nunes, M.L. 2013. From fish chemical characterisation to the benefit-risk assessment - Part A. *Food Chemistry*. 137: 99-107.
- Agah, H., Leermakers, M., Elskens, M., Reza-Fatemi, S.M. y Baeyens, W. 2007. Total Mercury and Methyl Mercury Concentrations in Fish from the Persian Gulf and the Caspian Sea. *Water, Air and Soil Pollution*. 181: 95-105.
- Alonso-Rodríguez, R. 2004. Hidrología y condiciones ambientales que determinan la proliferación de dinoflagelados causantes de marea roja en la bahía de Mazatlán, Sin. México. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Pp. 117.
- Alongi, D.M. 2009. *The Energetics of Mangrove Forests*. Springer. London. Pp. 212.
- Álvarez, S., Kolok, A., Jiménez, L., Granados, C. y Palacio, J. 2012. Mercury Concentrations in Muscle and Liver Tissue of Fish from Marshes Along the Magdalena River, Colombia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 89: 836-840.
- Álvarez-Rubio, M., Amezcua-Linares, F. y Yáñez-Arancibia, A. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*. 13: 185-242.
- Amezcua-Linares, F. 1977. Generalidades ictiológicas del sistema lagunar costero de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. *Anales del Instituto de Ciencias del*

Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. 4: 1-26.

- Bisi, T.L., Lepoint, G., Azevedo, A.F., Dorneles, P.R., Flach, L., Das, K., Malm, O. y Lailson-Brito, J. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*. 18: 291-302.
- Bojórquez, L.A. 2002. Crecimiento, productividad y estructura forestal de manglares en un ecosistema lagunar eutroficado (Estero de Urías) y en estanques experimentales. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM.
- Brambilla, G., Abete, M.C., Binato, G., Chiaravalle, E., Cossu, M., Dellatte, E., Miniero, R. y Orletti, R. 2013. Mercury occurrence in Italian seafood from the Mediterranean Sea and possible intake scenarios of the Italian coastal population. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 65: 269-277.
- Brewer, D.T., Milton, D.A., Fry, G.C., Dennis, D.M., Heales, D.S. y Venables, W.N. 2007. Impacts of gold mine waste disposal on deepwater fish in a pristine tropical marine system. *Marine Pollution Bulletin*. 54: 309-321.
- Burger, J., Jeitner, C., Donio, M., Pittfield, T. y Gochfeld, M. 2013. Mercury and selenium levels, and selenium: mercury molar ratios of brain, muscle and other tissues in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) from New Jersey, USA. *Science of the Total Environment*. 443: 278-286.
- Carneiro, C., Teixeira, E., Resende, R. y Oliveira, E. 2013. Total Mercury Bioaccumulation in Tissues of Carnivorous Fish (*Micropogonias furnieri* and *Cynoscion acoupa*) and Oysters (*Crassostrea brasiliana*) from Sepetiba Bay, Brazil. *Journal of Aquatic Food Product Technology*. 22: 96-102.
- Chatterjee, M., Canario, J., Sarkar, S.K., Branco, V., Godhantaraman, N., Bhattacharya, B.D. y Bhattacharya, A. 2011. Biogeochemistry of mercury and methylmercury in sediment cores from Sundarban mangrove wetland, India-a UNESCO World Heritage Site. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184:

5239-5254.

- Choy, C. A., Popp, B. N., Kaneko, J. J. y Drazen, J. C. 2009. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 106: 13865-13869.
- Clarke, K.R. y Warwick, R.M. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Edition. PRIMER-ELtd. United Kingdom. Pp. 171.
- Clark, K.F., Foster, C.T. y Damon, P.E. 1982. Cenozoic mineral deposits and subduction-related magmatic arcs in Mexico. *Geological Society of America Bulletin*. 93: 533-544.
- Coelho, J.P., Reisa A.T., Venturaa S., Pereiraa M.E., Duartea A.C. y Pardalb, M.A. 2008. Pattern and pathways for mercury lifespan bioaccumulation in *Carcinus maenas*. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1104-1110.
- Commission Regulation European Community. 2006. Regulation No. 1881/2006 of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. Official Journal of the European Union. L364: 5-24.
- Contreras, F. 1985. Las Lagunas Costeras Mexicanas. Centro de Ecodesarrollo. Secretaria de Pesca. D.F. Pp. 253.
- Damiano, S., Papetti, P. y Menesatti, P. 2011. Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative analysis of Mediterranean and Atlantic areas. *Marine Pollution Bulletin*. 62: 1920-1925.
- De Marco, S.G., Botté, S.E. y Marcovecchio, J.E. 2006. Mercury distribution in abiotic and biological compartments within several estuarine systems from Argentina: 1980–2005 period. *Chemosphere*. 65: 213-223.
- Ding, Z., Wu, H., Feng, X., Liu, J. Liu, Y., Yuan, Y., Zhang, L., Lin, G. y Jiayong, P.

2011. Distribution of Hg in mangrove trees and its implication for Hg enrichment in the mangrove ecosystem. *Applied Geochemistry*. 26: 205-212.
- Doadrio, A.L. 2004. Ecotoxicología y acción toxicológica del mercurio. *Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia*. 44: 933-959.
- Eagles-Smith, C. y Ackerman, J., 2009. Rapid Changes in Small Fish Mercury Concentrations in Estuarine Wetlands: Implications for Wildlife Risk and Monitoring Programs. *Environmental Science and Technology*. 43: 8658-8664.
- Edwards, R.R.C. 1978. Ecology of a coastal lagoon complex in Mexico. *Estuarine and Coastal Marine Science*. 6: 75-92.
- Fang, J., Wang K.,X., Tang, J.L., Wang, Y.M., Ren, S.J. y Wu, H.Y. 2004. Copper, lead, zinc, cadmium, mercury, and arsenic in marine products of commerce from Zhejiang coastal area, China, May. 1998. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 73: 583-90.
- FAO/WHO, 1991. Codex Alimentarius Guideline Levels for Methylmercury in Fish. CAC/GL 7-1991.
- Filazi, A. Baskaya, R., Kum, C. y Hismiogullari, S.E. 2003. Metal concentrations in tissues of the Black Sea fish *Mugil auratus* from Sinop-Icliman, Turkey. *Human and Experimental Toxicology*. 22: 85-87.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y Niem, V.H. 1995a. Guía FAO para la identificación de especies para fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1. Roma, FAO. Pp. 647-1200.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y Niem, V.H. 1995b. Guía FAO para la identificación de especies para fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. Vertebrados-Parte 2. Roma, FAO. Pp. 1201-1813.

Flores-Verdugo, F., González-Farías, F., Ramírez-Flores, O., Amezcua-Linares, F., Yáñez-Arancibia, A., Álvarez-Rubio, M. y Day, J.W., 1990. Mangrove Ecology, Aquatic Primary Productivity and Fish Community Dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*. 13: 219-230.

Frías-Espéricueta, M.G., Osuna-López, J.I., Flores-Reyes, S., López-López, G. y Izaguirre-Fierro, G., 2005. Heavy metals in the oyster *Crassostrea corteziensis* from Urías Lagoon, Mazatlán, Mexico, associated with different anthropogenic discharges. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 74: 996-1002.

Frías-Espéricueta, M.G., Osuna-López J.I., Jiménez-Vega, M.A., Castillo-Bueso D., Muy-Rangel, M.D., Rubio-Carrasco, W., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G. y Voltolina, D. 2011. Cadmium, copper, lead, and zinc in *Mugil cephalus* from seven coastal lagoons of NW Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*. 182: 133-139.

Froese, R. y Pauly, D. 2013. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2013).

Fujimura, M., Matsuyama, A., Harvard, J., Bourdineaud, J. y Nakamura, K. 2012. Mercury Contamination in Humans in Upper Maroni, French Guiana Between 2004 and 2009. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 88: 135-139.

Furness, R.W. y Rainbow, P.S. 1990. Heavy metals in the marine environment. CRC, Boca Ratón, Florida, EEUU. Pp. 160-169.

Galindo-Reyes, J.G. 2000. Condiciones ambientales y de contaminación de ecosistemas costeros de Sinaloa. Culiacán, Sinaloa: Universidad Autónoma de Sinaloa. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

García-Gasca, A., Leal-Tarin, B., Ríos-Sicairos, J., Hernández-Cornejo, R.,

- Aguilar-Zárate, G. y Betancourt-Lozano, M. 2010. Follicular apoptosis in the mussel (*Mytella strigata*) as potential indicator of environmental stress in coastal ecosystems. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. 45: 56-61.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. UNAM, México, D.F. Pp. 89.
- García-Hernández, J., Cadena-Cárdenas, L., Betancourt-Lozano, M., García-De-La-Parra, L.M., García-Rico, L. y Márquez-Farías, F. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicological and Environmental Chemistry*. 89: 507-522.
- Greenfield, B. y Jahn, A. 2010. Mercury in San Francisco Bay forage fish. *Environmental Pollution*. 158: 2716-2724.
- Guentzel, J.L., Portilla E., Keith, K.M. y Keith, E.O. 2007. Mercury transport and bioaccumulation in riverbank communities of the Alvarado Lagoon System, Veracruz State, México. *Science of the Total Environment*. 388: 316-324.
- Harbison, P. 1986. Mangrove muds sink and a source for trace metals. *Marine Pollution Bulletin*. 17: 246-250.
- Hoffman, D.J., *et al.* 2003. Handbook of ecotoxicology 2nd ed. CRC Press LLC Lewis Publishers. USA. Pp. 425-428.
- Hylander, L.D., Pinto, F.N., Guimarães, J.R., Meili, M., Oliveira, L.J. y de Castro e Silva, E. 2000. Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *Science of The Total Environment*. 261: 9-20.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2009a. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Mazatlán, Sinaloa. Clave geoestadística 25012.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2009b. Prontuario de

información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Rosario, Sinaloa. Clave geoestadística 25014.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 2009c. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Escuinapa, Sinaloa. Clave geoestadística 25009.

Jara-Marini, M.E. 2008a. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos a la trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Doctorado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 376.

Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F. y Páez-Osuna, F. 2008b. Trace metals accumulation patterns in a mangrove lagoon ecosystem, Mazatlán Harbor, southeast Gulf of California. *Journal of Environmental and Health Part A*. 43: 995-1005.

Jara-Marini, M.E., Soto-Jiménez, M.F. y Páez-Osuna, F. 2012. Mercury transfer in a subtropical coastal lagoon food web (SE Gulf of California) under two contrasting climatic conditions. *Environmental Toxicology*. 27: 526-536.

Khoshnamvand, M., Kaboodvandpour S. y Ghiasi, F. 2013. A comparative study of accumulated total mercury among white muscle, red muscle and liver tissues of common carp and silver carp from the Sanandaj Gheshlagh Reservoir in Iran. *Chemosphere*. 90: 236-1241.

Kojadinovic, J., Potier M., Le Corre M.M., Cosson, R. y Bustamante, P. 2006. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. *Science of the Total Environment*. 366: 688-700.

Kovacs, J. M., King, J. M. L., Flores de Santiago, F. y Flores-Verdugo, F. 2009. Evaluating the condition of a mangrove forest of the Mexican Pacific based on an estimated leaf area index mapping approach. *Environmental Monitoring Assessment*. 157: 137-149.

- Kwaansa-Ansah, E., Agorku, S. y Nriagu, J. 2011. Levels of Total Mercury in Different Fish Species and Sediments from the Upper Volta Basin at Yeji in Ghana. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 86: 406-409.
- Kwaśniak, J. y Falkowska, L. 2012. Mercury distribution in muscles and internal organs of the juvenile and adult Baltic cod (*Gadus morrhua callarias* Linnaeus, 1758). *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 41: 65-71.
- Lacerda, L.D., Silva, L.F.F., Marins, R.V., Mounier, S., Paraquetti, H.H.M. y Benaim J. 2001. Dissolved mercury concentrations and reactivity in mangrove waters from the Itacurussa Experimental Forest, Sepetiba Bay, SE Brazil. *Wetlands Ecology and Management*. 9: 323-331.
- Lambert, K.F., Evers, D.C., Warner, K.A, King, S.L. y Selin, N.E. 2012. Integrating mercury science and policy in the marine context: Challenges and opportunities. *Environmental Research*. 119: 132-142.
- Lankford, R.A. 1977. Coastal Lagoons of México. Their Origin and Classification. Estuarine Processes. Vol. II. UNESCO Marine Geologist. Academic Press, INC. New York. Pp.182-215.
- de la Lanza, E.G. y García, J.L. 1991. Sistema lagunar Huizache–Caimanero, Sin. Un estudio socio ambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiológica*. 1: 1-27.
- Lewis, M., Pryor, R. y Wilking, L. 2011. Fate and effects of anthropogenic chemical in mangrove ecosystem: A review. *Environmental Pollution*. 159: 2328-2346.
- López, X. y Ezcurra, E. 2012. The productivity of mangroves in northwestern Mexico: a meta-analysis of current data. *Journal of Coastal Conservation*. 16: 399-403.
- Luoma, S.N. y Rainbow, P.S. 2008. Metal Contamination in Aquatic Environments. Science and Lateral Management. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lyle-Fritch, L.P. 2003. Ficha informativa de los humedales RAMSAR. SEMARNAT.

México. Pp. 14.

- Madenjian, C.P., Keir, M.J. y Whittle, D.M. 2011. Sexual difference in mercury concentrations of lake trout (*Salvelinus namaycush*) from Lake Ontario. *Chemosphere*. 83: 903-908.
- Marrugo-Negrete, J., Benítez, L. y Olivero-Verbel, J. 2008. Distribution of Mercury in Several Environmental Compartments in an Aquatic Ecosystem Impacted by Gold Mining in Northern Colombia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 55: 305-316.
- Mieiro, C., Coelho, J., Pacheco, M., Duarte, A. y Pereira, M. 2012. Evaluation of Species-Specific Dissimilarities in Two Marine Fish Species: Mercury Accumulation as a Function of Metal Levels in Consumed Prey. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 63:125-136.
- Miller, N.J. y Miller, J.C., 2002. Estadística y Quimiometría para Química Analítica. Pearson Educación. S.A. Pp. 296.
- Miller, P.A, Munkittrick, K.R. y Dixon, D.G. 1992. Relationship between concentrations of copper and zinc in water, sediment, benthic invertebrates and tissues of white sucker (*Catostomus commersoni*) at metal-contaminated sites. *Canidean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 49: 978-984.
- Montaño-Ley, Y., Peraza-Vizcarra, R. y Páez-Osuna, F. 2008. Tidal Hydrodynamics and their Implications for the Dispersion of Effluents in Mazatlán Harbor: An Urbanized Shallow Coastal Lagoon. *Water, Air, Soil and Pollution*. 194: 343-357.
- Moody, J.R. y Lindstrom, R.N. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for age of trace element samples. *Analytical Chemistry*. 49: 2264-2267.
- Morel, F., Kraepiel, M. y Amyot, M. 1998. The Chemical Cycle and Bioaccumulation of Mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29:

543-566.

Nauen, C.E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fisheries Circular. 764: 102.

Norma oficial mexicana NOM-027-SSA1-1993. Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. Diario Oficial de la Federación. 1994.

Ortiz-Carrillo, J.T., Santos-Carrillo, H.S. y Galindo-Pérez, J.A. 1991. Estudio de la contaminación por plaguicidas en camarón *Penaeus spp.* en el Estero de Teacapán. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. Mazatlán, Sinaloa.

Ortiz-Lozano, L., Granados-Barba, A., Solís-Weiss, V. y García-Salgado, M.A. 2005. Environmental evaluation and development problems of the Mexican Coastal Zone. *Ocean and Coastal Management*. 48: 161-176.

Osuna-López, J.I., Ortega-Romero, P. y Páez-Osuna, F. 1986. Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*. 12: 35-42.

Osuna-López, J.I., Zazueta-Padilla, H., Frías-Espericueta, M., Izaguirre-Fierro, G. y López-López, G., 1997. Metales pesados en sedimentos superficiales del sistema Arroyo Jabalines-Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar*, UAS. 15: 43-49.

Ouboter, P., Landburg, G., Quik, J., Mol, J. y van der Lugt, F. 2012. Mercury Levels in Pristine and Gold Mining Impacted Aquatic Ecosystems of Suriname, South America. *AMBIO (A Journal of the Human Environment)*. 41: 873-882.

Páez-Osuna, F., Montaña-Ley, Y. y Bojórquez-Leyva, H. 1990. Intercambio de agua, fosforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las lagunas costeras adyacentes. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 6: 19-32.

- Páez-Osuna, F. y Marmolejo-Rivas, C. 1990. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves, *Crassostrea cortziensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 45: 538-544.
- Peña, C.E., Carter, D.E. y Ayala-Fierro, F. 2001. Toxicología Ambiental: Evaluación de Riesgos y Restauración Ambiental. *Distributed on the Internet via the Southwest Hazardous Waste Program website at <http://superfund.pharmacy.arizona.edu/toxamb/>*.
- Reimer, A.A. y Reimer, R.D. 1975. Total mercury in some fish and shellfish along the Mexican coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 14: 105-111.
- Rimondi, V., Gray, J.E., Costagliola, P., Vaselli, O. y Lattanzi, P. 2012. Concentration, distribution, and translocation of mercury and methylmercury in mine-waste, sediment, soil, water, and fish collected near the Abbadia San Salvatore mercury mine, Monte Amiata district, Italy. *Science of the Total Environment*. 414: 318-327.
- Ríos-Sicairos, J. 2004. Análisis comparativo de la condición biológica de la lisa blanca (*Mugil curema* Valenciennes, 1836) como indicador de estrés ambiental en dos sistemas lagunar-estuarinos de la costa sureste del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Sinaloa. Pp. 88.
- Rodríguez-Preciado, A. 2004. Análisis comparativo de la concentración de mercurio en el tejido muscular de la lisa *Mugil curema*, (Valenciennes, 1836) de los esteros de Urías y Teacapán, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura, Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera, Universidad Autónoma de Nayarit. Pp. 50.
- Roméo, M., Siaub, Y., Sidoumoub, Z. y Gnassia-Barelli, M. 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *The Science of the Total Environment*. 232:169-175.

- Ruelas-Inzunza, J. 1998. Balanos (*Balanus eburneus*, *Fistulobalanus dentivarians* y *Megabalanus coccopoma*) como biomonitores de la contaminación por metales pesados en las aguas del puerto de Mazatlán, Sinaloa. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 121.
- Ruelas-Inzunza, J. y Páez-Osuna, F. 2005. Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 74: 294-300.
- Ruelas-Inzunza, J., Meza-López, G. y Páez-Osuna, F. 2008. Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *Journal of Food Composition and Analysis*. 21: 211-218.
- Ruelas-Inzunza J., Páez-Osuna, F., Zamora-Arellano, N., Amezcua-Martínez, F. y Bojórquez-Leyva, H., 2009. Mercury in Biota and Surficial Sediments from Coatzacoalcos Estuary, Gulf of Mexico: Distribution and Seasonal Variation. *Water, Air and Soil Pollution*. 197: 165-174.
- Ruelas-Inzunza, J., Green-Ruiz, C., Zavala-Nevárez, M. y Soto-Jiménez, M. 2011a. Biomonitoring of Cd, Cr, Hg and Pb in the Baluarte River basin associated to a mining area (NW Mexico). *Science of the Total Environment*. 409: 3527-3536.
- Ruelas-Inzunza, J., Hernández-Osuna, J. y Páez-Osuna, F. 2011b. Total and Organic Mercury in Ten Fish Species for Human Consumption from the Mexican Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 86: 679-683.
- Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, A.C. y Zamora-Arellano, N., 2011c. Health Risk Associated to Dietary Intake of Mercury in Selected Coastal Areas of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 86: 180-188.
- Ruelas-Inzunza, J., Sánchez-Osuna, K., Amezcua-Martínez, F., Spanopoulos-Zarco, P. y Manzano-Luna, L. 2012. Mercury levels in selected bycatch fish

- species from industrial shrimp-trawl fishery in the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. 64: 2857-2859.
- Saei-Dehkordi, S., Fallah, A. y Nematollahi, A. 2010. Arsenic and mercury in commercially valuable fish species from the Persian Gulf: Influence of season and habitat. *Food and Chemical Toxicology*. 48: 2945-2950.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2009. Panorama minero del estado de Sinaloa. Reporte del Servicio Geológico Mexicano. Secretaría de Economía.
- Soto-Jiménez, M.F., Amezcua, F. y González-Ledesma, R. 2009. Nonessential Metals in Striped Marlin and Indo-Pacific Sailfish in the Southeast Gulf of California, Mexico: Concentration and Assessment of Human Health Risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 58: 810-818.
- Squadrone, S., Prearo, M., Brizio, P., Gavinelli, S., Pellegrino, M., Scanzio, T., Guarise, S., Benedetto, A. y Abete, M.C. 2013. Heavy metals distribution in muscle, liver, kidney and gill of European catfish (*Silurus glanis*) from Italian Rivers. *Chemosphere*. 90: 358-365.
- Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R., Storelli, A. y Marcotrigiano, G. 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Baseline / Marine Pollution Bulletin*. 50: 993-1018.
- Storelli, M.M., Barone, G., Storelli, A. y Marcotrigiano, G.O. 2006. Trace Metals in Tissues of Mugilids (*Mugil auratus*, *Mugil capito*, and *Mugil labrosus*) from the Mediterranean Sea. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 77: 43-50.
- Subotić, S., Višnjić-Jeftić, Ž., Spasić, S., Hegediš, A., Krpo-Ćetković, J. y Lenhardt, M. 2013. Distribution and accumulation of elements (As, Cu, Fe, Hg, Mn, and Zn) in tissues of fish species from different trophic levels in the Danube River at the confluence with the Sava River (Serbia). *Environmental Science and*

Pollution Research. DOI 10.1007/s11356-013-1522-3.

Thornton, I. 1993. Environmental geochemistry and health in the 1990s: a global perspective. *Applied Geochemistry*. 4: 203-210.

Thorslund, J., Jarsjö, J., Chalov, R. y Belozerovala, E. 2012. Gold mining impact on riverine heavy metal transport in a sparsely monitored region: the upper Lake Baikal Basin case. *Journal of Environmental Monitoring*. 14: 2780-2792.

Tremain, D. y Adams, D. 2012. Mercury in Groupers and Sea Basses from the Gulf of Mexico: Relationships with Size, Age, and Feeding Ecology. *Transactions of the American Fisheries Society*. 141: 1274-1286.

U.S. National Research Council Panel on Mercury. 1978. An assessment of mercury in the environment: a report. National Academies. Pp. 185.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1997. Mercury study report to Congress. EPA-452-97-003- 010. Office of Air and Radiation, Washington, D.C., USA.

Valenzuela-Aguilar, E. 2003. Concentración de mercurio en 4 especies de peces (*Galeichthys peruvianus*, *Cynoscion xanthulus*, *Lutjanus colarado* y *Mugil cephalus*) y 2 especies de tiburones (*Carcharhinus leucas* y *Sphyrna lewini*) del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sin. Tesis de licenciatura. Instituto Tecnológico del Mar en Mazatlán. Pp. 55.

Vázquez, F., Florville-Alejandre, T.R., Herrera, M. y Díaz de León, L.M. 2008. Metales pesados en tejido muscular del bagre *Ariopsis felis* en el sur del golfo de México (2001-2004). *Latin American Journal of Aquatic Research*. 36: 223-233.

Villalba, L.A. 1989. Descripción general del Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Ciencias del Mar*. 8: 32-37.

- Watanabe, N., Tamaya, M., Inouye, M. y Yasutake, A. 2012. Distribution and chemical form of mercury in comercial fish tissues. *The Journal of Toxicological Sciences*. 37: 853-861.
- Wu, H., Ding, Z., Liu, Y., Liu, J., Yan, H., Pan, J., Li, L., Lin, H., Lin, G. y Lu, H. 2011. Methylmercury and sulfate-reducing bacteria in mangrove sediments from Jiulong River Estuary, China. *Journal of Environmental Sciences*. 23: 14-21.
- Zamora-Arellano, N.Y. 2009. Diagnóstico de la contaminación por mercurio a través del uso del peces y bivalvos para consumo humano provenientes del estuario del río Coatzacoalcos, Veracruz. Tesis de maestría en ciencias. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 114.
- Zar, J.H. 1974. Biostatistical analysis. Prentice-Hall. Englewood Cliffs. Pp. 599.
- Zavala-Nevárez, M. 2009. Diagnóstico de la contaminación por Cd, Cr, Hg y Pb en diversos sitios de la cuenca del río Baluarte, Sinaloa. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 83.
- Zetina-Rejón, R.M., Arreguín, S.F. y Chávez, E. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of México. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 57: 803-815.

Anexos

Anexo I. Listado de los valores de niveles tróficos en peces demersales.

Familia	Especie	Nivel trófico	
		a	b
Ariidae	<i>Cathorops fuerthii</i>	3.4	4.4
	<i>Sciades guatemalensis</i>	3.4	3.6
	<i>Sciades seemani</i>	3.4	3.9
Carangidae	<i>Caranx caballus</i>	3.5	4.1
	<i>Caranx caninus</i>	3.5	3.9
Centropomidae	<i>Centropomus robalito</i>	3.4	3.9
Chanidae	<i>Chanos chanos</i>	2.1	2
Clupeidae	<i>Opisthonema libertate</i>	2.9	2.9
Haemulidae	<i>Pomadasys macracanthus</i>	3.2	3.5
	<i>Pomadasys panamensis</i>	3.2	3.8
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	2.6	2.1
	<i>Mugil curema</i>	2.6	2
Nematistiidae	<i>Nematistius pectoralis</i>	-	4.5
Sciaenidae	<i>Cynoscion reticulatus</i>	3.6	3.9
	<i>Cynoscion xanthulus</i>	3.6	4.3
	<i>Stellifer fürthii</i>	3.6	3.2

a, nivel trófico por familias (Zetina-Rejón *et al.*, 2003); b, nivel trófico por especie (Froese y Pauly, 2013).

Anexo II. Correlaciones (r-Pearson) de las concentraciones de Hg en peces demersales de los sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

Se encontraron correlaciones significativas de las concentraciones de Hg de los organismos recolectados en el presente estudio.

Tabla II-A. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en la totalidad de los peces demersales recolectados en los sistemas de manglar del sur de Sinaloa.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.63	+ 0.24	+ 0.41
Hg en Hígado	-	+ 0.13	+ 0.22

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-B. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en los peces demersales recolectados en el Estero de Urías.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.69	ns	Ns
Hg en Hígado	-	ns	Ns

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-C. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Mugil cephalus* recolectados en el Estero de Urías.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.92	ns	ns
Hg en Hígado	-	ns	ns

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-D. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en los peces demersales recolectados en el sistema lagunar Huizache-Caimanero.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.54	+ 0.26	+ 0.46
Hg en Hígado	-	+ 0.25	+ 0.39

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-F. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Mugil cephalus* recolectados en el sistema lagunar Huizache-Caimanero.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.86	ns	ns
Hg en Hígado	-	ns	ns

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-G. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Sciades seemani* recolectados en el sistema lagunar Huizache-Caimanero.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	ns	+ 0.63	+ 0.64
Hg en Hígado	-	ns	+ 0.63

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-H. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en los peces demersales recolectados en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.68	+ 0.27	+ 0.48
Hg en Hígado	-	ns	+ 0.19

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-I. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Chanos chanos* recolectados en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.51	ns	ns
Hg en Hígado	-	ns	ns

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-J. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Nematistius pectoralis* recolectados en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.71	+ 0.78	+ 0.81
Hg en Hígado	-	+ 0.95	+ 0.95

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-K. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Sciades guatemalensis* recolectados en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	ns	+ 0.67	ns
Hg en Hígado	-	ns	ns

ns= no significativo ($p>0.05$)

Tabla II-L. Matriz de correlaciones para las concentraciones de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en tejidos (músculo e hígado), talla y peso (total respectivamente) en *Sciades seemani* recolectados en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.

	Hg en Hígado	Longitud Total (cm)	Peso Total (g)
Hg en Músculo	+ 0.87	ns	ns
Hg en Hígado	-	ns	ns

ns= no significativo ($p>0.05$)