



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.



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

**“NIVELES DE CONCENTRACIÓN DE Hg EN TEJIDOS DEL CAMARÓN CAPTURADO EN LA
PESCA DE ALTAMAR DEL PACÍFICO MEXICANO”**

T E S I S
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS

PRESENTA:
BRIANDA YURIDIA RAMOS MAGAÑA

TUTOR:
Dr. MARTÍN GRABRIEL FRÍAS ESPERICUETA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

COMITÉ TUTOR:
Dr. FEDERICO PÁEZ OSUNA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA,
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM
Dra. RUTH CECILIA VANEGAS PÉREZ
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
Dr. MARTÍN FEDERICO SOTO JIMÉNEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA,
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN, UNAM
Dr. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

CIUDAD DE MÉXICO, NOVIEMBRE, 2016.



“NIVELES DE CONCENTRACIÓN DE Hg EN TEJIDOS DEL
CAMARÓN CAPTURADO EN LA PESCA DE ALTAMAR DEL
PACÍFICO MEXICANO”

T E S I S

que para obtener el grado académico de

Maestra en Ciencias

(Química acuática)

p r e s e n t a

Brianda Yuridia Ramos Magaña

Director de Tesis: Martín Gabriel Frías Espericueta

Comité Tutorial: Dr. Federico Páez Osuna

Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez

Dr. Martín Federico Soto Jiménez

Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

Ciudad de México, 2016.

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por ofrecer a sus estudiantes una formación de excelente calidad. A CONACYT, por brindarme su voto de confianza mediante una beca para poder sustentar mis estudios de posgrado durante dos años.

A mi tutor principal, Dr. Martín Gabriel Frías Espericueta, por mostrar siempre una sonrisa y mucha paciencia, impulsarme a lograr mis metas, enriquecer mis conocimientos y dirigir mi investigación durante este tiempo.

A los miembros de mi comité tutorial; Dr. Federico Páez Osuna, Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez, Dr. Martín Federico Soto Jiménez y Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, por mostrar siempre disposición para escucharme, corregirme y orientarme en la realización de mi trabajo de tesis, así como compartir sus conocimientos en la implementación de técnicas de laboratorio, ayudando a mi crecimiento profesional.

A Margarita Cordero Ruíz, por su buena disposición para orientarme en todos los trámites necesarios desde la preinscripción al programa de posgrado. Al Dr. José Luis Carballo Cenizo por brindarme un lugar dentro de su laboratorio y aceptarme como estudiante adjunta.

A mis compañeros de grupo, especialmente Jessica Orrante Alcaraz y Jesús Mateo Amillano Cisneros por su apoyo y gran amistad. También agradezco a los alumnos de otras generaciones Oscar Guillermo Zamora y Daniela Valladolid, por su orientación.

Al Dr. Gildardo Izaguirre Fierro y la M. en C. Sarahí Ross Muñóz, por su cariño, explicaciones y compañía a lo largo de la elaboración de mi trabajo de tesis, así como sus ganas de alimentarme.

A Gerardo Magaña y Jessica Brau, por apoyarme en el trabajo de laboratorio y hacerlo más ameno.

A toda mi familia por darme ese apoyo incondicional, especialmente a María Alejandra Magaña Díaz, Juan Francisco Ramos Armenta, Alexia Carolina Ramos y Alejandro Ramos Magaña, por aguantarme en esos días de estrés y mal humor, e incluso quitármelo, así como alentarme a seguir adelante ¡GRACIAS!

A Jose Luis Pulido Rivera, por su paciencia y apoyo incondicional a lo largo de esta aventura.

Dedicatoria

A las personas que más amo: Mi familia

A quien le debo lo que soy: Mi madre

A quien siempre me impulsa a ir más lejos: Mi padre

A quien siempre me reta y me dio el mejor de los regalos: Mi hermana

Al niño más fantástico que he conocido, mi primer mini amor: Alejandro

A la mejor compañera en tiempos difíciles y alegres: Luna

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	VII
ÍNDICE DE TABLAS.....	VII
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	6
2.1. GLOBAL.....	6
2.2. MÉXICO.....	7
2.3. CARACTERÍSTICAS DE LAS ESPECIES OBJETO DE ESTUDIO	9
3. ÁREA DE ESTUDIO	10
4. JUSTIFICACIÓN	13
5. HIPÓTESIS	14
6. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN	14
7. OBJETIVOS	15
7.1. OBJETIVO GENERAL.....	15
7.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
8. MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
8.1. PREPARACIÓN DEL MATERIAL PARA MUESTREOS Y ANÁLISIS	15
8.2. PREPARACIÓN Y ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS.....	16
8.3. CUANTIFICACIÓN DE MERCURIO TOTAL	17
8.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	18
8.5. CONCENTRACIÓN TOTAL Y PROPORCIONAL DE MERCURIO EN LOS TEJIDOS	18
8.6. ANÁLISIS DE EVALUACIÓN DE RIESGO (HQ).....	19
9. RESULTADOS.....	20
9.1. CUANTIFICACIÓN DE MERCURIO TOTAL.....	20
9.2 CONCENTRACIÓN TOTAL DE MERCURIO EN LOS INDIVIDUOS.....	28
9.3. CONCENTRACIÓN DE MERCURIO TOTAL EN CAMARÓN SILVESTRE DEL NOROESTE DE MÉXICO	30
9.4. ANÁLISIS DE EVALUACIÓN DE RIESGO	31
10. DISCUSIÓN	32
10.1 CONTENIDO DE MERCURIO TOTAL EN TEJIDOS.....	32
10.1.1 Músculo	32
10.1.2. Hepatopáncreas	34
10.1.3. Exoesqueleto	36

10.1.4. Organismo Completo	37
10.2. DISTRIBUCIÓN TISULAR DEL MERCURIO.....	38
10.2.1. Concentración de mercurio total en los tejidos.....	38
10.2.2. Relación del contenido de mercurio total con la longitud total	39
10.2.3. Correlaciones entre la concentración de mercurio total en los tejidos	40
10.2.4. Distribución de mercurio total en los tejidos.....	41
10.2.5. Comparación del contenido de mercurio total por zonas de captura.....	42
10.2.6. Análisis de riesgo por consumo de camarón silvestre	43
11. CONCLUSIONES.....	47
12. BIBLIOGRAFÍA	48

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de muestreo en el Noroeste del Pacífico Mexicano.....	12
Figura 2. Correlación entre talla y concentración de mercurio en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto de <i>F. californiensis</i>	24
Figura 3. Correlación entre talla y concentración de mercurio en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto de <i>F. californiensis</i>	25
Figura 4. Correlación entre peso y concentración de mercurio en el músculo (◆), hepatopáncreas (●) y exoesqueleto (▲) de <i>L. stylirostris</i>	26
Figura 5. Correlación entre peso y concentración de mercurio en el músculo (◆), hepatopáncreas (●) y exoesqueleto (▲) de <i>F. californiensis</i>	27
Figura 6. (A) Porcentaje de distribución proporcional de mercurio en los tejidos (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto) en <i>F. californiensis</i> ; (B) Porcentaje de contribución por tejido en la concentración total de mercurio en el organismo en <i>F. californiensis</i>	29
Figura 7. (A) Porcentaje de distribución proporcional de mercurio en los tejidos (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto) en <i>L. stylirostris</i> ; (B) Porcentaje de contribución por tejido en la concentración total de mercurio en el organismo en <i>L. stylirostris</i>	29

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentración de mercurio (Mg) liberado en distintos procesos antropogénicos, y la aportación total estimada para los estados.	13
Tabla 2. Número de lotes de los camarones <i>Farfantepenaeus californiensis</i> y <i>Litopenaeus stylirostris</i>	20
Tabla 3. Datos biométricos de las especies. Letras distintas indican diferencias significativas.....	20
Tabla 4. Resultados del análisis del material de referencia TORT-2.	21

Tabla 5. Concentraciones media de mercurio total ($\mu\text{g/g}$, PS) en los camarones del presente estudio. Letras iguales indican diferencias no significativas ($p>0.05$).	21
Tabla 6. Coeficientes de correlación entre concentración de mercurio total en los tejidos de los camarones de altamar del presente estudio.	22
Tabla 7. Comparación de mercurio total ($\mu\text{g/g}$, PS) en los tejidos de <i>F. californiensis</i> en sus distintas tallas comerciales. Letras distintas en un tejido indican diferencias significativas ($p<0.05$). Valores promedios y sus respectivas desviaciones estándar (DS).	22
Tabla 8. Comparación de mercurio total ($\mu\text{g/g}$, PS) en los tejidos de <i>L. stylirostris</i> en sus distintas tallas comerciales. Letras iguales indican falta de diferencias significativas ($p>0.05$).	23
Tabla 9. Coeficientes de correlación entre talla y concentración de mercurio en tejidos de <i>F. californiensis</i> y <i>L. stylirostris</i>	23
Tabla 10. Concentración proporcional total ($\mu\text{g/g}\pm\text{DS}$, PH) de las especies objeto de estudio en sus distintas tallas comerciales. Letras distintas indican diferencias significativas.	28
Tabla 11. Coeficientes de correlación entre talla (cm) y concentración proporcional de mercurio en tejidos de <i>F. californiensis</i> y <i>L. stylirostris</i>	30
Tabla 12. Coeficientes de correlación entre peso (g) y concentración proporcional de mercurio en tejidos de <i>F. californiensis</i> y <i>L. stylirostris</i>	30
Tabla 13. Concentración media de Hg en los tejidos de <i>F. californiensis</i> provenientes de las costas del Pacífico de Baja California Sur y las costas del Golfo de California en Sinaloa. ..	30
Tabla 14. Concentración media de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en los tejidos de <i>L. stylirostris</i> provenientes de las costas del Pacífico de Baja California Sur y las costas del Golfo de California en Sinaloa.	31
Tabla 15. Valores de [HQ] para <i>F. californiensis</i> y <i>L. stylirostris</i> capturados en el Noroeste de México.	31
Tabla 16. Concentraciones de mercurio total registradas en el músculo de camarones a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).	33
Tabla 17. Concentraciones de mercurio total encontradas en hepatopáncreas de camarones a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).	35
Tabla 18. Concentraciones de mercurio total registradas en exoesqueleto de camarones silvestres a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).	37
Tabla 19. Concentraciones de mercurio total encontradas en organismos completos de camarones silvestres a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).	38
Tabla 20. Termoeléctricas presentes en Baja California Sur y Sinaloa.	43
Tabla 21. Intervalo de mercurio orgánico (meHg) considerando que del 64 al 100% de Hg total está en forma orgánica ($\mu\text{g/g}$, peso húmedo) y límites máximos establecidos por	

normas nacionales e internacionales. NOM: Norma Oficial Mexicana; FDA: Food and Drug Administration.	45
Tabla 22. Coeficientes de riesgo (HQ) reportadas en especies de camarones a nivel internacional y nacional.	46

ABSTRACT

The offshore shrimp fishery in México is an important source of protein and income for the population, especially on the Pacific Ocean, as it supports almost 90% of the total output of the fishery. The shrimp fishery is impacted by various activities anthropogenic as agriculture, fossil fuel burden, mining and other industrial activities. These generate contaminating waste of various kinds, including heavy metals, one of them is mercury (Hg), which through various vectors are taken to the coastal zone is incorporated into the ecosystem, making it bioavailable to be captured by the marine biota, in this case shrimp, so it is necessary to monitor the health of his fishery resource. In the present study was evaluated the concentration of total mercury in several tissues of *Litopenaeus stylirostris* and *Farfantepenaeus californiensis* (muscle, hepatopancreas and exoskeleton) by the method of acid digestion, to be quantified by atomic absorption spectrophotometry. The trend of accumulation of mercury in tissues was muscle>hepatopancreas>exoskeleton, in both species, however *L. stylirostris* presented a higher mercury content than *F. californiensis* in muscle and hepatopancreas. The variable size and weight showed a positive correlation with the concentration of mercury in the hepatopancreas of *F. californiensis*, while the three tissues of *L. stylirostris* were significantly correlated with the total weight of organisms. The accumulation of total mercury in both species was strongly influenced by the spatial distribution, where the highest concentrations of mercury obtained off the coast of Sinaloa. Finally, according to the risk analysis (HQ), consumption of those species not pose a risk to human health, coinciding with the permissible limits for seafood intake established by NOM-242-SSA1-2009 (0.5 µg/g, fresh weight) and the FDA (1 µg/g, fresh weight).

Keywords: mercury, shrimp, Mexican Pacific.

RESUMEN

La pesquería de camarón de altamar en México es una importante fuente de proteína e ingresos para la población, especialmente en el litoral del Océano Pacífico, pues éste sustenta casi el 90% de la producción total de dicha pesquería. La pesca del camarón es impactada por distintas actividades antropogénicas como la agricultura, quema de combustibles fósiles, minería y otras actividades industriales. Éstas generan residuos contaminantes de diverso tipo, entre ellos los metales pesados. Uno de los metales es el mercurio (Hg), que por medio de distintas rutas es llevado a la zona costera, se incorpora al ecosistema, tanto en la columna de agua como en los sedimentos, quedando biodisponible para la biota marina, en éste caso el camarón, por lo cual es necesario monitorear la salud de este recurso pesquero. En el presente estudio se evaluó la concentración de mercurio total en diversos tejidos de la especie *Litopenaeus stylirostris* y *Farfantepenaeus californiensis* (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto), mediante digestión ácida, para ser cuantificados por espectrofotometría de absorción atómica. La tendencia de acumulación de mercurio en los tejidos fue músculo>hepatopáncreas>exoesqueleto, en ambas especies, sin embargo, *L. stylirostris* presentó un contenido de mercurio mayor a la de *F. californiensis* en el músculo y hepatopáncreas. La variable talla y peso presentó una correlación positiva con la concentración de mercurio en el hepatopáncreas de *F. californiensis*, mientras que los tres tejidos de *L. stylirostris* se correlacionaron significativamente con el peso total de los organismos. La acumulación de mercurio total en ambas especies estuvo fuertemente influenciada por la distribución espacial, donde las mayores concentraciones de mercurio se obtuvieron en las costas de Sinaloa. Finalmente, de acuerdo con el análisis de riesgo (HQ), el consumo de las especies no representa un riesgo para la salud humana, coincidiendo con los límites permisibles para ingesta de mariscos establecidos por la NOM-242-SSA1-2009 (0.5 µg/g, peso fresco) y la FDA (1 µg/g, peso fresco).

Palabras claves: mercurio, camarón, Pacífico Mexicano

1. INTRODUCCIÓN

La pesca en México es una fuente importante de alimentos, así de generación de empleos, recreación y bienestar económico para el país (CONAPESCA, 2011). Entre los organismos que se capturan en las costas de México, se encuentra un número considerable de especies de importancia comercial y ecológica, de los cuales, el camarón constituye una de las principales pesquerías en ambos litorales por los volúmenes de captura e importancia económica y social que genera (Schultz-Ruiz *et al.*, 2002). En el Pacífico Mexicano, la pesquería del camarón comprende desde la zona del alto golfo de California, en el delta del río Colorado, hasta la frontera con Guatemala, incluyendo la costa occidental de Baja California Sur y prácticamente todos los sistemas lagunares (Dore y Frimodt, 1987).

Dicha pesquería es sustentada principalmente por tres especies, *Litopenaeus stylirostris*, *L. vannamei*, y *Farfantepenaeus californiensis*; por su volumen de captura se encuentra posicionada en el lugar número dos de la producción pesquera en México y debido a su valor, se ubica en el lugar uno. Además, es el principal recurso pesquero de exportación, siendo Estados Unidos de América, Japón y Francia sus principales destinos. Tan sólo en el año 2011, la captura nacional de camarón fue de 165,636 t, de las cuales 146,245 t fueron registradas para el Océano Pacífico (CONAPESCA, 2011).

El Océano Pacífico oriental (Incluido el Golfo de California) es receptor de varios tipos de contaminantes, ya sea a través de actividades antropogénicas como descargas urbanas y municipales, efluentes camaronícolas y escorrentía agrícola, además del transporte atmosférico. Entre estos contaminantes tenemos plaguicidas, hidrocarburos del petróleo y metales (Frías-Espicueta *et al.*, 2009). Sin embargo, los metales también tienen una fuente natural, entre las que se encuentran rocas madres y minerales metálicos (Adriano, 2001).

En el caso del mercurio (Hg) las principales fuentes naturales son la desgasificación de la corteza terrestre, las emisiones de vapores de mercurio de los volcanes, la erosión de

depósitos minerales, la evaporación del mercurio oceánico y las re-emisiones de la vegetación por los incendios forestales (Figueres *et al.*, 1985; Saupé, 1990; Higuera, 1995; Hernández, 1999; Newman, 2002; Higuera *et al.*, 2006).

En cuanto a las aportaciones de mercurio en el mar, procedentes de fuentes naturales en las costas de México, Demina *et al.* (2009) sugieren que existe un enriquecimiento de este metal propiciado por los campos hidrotermales de la cuenca de Guaymas, ya que el trofosoma de *Riftia pachyptila* registró valores de 1.66 y 7.81 $\mu\text{g/g}$ Hg, PS en tallas de 10-21.5 y 51 cm, respectivamente, señalando un incremento en su contenido conforme a su talla. Por su parte, Ruelas Inzunza y colaboradores (2005) también reportaron la presencia de Hg en la misma especie de la misma zona, con valores de 22.6 $\mu\text{g/g}$ Hg, PS.

Las principales fuentes antropogénicas son debido a la movilización de impurezas de combustibles fósiles (principalmente carbón) y otros minerales extraídos y reciclados, liberaciones antropogénicas del uso de mercurio en diversos procesos industriales, así como durante la fabricación y removilización de emisiones pasadas del mercurio depositado (Newman, 2002).

Según el Programa de Naciones Unidas para el Ambiente (UNEP, 2013) en los ambientes acuáticos a nivel mundial existen diversas vías de ingreso de mercurio al mar, entre los que destacan el depósito atmosférico, la descarga de ríos, removilización de sedimentos, aguas subterráneas y chimeneas hidrotermales. Sin embargo debido a la complejidad del ciclo biogeoquímico de Hg se han formulado modelos para estimar la contribución de cada vía de ingreso al océano en t/año. Tales modelos sugieren que las emisiones antropogénicas constituyen la principal fuente de Hg al océano a nivel mundial y han logrado duplicar la concentración de mercurio en la superficie oceánica en los últimos 100 años, por medio de la precipitación atmosférica; sin embargo, existen otras vías que también contribuyen en el incremento de la concentración de mercurio en el mar como: los ríos aportando aproximadamente 380 toneladas anuales, la removilización de sedimentos y aguas subterráneas con 100 y 800 toneladas anuales, respectivamente. Las

chimeneas hidrotermales también juegan un papel importante en el ingreso de mercurio a los océanos, pues añaden alrededor de 600 toneladas al año, mismas que normalmente floculan y se precipitan formando parte de los sedimentos.

Las principales fuentes de adquisición de metales para los humanos es vía ingesta de agua y alimentos, inhalación e ingesta de material particulado en el aire o en el vapor la absorción dérmica. La alimentación juega un papel fundamental en aportar todos los elementos esenciales requeridos por nuestro organismo, pero también nos puede exponer a dosis excesivas de elementos esenciales y otros no esenciales, por tanto tóxicos, presentes en los alimentos contaminados (Plessi, 2001). Esto hace fundamental realizar monitoreos continuos de los alimentos más demandados por la población mexicana, en particular aquellos altamente consumidos en la región. Entre estos destacan los alimentos del mar y en particular el camarón del Pacífico. Estudios previos han demostrado que los camarones de los géneros *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*, tienen la capacidad de bioacumular metales (Boada *et al.*, 2007).

Las consecuencias de altos niveles de concentración de metales en los organismos acuáticos son diversas y dependen del metal, dosis, y especie química, fuente y tipo de exposición a la que los organismos se encuentren expuestos (Rainbow, 1998). Uno de los elementos de mayor toxicidad y que su presencia es frecuente en los alimentos marinos, es el mercurio. En los crustáceos se han señalado diversos efectos tras ser expuestos a Hg. Schmidt-Nielsen (1974) evidenció la dificultad de los organismos para llevar a cabo la osmoregulación, así como afectación a la osmolaridad de la hemolinfa (Bjrrgaard y Vislie, 1985), a la enzima Na-K/ATPasa (Pequeux, 1995), cambios hispatológicos en el hepatopáncreas (Krishnaja *et al.*, 1987) (Páez-Osuna y Frías Espericueta, 2001), y alteraciones morfológicas como retraso en la regeneración de extremidades y en el proceso de ecdisis, reducción de tubérculos en los meropoditos regenerados y carencia de melanina después de la ecdisis. (Weis; 1976, 1977; Weis *et al.* 1986).

En lo que se refiere a los humanos, los metales pesados, entre ellos el mercurio, pueden dañar diversos órganos como el hígado, riñón, pulmón, hueso, testículos y placenta. Los seres humanos adquieren el mercurio principalmente a través de la ingesta de alimentos (Martínez-Flores *et al.*, 2013). Entre los efectos más importantes del mercurio es el daño al sistema nervioso central y periférico, mientras que la del metilmercurio es la alteración del desarrollo neurológico (OMS, 2013). Otros efectos en el sistema nervioso del mercurio orgánico en humanos en etapa adulta son: alteraciones sensitivas distales, constricción de campos visuales, ataxia, disartria y alteraciones auditivas (Harada, 1995; Clarksons *et al.*, 2003) consecuentemente déficit en funciones motoras, psicomotoras, visuales y cognitivas (Lebel *et al.*, 1996; Yokoo *et al.* 2003). En lo que concierne a neonatos y niños, han sido reportados parálisis cerebral, retraso mental, ataxia cerebelosa, reflejos primitivos y disartria e hipercinesia, así como bajo rendimiento en pruebas de lenguaje, atención, memoria y funciones visuoespaciales (Harada, 1995; Marsh *et al.*, 1980; Oken *et al.*, 2005).

El evento más documentado sobre el efecto por consumo de meHg contenido en peces y mariscos, es el ocurrido en Minamata, donde miles de personas entre los años de 1953 y 1968 sufrieron daño neurológico, de los cuales 2265 casos han sido certificadas, (Hylander y Goodsite, 2006). En esta catástrofe se contabilizaron 101 muertes directas y además le son atribuidas 800 más como cofactor (Tsubaki y Takahashi, 1986; Watts, 2001) debido a los altos niveles de Hg en sus tejidos.

Entre los estudios que han evaluado el nivel de concentración de metales en camarones, se pueden mencionar el de Frías-Espericueta *et al.* (2009), quienes evaluaron el contenido de metales en el camarón blanco *Litopenaeus vannamei* de seis lagunas costeras de Sinaloa. Los autores señalan que el tejido en el cual se registraron los máximos niveles de concentración para Cd, Pb, Zn y Cu, fue el hepatopáncreas, con valores dos veces más altos que los del músculo para los metales esenciales, mientras que el Cd y Pb, en el hepatopáncreas superaron por más de nueve veces su contenido comparado con el músculo del organismo. Los mismos autores en el 2007 publicaron que la tasa de consumo

diario de *Litopenaeus stylirostris*, en el Golfo de California, no debe de ser superior a los 560 g de músculo, para no alcanzar el límite permisible para consumo humano. Ruelas-Inzunza *et al.* (2004) evaluaron el nivel de concentración de Hg en camarones de Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa; señalando que en el músculo *F. californiensis* se encontró la concentración menor de cinco especies de camarón, mientras que *L. stylirostris* registró la mayor con 0.13 ± 0.08 y 0.30 ± 0.036 $\mu\text{g/g}$ Hg PS, respectivamente, concluyendo que el consumo de estos organismos debe limitarse dado su nivel de concentración.

Es importante mencionar que las concentraciones de metales varían según la especie, talla, el año, época y sitio de muestreo, por este motivo existe una necesidad de generar información de todas las especies de camarón de importancia comercial en la costa del Pacífico Mexicano. Por lo tanto, es importante monitorear el nivel de acumulación de mercurio en el recurso camarón en cada temporada pesquera, ya que las diversas actividades antropogénicas vierten al medio marino más de 100,000 tipos de sustancias a nivel mundial, de las cuales más de 100 son consideradas peligrosas para el ecosistema, debido a sus características tóxicas, persistentes y bioacumulables, entre ellas el mercurio (Bann y Groeneveld, 2002) lo que puede provocar un incremento en la concentración de dicho metal en los organismos y ocasionar un daño de salubridad en el consumidor.

Es por ello que es de trascendencia realizar un monitoreo que nos permita tener una visión general de las condiciones en las que se encuentra el recurso, respecto al efecto tóxico del mercurio, así como la existencia de algún riesgo para el consumo humano y su comercialización. La información de los niveles de Hg en peneidos es insuficiente, ya que solamente existen registros de tres estudios para este recurso pesquero en las costas Noroeste del Pacífico Mexicano (Reimer y Reimer, 1975; Ruelas-Inzunza *et al.* 2004 y Jara-Marini *et al.* 2012), por lo que con la realización de este estudio se tendrán datos sobre la concentración de este metal en los tejidos de los camarones de importancia comercial que captura la flota camaronera del Pacífico Oriental Mexicano. Además los datos obtenidos podrán ayudar a determinar si la ingesta de estos organismos representa un riesgo para la salud humana de acuerdo con los estándares marcados por las normas nacionales e internacionales.

2. ANTECEDENTES

2.1. Global

A nivel internacional existen diversos estudios de metales en camarones, sin embargo referente al Hg podemos señalar los estudios de: Riisgard y Famme (1986) quienes observaron altos niveles de concentración de mercurio en el camarón *Crangon crangon* que fueron alimentados con mejillones contaminados durante 28 días, en donde el mercurio orgánico presentó un mayor grado de acumulación en los camarones (4.80 ng meHg /g) que en su forma inorgánica (23.32 ng Hg²⁺ /g).

Javaheri y Velayatzadeh (2013) cuantificaron los niveles de Hg, As, Cd, Pb, Cu, Zn, Mn, Fe, Mg, P, K, y Ca en el músculo del camarón marino *Fenneropenaeus merguensis* en el Golfo Pérsico, donde la concentración del mercurio total fue de 0.032±0.002µg/g PS, siendo ésta la más baja de los elementos tóxicos estudiados, sin presentar riesgo alguno para el consumo humano.

En el 2010, Soegianto y colaboradores, determinaron la concentración de mercurio total en el músculo del camarón *Penaeus merguensis*, cultivado en la costa de Indonesia del 2004-2008, las cuales se mantuvieron por debajo de los límites permisibles de Estados Unidos, Japón, Europa e Indonesia, con su máximo de 0.0082±0.0031 mg/Kg PH en el año 2007.

Khan *et. al.* (1989) midieron y compararon la bioacumulación de cinco metales en dos poblaciones del camarón *Palaemonetes pugio*, en donde la población fuertemente influenciada por la actividad industrial, registró concentraciones significativamente superiores para Cu, Zn y Hg con ~1.44 y ~0.12 µg/g Hg PS de músculo y exoesqueleto, respectivamente, a diferencia de la población proveniente de una zona casi virgen en donde se cuantificaron concentraciones de ~0.36 y ~0.26 µg/g Hg PS para músculo y exoesqueleto, en el orden. En ambas poblaciones el músculo presentó un nivel de metales por encima del exoesqueleto, sin embargo no mostró diferencias estadísticas.

Biney y Ameyibor 1992, analizaron la concentración de Cu, Pb, Zn, Hg y Cd en el músculo del camarón rosado *Penaeus notialis*, de la boca de la laguna de Korle, considerada una de las más contaminadas en la costa de Ghana, arrojando como resultado que es seguro para el consumo humano, con un intervalo de <0.01-0.063 µg/g Hg PH.

Seixas *et al.* (2014) en un estudio de biomagnificación de metilmercurio y mercurio elemental, registraron para el crustáceo *F. brasiliensis* niveles de mercurio en dos distintas especies químicas; 73.19±28.75 (µg/g PS) [MeHg] y 8.08±6.41(µg/g PS) [Hg_{inorg}] en Brasil.

2.2. México

En México, la información acerca de las concentraciones de mercurio y sus efectos en invertebrados acuáticos es escasa, sin embargo, se han realizado estudios en el Noroeste de México, como el de Gutiérrez-Galindo y Muñoz-Barboza (2003) quienes establecieron la distribución espacial de Hg, Co, Fe y Ni, en el mejillón de *Mytilus californianus*, en la costa de Baja California. La distribución espacial de Hg presentó un gradiente norte-sur desde Punta Bandera (0.331 µg/g PS) hasta San Quintín (0.094 µg/g PS) lo que sugiere que la distribución de Hg es afectada por las actividades antropogénicas cercanas a la frontera México-EUA.

En el 2005 Green-Ruíz *et al.*, cuantificaron el mercurio total en la almeja *Chione subrugosa* y el ostión *Crassostrea gigas*, de la bahía de Guaymas, en el Golfo de California, donde el ostión registró una concentración muy superior al de la almeja con 0.230 µg/g Hg PS contra 0.063±0.002 µg/g Hg PS.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2008) analizaron los niveles de mercurio total en los peces de importancia alimentaria con distintos hábitos alimenticios, de las costas de Sinaloa, en donde la concentración mayor fue detectada en el músculo de la especie carnívora *Caranx caninus* (jurel del Pacífico) con 3.32 µg/g Hg PS, recolectada en las costas de Topolobampo, donde el 50% de los especímenes estuvieron por encima de los límites legales Mexicanos (0.5 y 1.0 µg/g de Hg total y meHg PH, respectivamente, considerando

un 75% de humedad). En general, los peces carnívoros presentaron una concentración mayor a la de las especies con otros hábitos alimentarios.

En el 2012, Maz-Courrau y colaboradores, realizaron un estudio de bioacumulación y biomagnificación de mercurio total en el músculo de cuatro especies de tiburón explotadas en la Península de Baja California, en el cual todas las especies estudiadas presentaron niveles por encima a los límites permitidos por las Normas Mexicanas. La especie que presentó el valor más alto de mercurio fue el Tiburón azul (*Prionace glauca*) con 6.59 µg/g Hg PS, sin embargo, los promedios cuantificados para *Carcharhinus falciformis*, *Prionace glauca*, *Isurus oxyrinchus* y *Sphyrna zygaena* fueron 3.40±1.42, 1.96±1.48, 1.05±0.82 y 0.98±0.92 µg/g Hg PS.

Respecto a investigaciones acerca de Hg en camarón, destaca como pionero el estudio de Ruelas-Inzunza *et al.* (2004) quienes evaluaron la concentración de mercurio en cinco especies de camarón (*Farfantepenaeus brevisrostris*, *F. californiensis*, *Litopenaeus stylirostris*, *L. vannamei* y *Xiphopenaeus kroyery*) provenientes de una laguna de Sureste del Golfo de California y reportaron para el género *Litopenaeus* (ocupando ambientes costeros) el máximo obtenido en las cinco especies: en el hepatopáncreas de la especie *Litopenaeus vannamei* se registró 0.72 ± 0.07 µg/g PS, mientras que la concentración máxima en el músculo fue de 0.30 µg/g PS, encontrada en *Litopenaeus stylirostris*, lo que indica que existen aportes de mercurio en la zona.

Recientemente Delgado-Álvarez *et al.* (2015) evaluaron el contenido de Hg en camarón *Litopenaeus vannamei* cultivado en el noroeste de México, observando que las concentraciones del músculo son relativamente bajas comparados con la NOM242-SSA1-2009, la cual establece que los límites máximos permisibles para consumo humano son de 0.5 µg/g para metilmercurio y 1.0 µg/g de mercurio total en peso fresco, respectivamente.

Por lo anterior, es importante determinar el nivel de concentración de Hg total en tejidos de los camarones de altamar del Pacífico Mexicano y relacionar dichos valores con los límites permisibles para el consumo humano propuesto por la Norma Mexicana y la FDA.

2.3. Características de las especies objeto de estudio

Las especies de camarón objeto de estudio fueron seleccionadas en esta investigación debido a su abundancia en el Pacífico Mexicano, ya que en alta mar el camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*) sostiene el mayor volumen de captura con un 51%, mientras que en bahías la pesquería es sostenida principalmente por el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) con un 70% (DOF, 2012).

Litopenaeus stylirostris

Tiene una distribución desde Punta Abreojos, Baja California, en México, hasta Tumbes, Perú. En la porción central y norte del Golfo de California es la segunda especie de mayor abundancia y habita en lagunas costeras, estuarios y bahías desde el norte de Mazatlán hasta el Río Colorado (Aragón-Noriega, 2000; Re *et al.*, 2004). Su distribución vertical va desde los 27 hasta 45 m de profundidad (Holthuis, 1980).

El camarón azul presenta un dimorfismo sexual acentuado, el cual se observa entre el primer par de pleópodos; esta estructura característica en los machos es conocida como petasma, mientras que la de las hembras es llamada télico abierto (Dall *et al.* 1990). Su temporada de reproducción en las costas del Noroeste de México puede durar de cuatro a siete meses, según la temperatura presente en el agua, siendo las costas Mazatlecas donde se ha encontrado la temporada de apareamiento más larga que va desde el mes de marzo a septiembre (Aragón-Noriega, 2007).

El ciclo de vida de este peneido se reduce a una vida adulta en costa afuera donde se lleva a cabo la reproducción. Una vez eclosionados los huevos la larva inicia su vida planctónica como; nauplio, protozoa y mysis, para finalmente convertirse en postlarva, migrar a la costa donde lleva a cabo la reproducción (García y Le Reste, 1981).

Farfantepenaeus californiensis

El camarón café se distribuye desde Cabo Concepción, en Estados Unidos, toda la costa del Pacífico mexicano y América central, hasta el Perú e Islas Galápagos (Hendrickx,

1995). En estado adulto generalmente se localiza entre los 28 y 36 metros de profundidad, y se caracteriza por presentar una mayor actividad durante la noche (Aragón-Noriega *et al.*, 1996).

Esta especie es considerada oceánica, ya que no requiere ingresar a los sistemas lagunar-estuarinos para completar su ciclo de vida, el cual consiste en que los adultos y larvas ocupan únicamente un hábitat oceánico, mientras las postlarvas y juveniles ocupan los costeros, mas no estuarinos (Dall *et al.* 1990). Su periodo reproductivo en el ambiente marino es continuo a lo largo del año (Leal-Gaxiola *et al.* 2001) sin embargo, se ha registrado su presencia en el interior de dichos sistemas en su fase de crecimiento postlarval (Pacheco-Trejo, 1998; Romero-Sedano *et al.*, 2004).

Los organismos de *F. californiensis* son gonocóricos con fertilización externa (Dall *et al.* 1990) además cuentan con una diferenciación sexual morfológica; los machos presentan petasma y las hembras tético cerrado (Olguín-Palacios, 1967).

3. ÁREA DE ESTUDIO

El Pacífico Mexicano limita al norte con los Estados Unidos y al sur con Guatemala. Se ubica entre los 32°43'06" y 14°32'27" de latitud norte, y entre 118°27'24" y 90°22'00" de longitud oeste (INEGI, 2000). En la vertiente del Pacífico destacan cuencas de los ríos Yaqui, Fuerte, Mezquital, Lerma-Santiago y Balsas (INEGI, 1998). En su parte correspondiente a la zona económica exclusiva abarca más de 2.3 millones de km² de extensión con una línea de costa de 7,146 km de longitud. Oceanográficamente está conformado por tres regiones: Pacífico Noroeste, sobre la península de Baja California; Golfo de California, en el interior de la península hasta Cabo San Lucas y Pacífico Tropical, representado desde Cabo Corrientes en Jalisco hasta la frontera con Guatemala (Conabio *et al.*, 2007).

El Pacífico Mexicano se caracteriza por tener corrientes importantes, entre las que destacan la corriente de California proveniente de Alaska, que se incorpora a la corriente Norecuatorial. En sentido contrario viaja la Contracorriente Ecuatorial, que se desplaza

paralelamente al Ecuador desde Asia a través del Pacífico central, con aguas de temperatura tropical cálida (Espinosa-Pérez, 2004).

La región Pacífico Noroeste, presenta surgencias de la costa occidental de Baja California, surgencia del Vizcaíno, frente a Ensenada y frente a Cabo San Lucas. En esta misma región se localizan dos frentes importantes; el de Ensenada, el cual consiste en un cambio drástico de características de las masas de agua superficiales de la corriente de California y el de Cabo San Lucas (Santamaría *et al.*, 2002).

El Golfo de California, también conocido como Mar de Cortés, es una cuenca de evaporación (Roden, 1964) que tiene una longitud de 1 203 km y su anchura varía de 92 a 222 km. Y se encuentra fuertemente influenciado por todas las corrientes del Pacífico Oriental provenientes del norte; su patrón de circulación se relaciona con el sistema de vientos locales, los cuales vienen del Noroeste en invierno, y en verano provienen del Sureste conjuntamente con masas de aire húmedo que originan precipitaciones. Esta combinación de vientos y características topográficas, repercuten en la circulación y en las surgencias (De la Lanza, 1991).

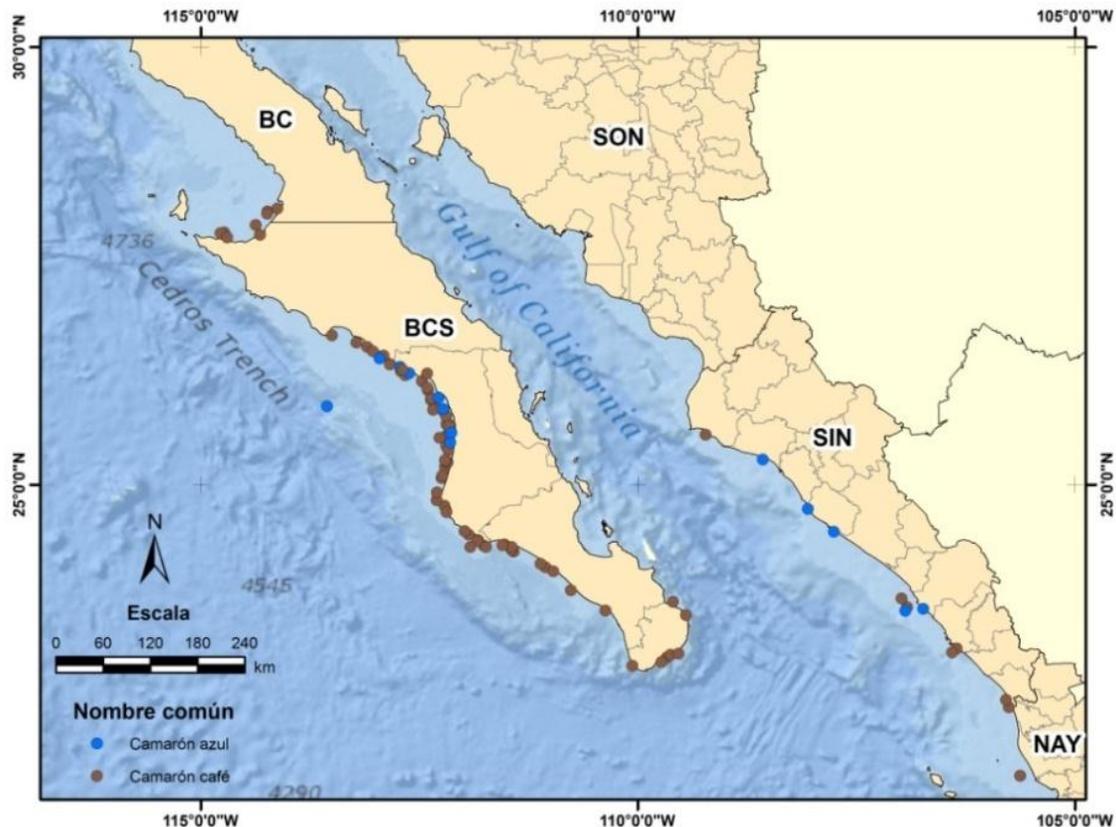


Figura 1. Estaciones de muestreo en el Noroeste del Pacífico Mexicano

Las estaciones de muestreo se encuentran dentro del Pacífico Noroeste y Golfo de California, abarcan desde $28^{\circ}09'22''$ y $114^{\circ}07'29''$ N hasta $21^{\circ}40'27''$ y $105^{\circ}37'29''$ W (Figura 1). Las estaciones se ubican en los estados de Baja California Norte (municipio de Ensenada), Baja California Sur (representando a los municipios de Mulegé, Comondú, La Paz y Los Cabos), Sinaloa (en los municipios de Ahome, Guasave, Angostura, Navolato, Elota, San Ignacio, Mazatlán y Escuinapa) y Nayarit (representado por una estación en el municipio de Santiago Ixcuintla) cuyas costas son impactadas por diversas actividades, como la agricultura que utiliza altas dosis de plaguicidas (como sucede en los estados de Sonora y Sinaloa) (SEMARNAP, 2014). Los inventarios de liberación de Hg en los diferentes estados son variables (Tabla 4).

Tan solo en el año 2004, México contribuyó con la liberación total de 447,97 Ton de mercurio, de los cuales, Sinaloa fue el que contribuyó con una mayor liberación de mercurio (9.84 Mg) de los cuatro estados en estudio, seguido por Baja California, Nayarit y Baja California Sur (Maíz-Larralde, 2004).

Tabla 1. Concentración de mercurio (Mg) liberado en distintos procesos antropogénicos, y la aportación total estimada para los estados.

Fuente	Liberación de Hg (Ton)			
	Baja California	Baja California Sur	Nayarit	Sinaloa
Producción de oro mediante procesos distintos a amalgamación	-	-	-	3.35
Producción de cemento	0.104	-	-	-
Termómetros de Hg	0.046	0.018	0.02	0.056
Interruptores eléctricos y relevadores con Hg	0.196	0.035	0.067	0.183
Fuentes de luz con Hg	0.035	0.006	0.012	0.033
Pilas con Hg	2.22	0.4	0.76	2.08
Pintura con Hg	0.68	0.12	0.23	0.64
Amalgamas dentales	0.277	0.049	0.94	0.259
Incineración de desechos médicos	0.002	-	-	-
Incineración informal de desechos	0.2	0.036	0.068	0.187
Rellenos sanitarios/depósitos controlados	1.99	0.36	0.68	1.86
Vertederos informales de desechos	0.78	0.14	0.27	0.73
Tratamiento de aguas residuales	0.272	0.05	0.069	0.234
Crematorios	0.007	0.001	0.002	0.006
Cementerios	0.019	0.003	0.006	0.018
Agricultura				
TOTAL	7.04	1.26	2.35	9.84

*Obtenido de Maíz Larralde (2004)

4. JUSTIFICACIÓN

El camarón de altamar es una fuente de alimento y de generación de empleos para la población mexicana, por lo que es de vital trascendencia realizar un monitoreo que nos permita tener una visión general de las condiciones en las que se encuentra el recurso. La información de los niveles de Hg en peneidos hasta la fecha realizado es insuficiente, por lo que con este estudio se tendrán datos sobre la concentración de este metal en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto de los camarones de importancia comercial que captura la flota camaronera del Pacífico Oriental Mexicano. Además, los datos obtenidos en la porción comestible podrán ayudar a determinar si la ingesta de estos organismos

representa riesgo para la salud humana de acuerdo con los estándares considerados por las normas nacionales e internacionales.

5. HIPÓTESIS

Con base en los antecedentes de la literatura científica consultada, las hipótesis de trabajo que se propone son las siguientes:

La concentración de mercurio (Hg) en los camarones de altamar del Pacífico Mexicano es mayor en los tejidos conforme el incremento de su longitud total y está relacionada con la distribución de los organismos, sin embargo, con base en las características de su hábitat, las concentraciones de mercurio son superiores en los tejidos de *Litopenaeus stylirostris* que en *Farfantepenaeus californiensis*.

En cuanto a la variación de los tejidos, el músculo presenta una concentración de mercurio significativamente mayor que la del hepatopáncreas y el exoesqueleto. En ningún caso la concentración de Hg en músculo rebasa los límites máximos permisibles para el consumo humano.

6. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿En cuál de los tres tejidos (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto) de las especies capturadas se presentará la mayor concentración de Hg?

¿Existe relación entre las concentraciones de mercurio y algunas de las características biológicas del organismo como la talla, peso y la especie?

¿Influye la distribución espacial de los camarones en los niveles de Hg en sus tejidos (músculo y hepatopáncreas)?

¿Alguna de las especies de camarón silvestre, excede los límites máximos permisibles de niveles de concentración de mercurio para consumo humano?

7. OBJETIVOS

7.1. Objetivo general

Determinar la concentración de mercurio (Hg) en diferentes tejidos y tallas del camarón silvestre capturado en diversas zonas de pesca del Pacífico Mexicano y contrastarlo con las normas nacionales e internacionales para el consumo humano.

7.2 Objetivos específicos

- Cuantificar la concentración de mercurio en hepatopáncreas, músculo y exoesqueleto de *Litopenaeus stylirostris* y *Farfantepenaeus californiensis* capturados en el Pacífico Mexicano.
- Comparar las concentraciones determinadas en los tejidos de los diferentes sitios de muestreo y con los ya publicados en zonas costeras del noroeste de México.
- Analizar la posible relación entre el contenido de mercurio y la talla de los camarones.
- Identificar el sitio de pesca del Pacífico Mexicano donde los camarones presenten el nivel de concentración más alto y bajo de mercurio.
- Determinar si las concentraciones obtenidas rebasan los límites máximos permisibles de las normas de salud pública, nacionales e internacionales.
- Evaluar el riesgo potencial a la salud humana en función de los niveles de mercurio encontrados y de la tasa de consumo del tejido muscular de *F. californiensis* y *L. stylirostris*.

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1. Preparación del material para muestreos y análisis

Con el fin de evitar problemas de contaminación durante el muestreo, el manejo y el procesamiento de las muestras de camarones, se utilizó el procedimiento descrito en Moody y Lindstrom (1977), el cual consiste en los pasos siguientes:

- Todos los recipientes e implementos utilizados para los muestreos, procesamiento y análisis se lavaron con agua y detergente y posteriormente se enjuagaron con agua destilada.
- Después del enjuague, los materiales se colocaron en un baño de ácido clorhídrico 2 M durante tres días, después de los cuales se pusieron en un segundo baño ácido (ácido nítrico 2 M) en el cual permanecieron otros tres días.
- Una vez pasado por los dos baños, el material se enjuagó con agua Milli-Q, se secaron en una estufa y posteriormente fueron guardados en bolsas de polietileno hasta su utilización.

8.2. Preparación y análisis de las muestras

Se prepararon muestras compuestas (lotes) de 10 a 15 especímenes de camarón en 94 sitios de cuatro estados (Baja California, Baja California Sur, Nayarit y Sinaloa) pertenecientes a dos especies; 74 lotes de *Farfantepenaeus californiensis* con un total de 978 ejemplares y 15 lotes de *Litopenaeus stylirostris* representados por 142 organismos. Los lotes fueron clasificados de acuerdo a su talla comercial (cantidad de camarones por libra) para posteriores comparaciones, que es una precaución que permite minimizar la posibilidad de sesgos causados por el efecto de las diferencias en peso corporal, eliminando los ejemplares que llegaran a presentar alteraciones o daños morfológicos evidentes.

- Los ejemplares seleccionados se limpiaron manualmente y fueron enjuagados con chorro de agua purificada (Mili-Q) para eliminar la epifauna y eventuales residuos de sedimento.
- Posteriormente a los camarones se les retiró el exoesqueleto, separando con una tijera de acero inoxidable el hepatopáncreas y el abdomen (tejido muscular) que fueron almacenados en un congelador a -20 °C.
- Los tejidos de las dos especies se liofilizaron a -45 °C y en vacío (10^{-3} mbar), durante tres días, con el fin de extraer la humedad en su totalidad.

- El tejido seco fue molido en morteros de teflón, para ser almacenados en recipientes de polietileno.
- Se separaron tres submuestras de peso conocido (0.25 g) de cada tejido (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto) las cuales fueron sometidas a una predigestión ácida, colocándoles 5 ml de ácido nítrico concentrado donde permanecieron en reposo durante 12 horas.
- El Hg se extrajo por digestión ácida (HNO₃-Q) durante 4 horas, utilizando bombas SAVILLEX colocadas a una temperatura entre 100 a 120°C. Las muestras digeridas se aforaron con agua Milli-Q a un peso conocido de 20 g en frascos de polietileno para su posterior lectura en un espectrofotómetro de absorción atómica, mediante la generación de vapor frío.

8.3. Cuantificación de Mercurio total

Para la cuantificación de Hg total se utilizó el método propuesto por Loring y Rantala (1995) conocido como espectrofotometría de absorción atómica por generación de vapor frío, el cual consistió en:

- Las muestras fueron oxidadas por digestión con ácido nítrico concentrado y todo el Hg contenido se redujo a su estado elemental (Hg⁰) con la ayuda de la adición de cloruro estañoso (SnCl₂), siendo el vapor de mercurio conducido a través de la celda de absorción donde se midió la concentración.
- La cuantificación se realizó con un analizador de mercurio con generador de vapor frío (Buck Scientific 410) y para la obtención de la concentración del Hg de cada muestra, se utilizó la siguiente ecuación:

$$[] \text{ Hg} = [] \text{ Hg del analizador } (\mu\text{g Hg}) * 1 \text{ (ml)} * \text{Volumen de la muestra (g sol)} \\ \text{Muestra agregada (ml)} * \text{Densidad de la muestra (g sol)} * \text{Masa de la muestra (g)}$$

- Los resultados corregidos por la concentración de Hg del blanco se expresaron en $\mu\text{g Hg/g}$ de muestra seca. Para el procesamiento y análisis de las muestras se

utilizaron agua ultrapura MilliQ (18.2 Ω) y reactivos grado Trace Metal (Baker). Para garantizar la calidad de las determinaciones y comprobar el procedimiento analítico las muestras se analizaron en triplicado, se usaron blancos de reactivos y además se analizaron los materiales de referencia certificados con origen similar a las muestras del presente estudio, TORT- 2 (hepatopáncreas de langosta).

8.4. Análisis Estadísticos

Para establecer si existen diferencias significativas en la concentración de mercurio por tejido entre la talla de *L. stylirostris* y *F. californiensis*, se realizó una prueba no paramétrica Mann-Whitney ya que los datos no presentaron una distribución normal. Al comparar la concentración de mercurio total en los tejidos de las especies objeto de estudio se realizó un ANOVA de una vía para datos repetidos, mientras que para determinar la correlación entre la concentración de mercurio de los tejidos de *L. stylirostris* se llevó a cabo la prueba de Spearman, al igual que para *F. californiensis*. En la búsqueda de diferencias estadísticas entre las concentraciones de Hg obtenidas para cada talla comercial de ambas especies se compararon mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Todos los análisis estadísticos se realizaron con un nivel de confianza del 95% ($p=0.05$).

8.5. Concentración total y proporcional de mercurio en los tejidos

Para calcular la carga de mercurio total y proporcional de los tejidos (peso húmedo), se calculó el porcentaje que ocupa cada uno de éstos respecto al peso total de organismos de *F. californiensis* y *L. stylirostris*, mismo que fue multiplicado por la concentración encontrada únicamente en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto. Finalmente cada concentración arrojada en los diferentes tejidos fue sumada y al número resultante se le consideró como la concentración total de mercurio en los individuos.

Ct= Σ [[Hg de tejidos]*proporción del tejido en el cuerpo del organismo)

Donde:

Ct= Concentración total

[Hg]= Concentración de mercurio en los tejidos (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto)

8.6. Análisis de evaluación de riesgo (HQ)

Para estimar el riesgo a la salud humana se utilizó el coeficiente de riesgo (HQ) propuesto por Newman y Unger (2002), el cual se evaluó basándose en la tasa de consumo y la concentración de mercurio encontrada en el músculo de *L. stylirostris* y *F. californiensis*.

$$\text{HQ} = \text{E} / \text{RfD}$$

Dónde:

E= nivel de exposición

$$\text{E} = \text{C} * \text{I} / \text{W}$$

RfD= dosis de referencia (0.5 µg/Kg/día) (EPA, 2009)

C= contenido de metales en los organismos (en peso húmedo), la cual es calculada de la siguiente manera:

I=tasa de ingestión de los organismos (1.37 Kg/persona/año que transformado a ingesta diaria el consumo es de 3.75 g/persona/día), que es definida según CONAPESCA (2011) como la cantidad de camarón promedio que un Mexicano consume anualmente.

W= peso de un adulto medio (71.7 Kg) (CANAIVE, 2012).

9. RESULTADOS

La Tabla 2 presenta el número de lotes de las dos especies de camarón de acuerdo a su talla comercial propuesta por Chapa *et al.* (1968). La talla que representó mejor a los ejemplares de *F. californiensis* fue la de 16-20 unidades por libra (u/L), mientras que para *L. stylirostris* fue la talla U-10 (tabla 2).

Tabla 2. Número de lotes de los camarones *Farfantepenaeus californiensis* y *Litopenaeus stylirostris*.

Talla (U/L)	LT (mm)	Número de lotes	
		<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	<i>Litopenaeus stylirostris</i>
26–30	123.0-129.9	2	1
21–25	130.0-139.9	9	0
16–20	140.0-151.9	23	1
U-15	152.0-160.9	20	3
U-12	161.0-170.9	15	1
U-10	171.0-180.9	6	6
U-8	>181.0	4	3

Con respecto a la comparación entre los datos biométricos de las dos especies de camarón *L. stylirostris* presentó promedios significativamente más altos tanto en la talla (longitud total) como en el peso (peso total) respecto a *F. californiensis* (tabla 3).

Tabla 3. Datos biométricos de las especies. Letras distintas indican diferencias significativas.

	<i>L. stylirostris</i>	<i>F. californiensis</i>	<i>p</i>
Talla (cm)	17.42±2.28 ^a	15.52±1.42 ^b	0.001
Peso (g)	44.35±20.93 ^a	29±8.48 ^b	0.002

Prueba no paramétrica Mann-Whitney.

9.1. Cuantificación de mercurio total

Para determinar la exactitud y precisión del método utilizado en el presente estudio se utilizó material de referencia de hepatopáncreas de langosta TORT-2 certificado por el

Consejo Nacional de Investigación de Canadá (NRCC), obteniendo un buen porcentaje de recuperación (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados del análisis del material de referencia TORT-2.

Material de referencia	Valor certificado de Hg (ng/g)	Concentraciones encontradas (ng/g)	Porcentaje de recuperación (%)
TORT-2	292±22	327±6.49	112%

En cuanto a la concentración de mercurio total entre los tejidos de cada especie, no se presentaron diferencias significativas ($p > 0.05$) para ninguna de ellas. Sin embargo, *L. stylirostris* presentó valores promedios ligeramente por encima de *F. californiensis* en el músculo y hepatopáncreas, mientras que el promedio del exoesqueleto fue el mismo en ambas especies. La tendencia de distribución de mercurio en los tejidos para las dos especies fue: músculo > hepatopáncreas > exoesqueleto (Tabla 5).

Tabla 5. Concentraciones media de mercurio total ($\mu\text{g/g}$, PS) en los camarones del presente estudio. Letras iguales indican diferencias no significativas ($p > 0.05$).

Especie	Músculo	Hepatopáncreas	Exoesqueleto
<i>L. stylirostris</i>	0.455±0.457 ^a	0.406±0.343 ^a	0.241±0.064 ^a
<i>F. californiensis</i>	0.308±0.261 ^a	0.279±0.285 ^a	0.241±0.059 ^a

ANOVA de una vía para datos repetidos.

Las correlaciones entre tres tejidos estudiados de *L. stylirostris* y su concentración de mercurio fueron positivas y altamente significativas entre sí ($p < 0.05$), mientras que para *F. californiensis* se presentaron correlaciones significativas positivas ($p < 0.05$) entre músculo-hepatopáncreas y músculo-exoesqueleto, no así para hepatopáncreas-exoesqueleto ($p > 0.05$) (Tabla 6).

Tabla 6. Coeficientes de correlación entre concentración de mercurio total en los tejidos de los camarones de altamar del presente estudio.

		Hepatopáncreas	Exoesqueleto
<i>L. stylirostris</i>	Músculo	0.725*	0.943*
	Hepatopáncreas		0.739*
<i>F. californiensis</i>	Músculo	0.297*	0.384*
	Hepatopáncreas		- 0.185

Prueba de correlación de Spearman. *Significativos ($p < 0.01$)

Al comparar si existen diferencias entre la concentración de mercurio total de los tejidos entre las tallas comerciales se observó que el único tejido de *F. californiensis* en el que se presentan diferencias significativas ($p < 0.05$) es el hepatopáncreas y sólo entre la talla U-8 con las U-15, 16-20 y 26-30, lo que sugiere que el tamaño de los organismos influye positivamente en la concentración de mercurio total presente en el hepatopáncreas para esta especie (Tabla 7).

Tabla 7. Comparación de mercurio total ($\mu\text{g/g}$, PS) en los tejidos de *F. californiensis* en sus distintas tallas comerciales. Letras distintas en un tejido indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Valores promedios y sus respectivas desviaciones estándar (DS).

<i>F. californiensis</i>	U-8	U-10	U-12	U-15	16-20	21-25	26-30
Músculo	1.01 ^a	0.30 ^a	0.32 ^a	0.22 ^a	0.27 ^a	0.29 ^a	0.23 ^a
DS	0.57	0.29	0.15	0.1	0.21	0.2	0.01
Hepatopáncreas	1.15 ^a	0.41 ^{ab}	0.27 ^{ab}	0.18 ^b	0.20 ^b	0.27 ^{ab}	0.08 ^b
DS	0.69	0.35	0.09	0.1	0.12	0.14	0.01
Exoesqueleto	0.30 ^a	0.22 ^a	0.25 ^a	0.24 ^a	0.23 ^a	0.23 ^a	0.30 ^a
DS	0.07	0.07	0.06	0.06	0.06	0.06	0.003

Pruebas no paramétricas Kruskal-Wallis y Dunn's.

Las concentraciones de mercurio en los tejidos de *L. stylirostris* no presentaron diferencias significativas (< 0.05) entre las distintas tallas comerciales (Tabla 8). El músculo registró un nivel de mercurio total superior en la talla de menor tamaño (26-30), seguido por la talla máxima (U-8). En el hepatopáncreas se encontró la concentración máxima en la talla 16-20, seguido por los organismos de la talla U-8. En cambio, el exoesqueleto presentó

valores relativamente similares en todas las tallas, con un aparente máximo en la talla 26-30.

Tabla 8. Comparación de mercurio total ($\mu\text{g/g}$, PS) en los tejidos de *L. stylirostris* en sus distintas tallas comerciales. Letras iguales indican falta de diferencias significativas ($p>0.05$).

<i>L. stylirostris</i>	U-8	U-10	U-15	16-20	26-30
Músculo	0.82 \pm 0.63 ^a	0.29 \pm 0.28 ^a	0.17 \pm 0.04 ^a	0.30 \pm 0.042 ^a	1.05 \pm 0.203 ^a
Hepatopáncreas	0.59 \pm 0.47 ^a	0.41 \pm 0.32 ^a	0.12 \pm 0.03 ^a	0.65 \pm 0.27 ^a	0.28 \pm 0.105 ^a
Exoesqueleto	0.28 \pm 0.08 ^a	0.22 \pm 0.04 ^a	0.20 \pm 0.007 ^a	0.25 \pm 0.048 ^a	0.36 \pm 0.006 ^a

Pruebas no paramétricas Kruskal-Wallis y Dunn's.

En la Tabla 9 *F. californiensis* muestra una correlación positiva entre la concentración de mercurio en el músculo y en el hepatopáncreas respecto a la talla de los organismos con valores de r de 0.714 y 0.811, respectivamente, mientras que en el exoesqueleto la r fue de -0.0182. Sin embargo, sólo el hepatopáncreas presentó una correlación significativa ($p<0.05$). En lo que respecta a *Litopenaeus stylirostris* no se observa una correlación significativa entre la talla y la concentración de mercurio total en los tejidos ($p>0.05$).

Tabla 9. Coeficientes de correlación entre talla y concentración de mercurio en tejidos de *F. californiensis* y *L. stylirostris*.

	n	Músculo	Hepatopáncreas	Exoesqueleto
<i>F. californiensis</i>	74	0.714 ($p=0.0545$)	0.811* ($p=0.0145$)	-0.0182 ($p=0.905$)
<i>L. stylirostris</i>	15	0.300 ($p=0.683$)	-0.200 ($p=0.783$)	0.300 ($p=0.683$)

Prueba de correlación de Spearman. *Significativos ($p<0.05$)

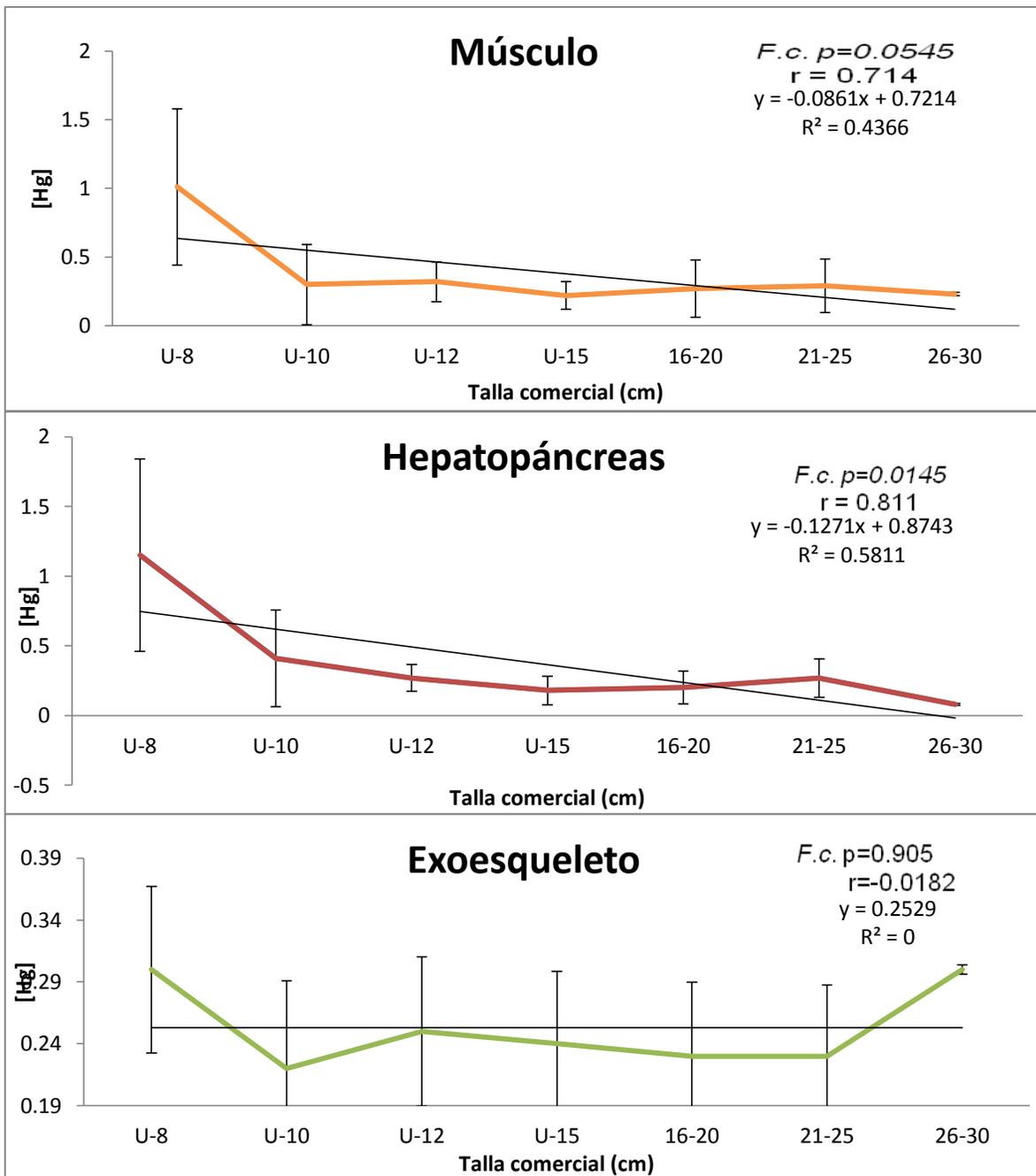


Figura 2. Correlación entre talla y concentración de mercurio en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto de *F. californiensis*.

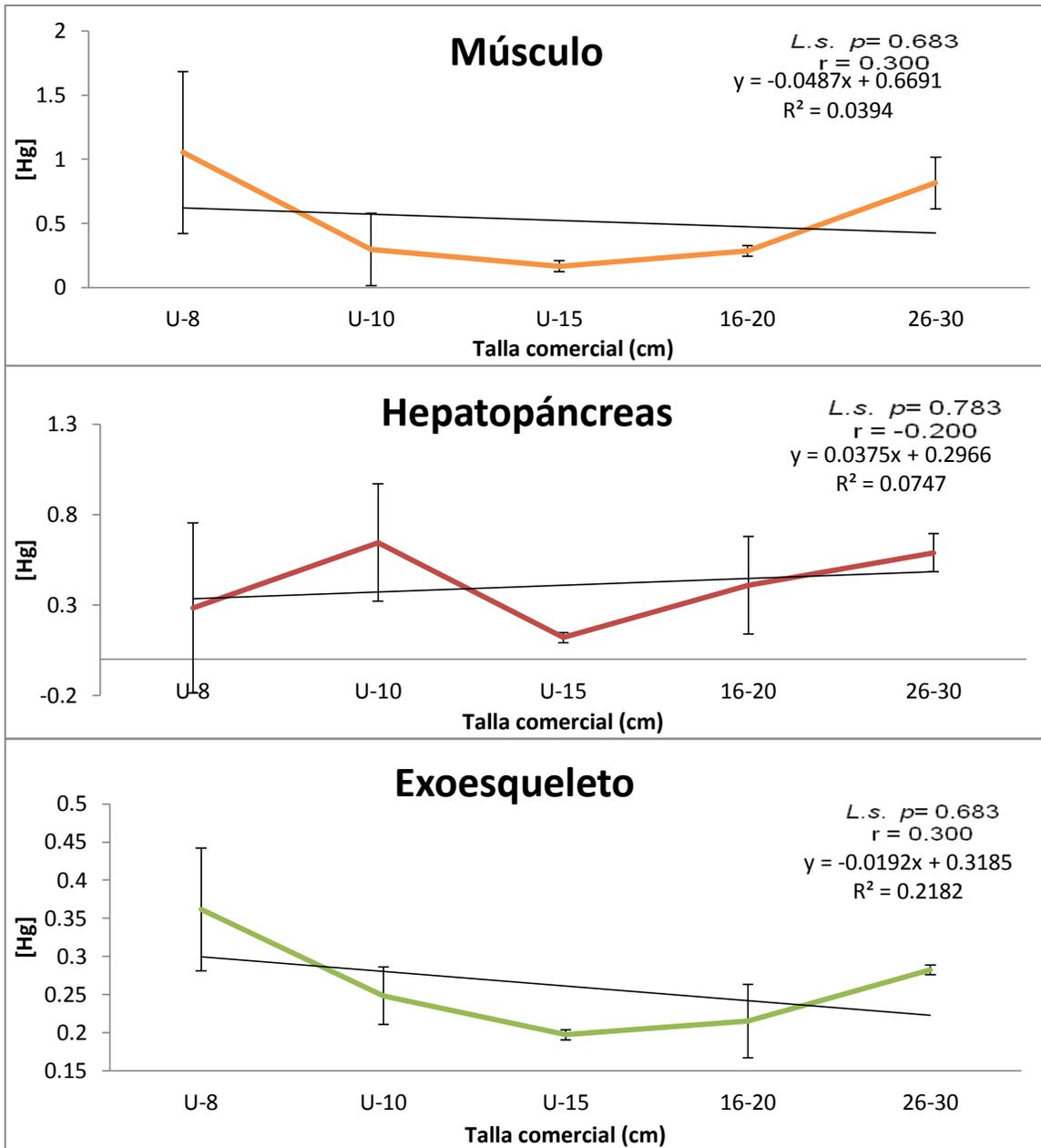


Figura 3. Correlación entre talla y concentración de mercurio en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto de *F. californiensis*.

Con respecto al peso, las figuras 4 y 5 muestran que en las dos especies de camarón la correlación es positiva, donde los valores de r son significativos en los tres tejidos de *Litopenaeus stylirostris* ($p < 0.05$) mientras que para *Farfantepenaeus californiensis* la concentración de mercurio en el hepatopáncreas fue la única significativa con el peso de los organismos ($p < 0.05$) (figura 4).

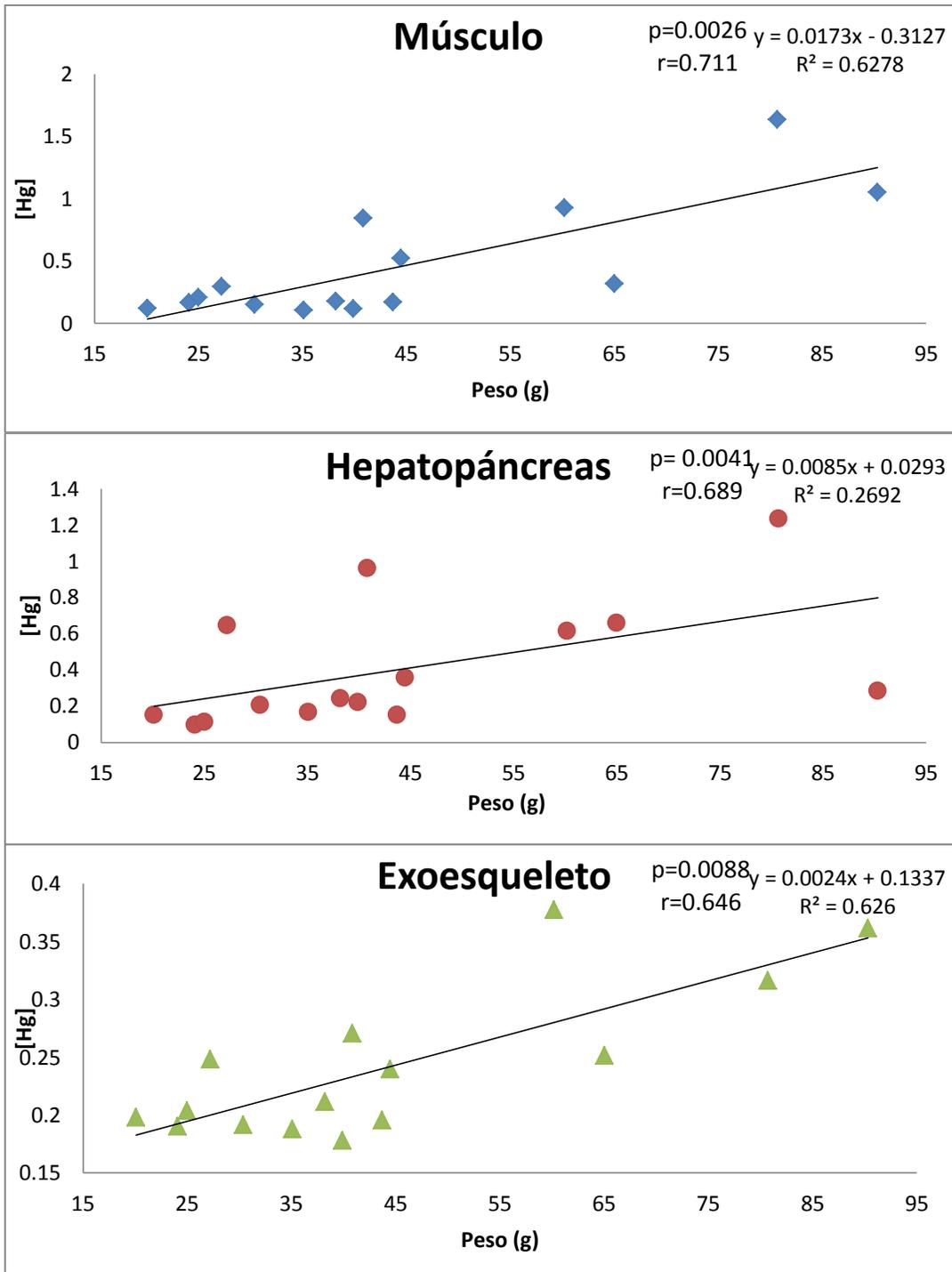


Figura 4. Correlación entre peso y concentración de mercurio en el músculo (◆), hepatopáncreas (●) y exoesqueleto (▲) de *L. stylirostris*.

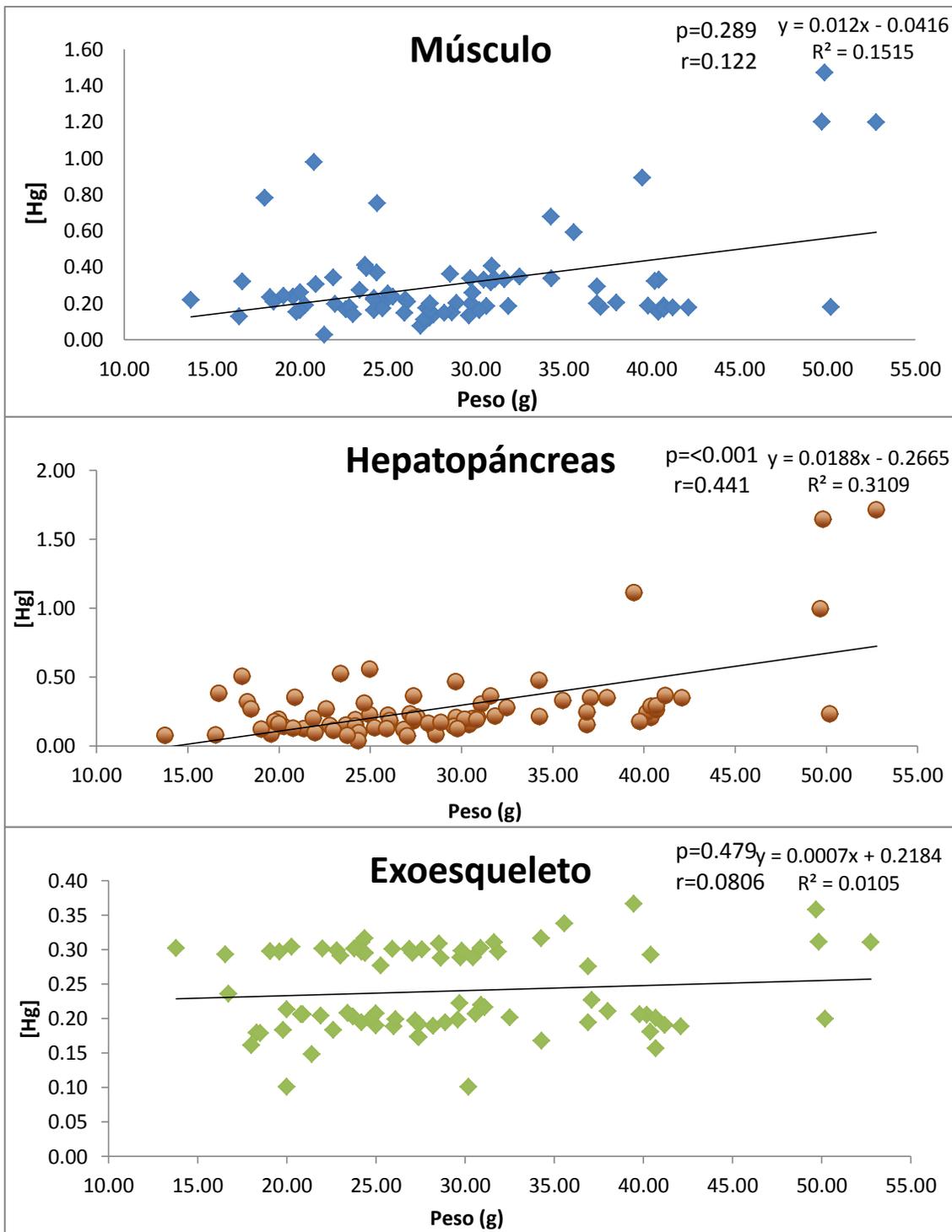


Figura 5. Correlación entre peso y concentración de mercurio en el músculo (◆), hepatopáncreas (●) y exoesqueleto (▲) de *F. californiensis*.

9.2 Concentración total de mercurio en los individuos

En lo que respecta a las concentraciones totales de mercurio en los organismos del presente estudio se encontraron diferencias significativas entre las talla U-10, U-15 y 26-30 de ambas especies, siendo *L. stylirostris* quien presentó la concentración superior en dichas tallas (Tabla 10).

Tabla 10. Concentración proporcional total ($\mu\text{g/g} \pm \text{DS}$, PH) de las especies objeto de estudio en sus distintas tallas comerciales. Letras distintas indican diferencias significativas.

Talla	Total		
	<i>L. stylirostris</i>	<i>F. californiensis</i>	P
U-8	0.282 \pm 0.213a	0.165 \pm 0.089a	0.355
U-10	0.147 \pm 0.119a	0.054 \pm 0.047b	0.026
U-12	-	0.057 \pm 0.022	-
U-15	0.065 \pm 0.008a	0.043 \pm 0.015b	0.05
16-20	0.073 \pm 0.013a	0.049 \pm 0.029a	0.098
21-25	-	0.051 \pm 0.028	-
26-30	0.21 \pm 0.038a	0.044 \pm 0.002b	0.01

Prueba no paramétrica Mann-Whitney.

En *F. californiensis* el porcentaje de distribución de mercurio se concentró en el músculo con un 80% de acumulación en este tejido (0.0530 \pm 0.0399 $\mu\text{g/g}$), seguido por 14% en el exoesqueleto (0.0095 \pm 0.0012 $\mu\text{g/g}$) y, por último, con un 6% en hepatopáncreas (0.0038 \pm 0.0037 $\mu\text{g/g}$) (figura 5). Con una distribución tisular muy distinta, *L. stylirostris* acumuló la mayor cantidad de mercurio total en el músculo con un 50% (0.095 \pm 0.0694 $\mu\text{g/g}$), seguido de un 44% en el hepatopáncreas (0.0848 \pm 0.0446 $\mu\text{g/g}$) y finalmente el tejido en el cuál se cuantificó la menor concentración fue en el exoesqueleto con tan sólo un 6% (0.0118 \pm 0.0028 $\mu\text{g/g}$) (figura 6).

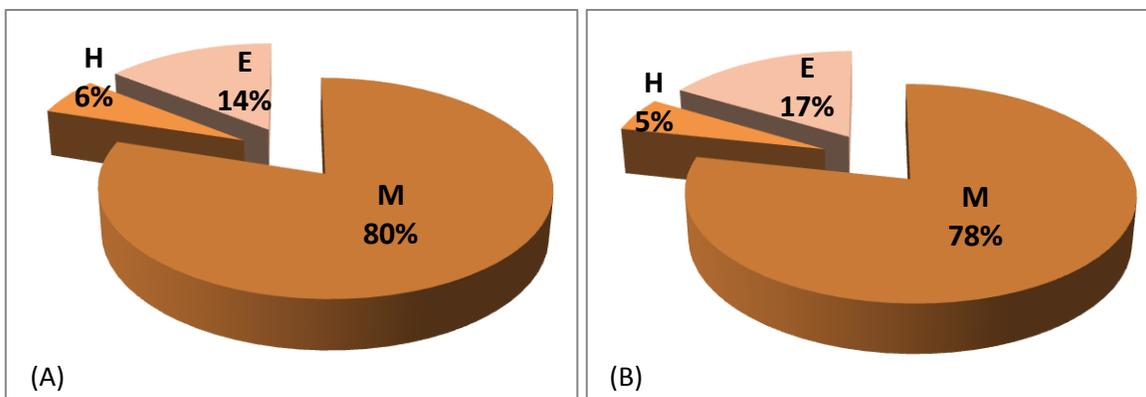


Figura 6. (A) Porcentaje de distribución proporcional de mercurio en los tejidos (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto) en *F. californiensis*; (B) Porcentaje de contribución por tejido en la concentración total de mercurio en el organismo en *F. californiensis*.

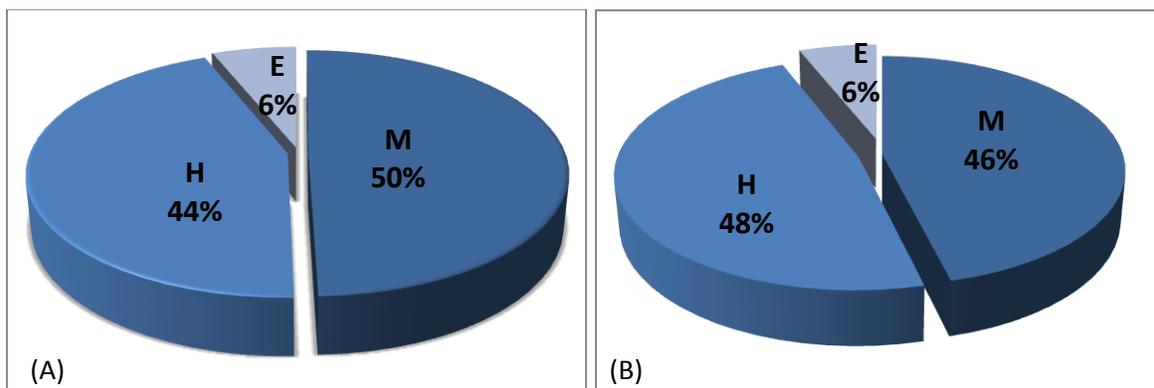


Figura 7. (A) Porcentaje de distribución proporcional de mercurio en los tejidos (músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto) en *L. stylirostris*; (B) Porcentaje de contribución por tejido en la concentración total de mercurio en el organismo en *L. stylirostris*.

Al correlacionar la longitud total con las concentraciones de Hg proporcionales de los tejidos, *Farfantepenaeus californiensis* y *L. stylirostris* no se presentó una correlación significativa (Tabla 11). Sin embargo en lo que concierne al peso y la concentración proporcional total de mercurio (Tabla 12) sólo *L. stylirostris* registró una correlación significativa ($p < 0.05$).

Tabla 11. Coeficientes de correlación entre talla (cm) y concentración proporcional de mercurio en tejidos de *F. californiensis* y *L. stylirostris*.

	Total
<i>F. californiensis</i>	0.159 (p=0.162)
<i>L. stylirostris</i>	0.343 (p=0.204)

Prueba de correlación de Spearman.

Tabla 12. Coeficientes de correlación entre peso (g) y concentración proporcional de mercurio en tejidos de *F. californiensis* y *L. stylirostris*.

	Total
<i>F. californiensis</i>	0.133 (p=0.243)
<i>L. stylirostris</i>	0.750* (p<0.001)

Prueba de correlación de Spearman. *Significativos (p<0.05)

9.3. Concentración de mercurio total en camarón silvestre del noroeste de México

Al comparar las concentraciones de mercurio analizadas en *F. californiensis* provenientes de las costas del Golfo de California (Sinaloa) y el océano Pacífico (Los Cabos, La Paz, Comondú y Mulegé) Sinaloa repuntó con concentraciones significativamente mayores (p<0.05) a las registradas en cuatro de los municipios de Baja California Sur para los tres tejidos estudiados (músculo y hepatopáncreas); mientras, en el exoesqueleto, las diferencias sólo fueron significativas (p<0.05) entre Mulegé y las muestras de Sinaloa (Tabla 13).

Tabla 13. Concentración media de Hg en los tejidos de *F. californiensis* provenientes de las costas del Pacífico de Baja California Sur y las costas del Golfo de California en Sinaloa.

<i>F. californiensis</i>	Cabos	La Paz	Comondú	Mulegé	Sinaloa
Músculo	0.250±0.093a	0.251±0.095a	0.239±0.154a	0.239±0.154a	0.892±0.379b
Hepatopáncreas	0.223±0.077ab	0.241±0.139a	0.194±0.101a	0.208±0.086a	0.894±0.561b
Exoesqueleto	0.218±0.038ab	0.231±0.058ab	0.243±0.059ab	0.225±0.046a	0.30±0.069b

ANOVA de una vía para datos repetidos. Letras distintas indican diferencias significativas. (p<0.05)

Las concentraciones de mercurio en los tejidos de *L. stylirostris* también se vieron afectadas por la zona de captura ya que sus concentraciones máximas estuvieron en Sinaloa (Costas del Golfo de California) para músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto ($p < 0.05$) (Tabla 14).

Tabla 14. Concentración media de Hg ($\mu\text{g/g}$, peso seco) en los tejidos de *L. stylirostris* provenientes de las costas del Pacífico de Baja California Sur y las costas del Golfo de California en Sinaloa.

<i>L. stylirostris</i>	Baja California Sur	Sinaloa	Valores de p
Músculo	0.168±0.058*	0.884±0.459*	(p = 0.002)
Hepatopáncreas	0.221±0.166*	0.684±0.361*	(p = 0.006)
Exoesqueleto	0.201±0.02*	0.303±0.058*	(p = 0.003)

Prueba no paramétrica Mann-Whitney. *Indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

9.4. Análisis de evaluación de riesgo

El coeficiente de riesgo calculado para la ingesta de músculo de *F. californiensis* y *L. stylirostris* reveló que el consumo de camarón promedio per cápita en México no representa una amenaza en ninguna de las tallas comerciales. Ya que en todos los casos el HQ es < 1 (Tabla 15).

Tabla 15. Valores de [HQ] para *F. californiensis* y *L. stylirostris* capturados en el Noroeste de México.

Talla	[HQ]	
	<i>F. californiensis</i>	<i>L. stylirostris</i>
U-8	0.0267±0.015	0.0095±0.008
U-10	0.0078±0.008	0.0099±0.014
U-12	0.0084±0.004	-
U-15	0.0060±0.003	0.0037±0.0007
16-20	0.0071±0.005	0.0063±0.001
21-25	0.0075±0.005	-
26-30	0.0060±0.0003	0.0249±0.005

10. DISCUSIÓN

10.1 Contenido de mercurio total en tejidos

10.1.1 Músculo

En el presente estudio, el promedio±desviación estándar del contenido de mercurio total fue de 0.892 ± 0.379 $\mu\text{g/g}$ PS y 0.243 ± 0.136 $\mu\text{g/g}$ PS, para el músculo de *F. californiensis* y 0.884 ± 0.459 $\mu\text{g/g}$ PS y 0.168 ± 0.168 $\mu\text{g/g}$ PS *L. stylirostris*, provenientes de las costas de Sinaloa y Baja California Sur, respectivamente. Esta variación intraespecífica se puede deber a la combinación de factores endógenos (edad, sexo, estadio de muda) y exógenos (aportes de mercurio en la zona, T°C, etc.). Esto coincide con el estudio de Khan *et al.* (1989), quienes observaron diferencias de un orden de magnitud en el contenido de mercurio total en el crustáceo *Palaemonetes pugio* de diferentes localidades de Nueva Jersey, USA. Colaço *et al.* (2006) también encontraron diferencias en el contenido de mercurio en el decápodo *Mirocaris fortunata*, recolectada en diferentes ventilas hidrotermales de la cordillera Medio Atlántica.

En la Tabla 16 se presenta una comparación del contenido de Hg total en el músculo de crustáceos, en diferentes zonas del mundo, en donde los valores determinados en *Aristeus antennatus*, *Mirocaris Fortunata* y *Palaemonetes pugio*, del noroeste del Mediterráneo, de la ventila hidrotermal Rainbow (Cordillera Mesoatlántica) y Piles Creek, Nueva Jersey por Drava *et al.* (2004), Colaço *et al.* (2006) y Khan *et al.* (1989) fueron los que presentaron una mayor acumulación respectivamente, sin embargo, son del mismo orden de magnitud a los registrados por ambas especies de esta investigación capturadas en Sinaloa, mientras que el resto de los estudios en dicha tabla, presentan concentraciones similares a los camarones recolectados en Baja California Sur.

Con respecto a la comparación con estudios realizados en México, los cuales son relativamente escasos, en este trabajo *F californiensis* y *L. stylirostris* provenientes de Sinaloa, presentaron valores mayores a todas las investigaciones antes realizadas en el País. Los estudios de Reimer y Reimer (1975) y Delgado-Alvarez *et al.* (2014) los cuales se

realizaron en los puertos de Topolobampo y Mazatlán, y en granjas camaronícolas del Noroeste de México (Sinaloa); registraron valores muy similares a los de ambas especies analizadas en este estudio con procedencia de las costas de Baja California Sur, con 0.20-0.48 y 0.194 - 0.310 $\mu\text{g/g}$ Hg PS, respectivamente (Tabla 16).

Tabla 16. Concentraciones de mercurio total registradas en el músculo de camarones a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).

Especie	Localidad	Hg	Referencia
ESTUDIOS INTERNACIONALES			
<i>Crangon crangon</i>	Limfjord, Dinamarca	0.09 \pm 0.03	Riisgard y Famme (1986)
<i>Palaemonetes pugio</i>	Piles Creek, Nueva Jersey	\sim 1.44	Khan <i>et al.</i> (1989)
<i>Palaemonetes pugio</i>	Big sheepshead Creek, Nueva Jersey	\sim 0.36	Khan <i>et al.</i> (1989)
<i>Penaeus notialis</i>	Laguna Korle, Costa de Ghana	0.027 \pm 0.004	Biney y Ameyibor (1992)
<i>Aristeus antennatus</i>	Noroeste del Mediterráneo	4.75 \pm 2.83	Drava <i>et al.</i> (2004)
<i>Mirocaris fortunata</i>	V.H. Rainbow, Cordillera Mesoatlántica	1.0 \pm 1.6	Colaço <i>et al.</i> (2006)
<i>Penaeus semiculcatus</i>	Norte del Golfo Pérsico	0.19 \pm 0.05	Elahi <i>et al.</i> (2007)
<i>Penaeus monodon</i>	Delta del río Mekong, Vietnam	0.06 \pm 0.04	Tu <i>et al.</i> (2008)
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Nueva Caledonia	0.20 \pm 0.06	Chouvelon <i>et al.</i> (2009)
<i>Penaeus merguensis</i>	Costa Gresik, Indonesia	0.002-0.03	Soegianto <i>et al.</i> (2010)
ESTUDIOS NACIONALES			
<i>Penaeus setiferus</i>	Veracruz, Veracruz	0.16 \pm 0.08	Reimer y Reimer (1975)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Puerto Mazatlán, Sinaloa	0.48 \pm 0.40	Reimer y Reimer (1975)
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Topolobampo, Sinaloa	0.20 \pm 0.20	Reimer y Reimer (1975)
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Guaymas, Sonora	0.36 \pm 0.28	Reimer y Reimer (1975)

<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.21±0.07	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.13±0.08	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.30±0.01	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.20±0.01	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.13±0.04	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granja acuícola en Sonora	0.194±0.143	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granja acuícola en Sinaloa	0.310±0.213	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granja acuícola en Nayarit	0.451±0.509	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Sinaloa	0.892±0.379	Presente estudio.
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Baja California Sur	0.243±0.136	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Sinaloa	0.884±0.459	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Baja California Sur	0.168±0.168	Presente estudio.

10.1.2. Hepatopáncreas

En la Tabla 17 se observa que el contenido de Hg total en el hepatopáncreas varía significativamente entre las especies de camarones y sitios de captura. Esta diferencia de concentraciones es debido a diferencias fisiológicas entre las especies, así como la naturaleza del metal, disponibilidad, acumulación y excreción (Rainbow, 2002). Los niveles de concentración de mercurio total determinada en las especies del presente estudio sólo fueron superadas por *Mirocaris fortunata* y *Chorocaris chacei* provenientes

de las chimeneas hidrotermales Menez Gwen y Lucky Strike (Cordillera Mesoatlántica) registradas por Colaço y colaboradores (2006) mientras que las especies estudiadas en el presente estudio registraron concentraciones muy por encima a las reportadas por Tu *et al.* (2008) en el delta del río Mekong en Vietnam.

Por su parte, el contenido de mercurio total presente en los organismos estudiados provenientes de Baja California Sur y Sinaloa, se comportó de una forma similar a todas las especies antes analizadas en México, ya que se presentaron en el mismo orden de magnitud. Sin embargo, llama la atención la diferencia presente entre el contenido de Hg registrado por ambas especies de las dos entidades, lo cual indica una diferente acumulación por especie (Roesijadi y Robinson, 1994).

Tabla 17. Concentraciones de mercurio total encontradas en hepatopáncreas de camarones a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).

Espece	Localidad	Hg	Referencia
ESTUDIOS INTERNACIONALES			
<i>Mirocaris fortunata</i>	V.H. Menez Gwen, Coordillera Mesoatlántica	1.3	Colaço <i>et al.</i> (2006)
<i>Penaeus monodon</i>	V.H. Lucky Strike, Coordillera Mesoatlántica	0.7	Colaço <i>et al.</i> (2006)
<i>Chorocaris chacei</i>	V.H. Lucky Strike, Coordillera Mesoatlántica	1.4 \pm 2.0	Colaço <i>et al.</i> (2006)
<i>Rimicaris exoculata</i>	V.H. Rainbow, Coordillera Mesoatlántica	0.14 \pm 0.11	Colaço <i>et al.</i> (2006)
<i>Penaeus monodon</i>	Delta del río Mekong, Vietnam	0.07 \pm 0.02	Tu <i>et al.</i> (2008)
<i>Penaeus merguensis</i>	Estuario Musa, Golfo Pérsico	0.56-0.92	Hosseini <i>et al.</i> (2014)
ESTUDIOS NACIONALES			
<i>Farfantepenaeus brevirostris</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.35 \pm 0.07	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.62 \pm 0.11	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.57 \pm 0.01	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)

<i>Litopenaeus vannamei</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.72±0.07	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Xiphopenaeus kroyery</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	0.27±0.04	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2004)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granja acuícola en Sonora	0.205±0.168	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granja acuícola en Sinaloa	0.206±0.201	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granja acuícola en Nayarit	0.234±0.244	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Sinaloa	0.894±0.561	Presente estudio.
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Baja California Sur	0.210±0.105	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Sinaloa	0.684±0.361	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Baja California Sur	0.221±0.02	Presente estudio.

10.1.3. Exoesqueleto

En cuanto al contenido de mercurio en el exoesqueleto, en México no existen estudios que evalúen la concentración de mercurio en este tejido de camarones silvestres; sin embargo, la comparación se realizó solo con pocos trabajos internacionales.

L. stylirostris y *F. californiensis* registraron valores por encima de lo encontrado en *Penaeus monodon* del delta del río Mekong, Vietnam (Tu *et al.*, 2008) (Tabla 17), pero inferiores a lo registrado en *Palaemonetes pugio* en Piles Creek, Nueva Jersey. Esto indica la alta variabilidad del contenido Hg en el exoesqueleto de camarones, lo anterior puede ser atribuido a algún mecanismo de depuración ejercido por los decápodos, concordando con Zuckerkandl (1957) quien menciona que la concentración de metales pesados en los tejidos puede presentar variaciones debido al ciclo de muda, que influye en la concentración de los mismos por su excreción durante la ecdisis. Posteriormente se discute sobre el contenido de Hg en el exoesqueleto de camarones.

10.1.4. Organismo Completo

Al analizar los datos obtenidos en esta investigación destaca el alto contenido de mercurio total en *F. californiensis* y *L. stylirostris* colectados en las costas de Sinaloa (0.583 ± 0.251 y 1.264 ± 0.635 $\mu\text{g/g}$, respectivamente), donde los valores son de un orden de magnitud superior a los encontrados por Li *et al.* (2013), Al-Saleh y Al-Doush (2002) y Jara-Marini (2012), quienes señalan que su bajo contenido de mercurio se debe a un efecto de dilución ocasionado por la mezcla de los tejidos que acumulan cantidades mínimas de mercurio comparado con los que presentan una tasa de concentración significativa (Tabla 18). Llama la atención los valores tan distintos de *F. californiensis* de Jara-Marini (2012) y del presente estudio, lo cual puede deberse a diferencias en tallas sus hábitats y tallas, ya que el primer estudio se llevó a cabo en una laguna costera, mientras el segundo en altamar, en donde se encontraron organismos de mayor tamaño.

Tabla 18. Concentraciones de mercurio total registradas en exoesqueleto de camarones silvestres a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).

Especie	Localidad	Hg	Referencia
<i>Palaemonetes pugio</i>	Piles Creek, Nueva Jersey	~ 1.12	Khan <i>et al.</i> (1989)
<i>Palaemonetes pugio</i>	Big sheepshead Creek, Nueva Jersey	~ 0.26	Khan <i>et al.</i> (1989)
<i>Penaeus monodon</i>	Delta del río Mekong, Vietnam	< 0.05	Tu <i>et al.</i> (2008)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Sinaloa	0.30 ± 0.07	Presente estudio.
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Baja California Sur	0.234 ± 0.05	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Sinaloa	0.303 ± 0.58	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Baja California Sur	0.201 ± 0.02	Presente estudio.

Tabla 19. Concentraciones de mercurio total encontradas en organismos completos de camarones silvestres a nivel internacional y nacional ($\mu\text{g/g}$, peso seco).

ESTUDIOS INTERNACIONALES			
Especie	Localidad	Hg	Referencia
<i>Penaeus semisulcatus</i>	Golfo de Arabia	0.013 \pm 0.007	Al-Saleh y Al-Doush (2002)
<i>Metapenaeus ensis</i>	Provincia de Guangdong, China	0.012	Li <i>et al.</i> (2013)
<i>Penaeus japonicus</i>	Provincia de Guangdong, China	0.017	Li <i>et al.</i> (2013)
<i>Penaeus monodon</i>	Provincia de Guangdong, China	0.017	Li <i>et al.</i> (2013)
ESTUDIOS NACIONALES			
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Puerto Mazatlán, Sinaloa	0.04 \pm 0.01	Jara-Marini <i>et al.</i> (2012)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Puerto Mazatlán, Sinaloa	0.04 \pm 0.006	Jara-Marini <i>et al.</i> (2012)
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Sinaloa	0.583 \pm 0.251	Presente estudio.
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Baja California Sur	0.181 \pm 0.089	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Sinaloa	1.264 \pm 0.635	Presente estudio.
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Baja California Sur	0.357 \pm 0.228	Presente estudio.

10.2. Distribución tisular del mercurio

10.2.1. Concentración de mercurio total en los tejidos

Las concentraciones medias de mercurio en los tejidos de ambas especies no fueron estadísticamente distintas entre sí. El músculo y hepatopáncreas de *L. stylirostris* acumularon 0.455 \pm 0.457 y 0.406 \pm 0.343, $\mu\text{g/g}$, peso seco, respectivamente. En *F. californiensis* las medias concentradas en los tejidos fueron de; 0.308 \pm 0.261 y 0.279 \pm 0.285, $\mu\text{g/g}$, peso seco, Phillips y Rainbow (1994) y Rainbow y colaboradores (1993) señalan que la concentración de metales pesados en invertebrados que comparten el mismo hábitat pueden presentar distintas tasas de acumulación, inclusive en organismos pertenecientes al mismo género. Sin embargo, en el exoesqueleto de las dos especies de camarón, se presentó la misma media de acumulación (0.241 $\mu\text{g/g}$) (Tabla 5), lo que

puede ser atribuido al mecanismo de depuración de metales a través de la ecdisis, donde los crustáceos envían una importante cantidad de metales en la etapa de intermuda para después desecharlos por medio del desprendimiento del exoesqueleto (Keteles y Fleeger, 2001).

10.2.2. Relación del contenido de mercurio total con la longitud total

Farkas y colaboradores (2003) mencionan que distintos factores, entre ellos la talla, tienen una influencia significativa en la bioacumulación, biodisponibilidad y en la transferencia de mercurio. En el presente estudio, el hepatopáncreas de *F. californiensis* presentó diferencias significativas entre las tallas U-8 y 26-30 ($p < 0.05$), donde los organismos de mayor tamaño mostraron una mayor concentración de mercurio (Tabla 7). Colaço *et al.* (2006) y Hosseini *et al.* (2014) encontraron resultados similares en el camarón *Rimicaris exoculata* y en *Penaeus merguensis*. La acumulación en el tejido muscular fue significativamente mayor al aumentar su talla. Del mismo modo, Hosseini y colaboradores (2014) encontraron una correlación positiva entre la longitud de *Panaeus merguensis* y la concentración de mercurio, lo cual atribuyeron en parte al tipo de alimento que ingieren durante sus fases de crecimiento, ya que mientras mayor sea su tamaño, los organismos de los que se alimentan también lo son y generalmente contienen una mayor cantidad de mercurio. Lo que también coincide con lo observado por Jara-Marini *et al.* (2012) quienes registraron una relación del contenido de mercurio con el nivel trófico de las especies.

Sin embargo, al analizar los datos de la concentración proporcional total de mercurio entre las especies, se presentaron diferencias estadísticas ($p < 0.05$) entre las tallas U-10, U-15 y 26-30 donde la media de *L. stylirostris* fue significativamente mayor (Tabla 10), lo que señala que el camarón azul presenta una mayor tasa de captura de mercurio (para cada talla comercial), concordando con lo encontrado por Ruelas-Inzunza (2004). Llama la atención que los organismos de *L. stylirostris* que presentaron un menor tamaño (talla 26-30) acumularon una alta concentración de mercurio total ($0.21 \pm 0.038 \mu\text{g/g}$), de manera similar Canli y Furness (1993) encontraron que la concentración de mercurio inorgánico en *Nephrops norvegicus* disminuía al incrementar la longitud del caparazón.

Por otro lado, en *F. californiensis* se determinó una correlación positiva significativa ($p < 0.05$) de 0.811 entre la longitud total y la concentración de mercurio en el hepatopáncreas. Sin embargo, sucedió lo contrario con *L. stylirostris*, en quien no se presentó ninguna correlación entre contenido de mercurio en los tres tejidos y la talla, esto coincide con lo encontrado en la langosta *Nephrops norvegicus*, donde la concentración de mercurio en la glándula digestiva y el músculo no estuvieron correlacionados con la longitud del caparazón (Canli y Furness, 1993). Evidentemente, la toxicodinámica del mercurio varía entre las especies (Rainbow *et al.*, 1998), por lo que se requiere de un estudio comparativo entre cada una de las especies de camarón de las costas Mexicanas.

10.2.3. Correlaciones entre la concentración de mercurio total en los tejidos

En lo que concierne al contenido de mercurio en los tejidos de *L. stylirostris*, se presentaron correlaciones significativamente positivas entre músculo-hepatopáncreas, músculo-exoesqueleto y hepatopáncreas-exoesqueleto, lo que indica que al incrementar la concentración de uno de estos tejidos aumenta también la del exoesqueleto. Mientras que en *F. californiensis* se observaron correlaciones únicamente entre músculo-hepatopáncreas y músculo-exoesqueleto. Ambas especies coinciden con lo registrado para la langosta *Nephrops norvegicus* en donde la acumulación de meHg con el tejido muscular presentó una correlación altamente significativa con el hepatopáncreas, lo cual podría deberse a la alta afinidad de dicho compuesto por los grupos del azufre y del nitrógeno, de las proteínas y aminoácidos (Nieboer and Richardson, 1980). Al respecto, Soares *et al.* (2012) comentan que las formas químicas del Hg presentes en el organismo, son las que van a determinar el sitio en donde se acumulan, ya que el Hg inorgánico tiene una mayor afinidad por los grupos SH del hepatopáncreas, mientras que el Hg orgánico la tiene por los grupos SH del tejido muscular.

En lo que respecta a la relación músculo-exoesqueleto en ambas especies se señala una interacción intratisular, en donde el tejido blando envía una cantidad significativa de metales no esenciales al exoesqueleto en el proceso de muda para su posterior

eliminación, como fue el caso del Pb observado por Bergey y Weis (2007), así como en el cangrejo violinista *Uca pugnax*, en donde un porcentaje de Cd importante (26%) fue depurado con la ecdisis en el camarón de río *Palaemonetes pugio* (Keteles y Fleeger, 2001). Brouwer y colaboradores (1992) registraron también un valor aproximado de detoxificación de Cd del 60%, eliminado a través de la muda en el cangrejo azul *Callinectes sapidus*. Sin embargo, al tratarse de metales esenciales para los crustáceos (como el Cu y el Zn) se ha observado la falta de datos sobre las diferencias estadísticas entre la cantidad acumulada por el exoesqueleto en la intermuda y la posmuda (Weeks *et al.*, 1992; Keteles y Fleeger, 2001; Bergey y Weis, 2007).

10.2.4. Distribución de mercurio total en los tejidos

Respecto a la distribución de mercurio total en los tejidos de los organismos, *F. californiensis* acumuló el 80% en el músculo siendo el tejido que contiene una mayor carga de este metal. Lo mismo sucedió en *L. stylirostris*, pero con un porcentaje menor (50%). Los resultados en ambas especies concuerdan con lo encontrado por Guarino y Anderson (1976) quienes al analizar la distribución de meHg en los tejidos de *Homarus americanus* encontraron que el 50% se acumula en el músculo, sugiriendo que se debe a que la captura del mercurio ocurre en gran medida través de la quitina del exoesqueleto, el cual interactúa directamente con el tejido muscular. Canli y Furness (1993) al realizar un experimento donde expusieron al decápodo *Nephrops norvegicus* a dosis de mercurio orgánico, registraron la mayor carga de meHg en el músculo (41%), lo cual concuerda con el estudio de Soares *et al.* (2012) que se comentó anteriormente; donde indican la alta afinidad de meHg por las proteínas del tejido muscular. De forma contraria al comportamiento de distribución de mercurio en este estudio, donde el músculo fue el mayor receptor de Hg en ambas especies; Páez-Osuna y Tron-Mayen (1995) registraron que del 71.1 al 87% de la carga total de Cd en *F. californiensis* se encuentra en el hepatopáncreas. De igual manera, en *Litopenaeus vannamei* el mayor porcentaje de Cd se presentó en el hepatopáncreas de los organismos silvestres (97-99 %) (Páez-Osuna y Tron-Mayen, 1996) señalando que aunque ambos son metales tóxicos, su conducta es distinta, ya que tienen distintos órganos diana.

El porcentaje de mercurio total acumulado en hepatopáncreas, en el camarón azul ocupó el segundo lugar de acumulación proporcional con un 44%, mientras que el mismo tejido en el camarón café ocupó el tercer lugar con tan solo 6%. Canli y Furness (1993) documentaron un porcentaje para el hepatopáncreas de mercurio orgánico e inorgánico similar a los resultados de *F. californiensis* (18.3 y 17.0 %, respectivamente). Guarino y Anderson (1976) encontraron que en la langosta *Homarus americanus* el segundo tejido en el cual se acumuló el mercurio orgánico fue en el hepatopáncreas con un 23%. En peces, varios estudios han documentado que cuando los niveles de mercurio son bajos, el músculo presenta niveles de concentración mayores que el hígado; pero cuando los niveles son altos, el tejido hepático presenta mayor contenido de Hg (Azevedo *et al.*, 2012; Polak-Juszczak, 2015).

En lo que respecta al rol que juega el exoesqueleto en el porcentaje de mercurio acumulado en el organismo completo, *F. californiensis* concentró el 14% de dicho metal (9.5 ± 1.2 ng/g), obteniendo el segundo órgano con la mayor acumulación, mientras que en *L. stylirostris* el caparazón fue el tejido de menor de concentración con tan sólo un 6% (11.8 ± 3 ng/g). Lo que difiere con la acumulación de Cd en el camarón *Palaemonetes pugio* quien proporcionalmente acumuló un 40% de este metal en el exoesqueleto (Keteles y Fleeger, 2001). Todo esto sugiere que la toxicocinética de los contaminantes en los crustáceos varía según la especie y el tóxico al que sean sometidos y que contrariamente algunos de éstos decápodos tienen un mecanismo de regulación para el Hg (Frías-Espéricueta, 2001).

10.2.5. Comparación del contenido de mercurio total por zonas de captura

En lo que concierne a la influencia del sitio de distribución de las especies sobre la concentración de mercurio acumulado en los organismos analizados, tanto el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto de *L. stylirostris* y *F. californiensis* presentaron un patrón de acumulación significativamente mayor ($p < 0.05$) en Sinaloa respecto a Baja California Sur (Tabla 13 y 14). Esto era de esperarse debido al sector de agricultura presente en Sinaloa. Maíz-Larralde (2004) señala que la parte del Golfo de California, de Sinaloa

presenta una mayor cantidad de emisiones de Hg principalmente provenientes de la extracción de oro con un método distinto a la amalgamación, desechos de pilas con Hg y rellenos sanitarios. Mientras que Baja California Sur (BCS) se registraron la menor concentración donde sus principales fuentes son: rellenos sanitarios, pinturas con Hg y amalgamas dentales. Además de las actividades antropogénicas antes mencionadas, también existe aportación de mercurio hacia el Golfo de California propiciada por la quema de combustóleo en las plantas termoeléctricas, tan sólo en BCS existen 7 y dos en Sinaloa (Tabla 20). Meraz-González (2012) realizó una estimación de emisiones de Hg de BCS considerando un factor de emisión de Hg de 13.3 mg/Ton de combustóleo consumido conforme con lo señalado por Acosta *et al.* (2003) y el resultado fue una aportación de 43.6 kg de Hg anuales.

Tabla 20. Termoeléctricas presentes en Baja California Sur y Sinaloa.

Estado	Municipio
Baja California Sur	Los Cabos (1)
	La Paz (1)
	Mulegé (3)
	Comondú (2)
Sinaloa	Mazatlán (1)
	Topolobampo (1)

Datos obtenidos de Maíz-Laralde (2004).

10.2.6. Análisis de riesgo por consumo de camarón silvestre

En lo que concierne a los límites permisibles en la ingestión de mercurio en la porción comestible de mariscos para el consumo humano, la NOM-242-SSA1-2009 establece un máximo admisible de metilmercurio de 0.5 µg/g, peso húmedo, mientras que el establecido por la FDA es de 1 µg/g de mercurio total. Algunos autores han señalado que la proporción de mercurio orgánico respecto al mercurio total encontrado en el tejido muscular varía de un 85-97 %, mientras que otras investigaciones señalan un intervalo del 64 hasta el 100% (Agah *et al.*, 2007). Considerando el intervalo de mayor cobertura en el

músculo en las especies estudiadas, ninguna talla comercial sobrepasa los límites permisibles establecidos por la Norma Oficial Mexicana y la FDA (Tabla 21).

Por último, en lo que concierne al riesgo por consumo del tejido muscular en camarón, en la Tabla 21 se muestran los resultados del análisis de HQ (coeficiente de riesgo) considerando una tasa de consumo promedio nacional de 1.37 kg/persona/año, donde se demostró que ninguna de las especies estudiadas representa un riesgo para la salud humana ya que el valor de HQ es <1. Esto concuerda con el análisis de riesgo realizado por Delgado-Alvarez *et al.* (2015) quienes encontraron un coeficiente de riesgo menor a uno en el camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) cultivado en distintas granjas acuícolas de Sonora, Sinaloa y Nayarit. A pesar de que las dos especies estudiadas en esta investigación presentaron valores de HQ del mismo orden de magnitud a las realizadas en otros trabajos, sus HQ's son mayores que los de *L. stylirostris* (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2011), que fue la especie de camarón en la que encontraron un HQ mayor en Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, lo que podría indicar una creciente aportación de mercurio a las zonas costeras del Noroeste de México. Por su lado, en lo que respecta al consumo de camarón en otra parte del mundo, seis especies del sur de China fueron evaluados y declaradas como seguras para el consumo humano (HQ<1) (Tabla 22).

Tabla 21. Intervalo de mercurio orgánico (meHg) considerando que del 64 al 100% de Hg total está en forma orgánica (µg/g, peso húmedo) y límites máximos establecidos por normas nacionales e internacionales. NOM: Norma Oficial Mexicana; FDA: Food and Drug Administration.

Talla	meHg				NOM meHg	FDA Hg total
	<i>F. californiensis</i>		<i>L. stylirostris</i>			
	64%	100%	64%	100%		
26-30	0.037	0.058	0.152	0.238		
21-25	0.046	0.072	-	-		
16-20	0.043	0.068	0.038	0.060	0.5 µg/g	1 µg/g
u-15	0.037	0.058	0.022	0.035		
u-12	0.051	0.079	-	-		
u-10	0.048	0.074	0.025	0.038		
u-8	0.163	0.255	0.112	0.176		

Tabla 22. Coeficientes de riesgo (HQ) reportadas en especies de camarones a nivel internacional y nacional.

Especie	Zona	HQ	Referencia
<i>L. stylirostris</i>	Altata-Ensenada del Pabellón	~0.01	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2011)
<i>L.vannamei</i>	Altata-Ensenada del Pabellón	~0.0041	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2011)
<i>F. brevirostris</i>	Altata-Ensenada del Pabellón	~0.0041	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2011)
<i>F. californiensis</i>	Altata-Ensenada del Pabellón	~0.004	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2011)
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Altata-Ensenada del Pabellón	~0.0041	Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2011)
<i>Metapenaeus ensis</i>	Guangdong, China del Sur	<1	Li <i>et al.</i> (2012)
<i>Proambarus clarkii</i>	Guangdong, China del Sur	<1	Li <i>et al.</i> (2012)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Guangdong, China del Sur	<1	Li <i>et al.</i> (2012)
<i>Penaeus japonicus</i>	Guangdong, China del Sur	<1	Li <i>et al.</i> (2012)
<i>Penaeus monodon</i>	Guangdong, China del Sur	<1	Li <i>et al.</i> (2012)
<i>Squilla oraloria</i>	Guangdong, China del Sur	<1	Li <i>et al.</i> (2012)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Granjas acuícolas de Sonora, Sinaloa y Nayarit	0.002-0.038	Delgado-Alvarez <i>et al.</i> (2015)
<i>L. stylirostris</i>	Noroeste del Pacífico Mexicano	0.004-0.025	Presente estudio
<i>F. californiensis</i>	Noroeste del Pacífico Mexicano	0.006-0.027	Presente estudio

11. CONCLUSIONES

De manera general, *L. stylirostris* presentó un contenido de mercurio total mayor en músculo y hepatopáncreas (0.455 ± 0.457 y PS 0.406 ± 0.343 $\mu\text{g/g}$ PS) respecto a *F. californiensis* (0.308 ± 0.261 y 0.279 ± 0.285 $\mu\text{g/g}$ Hg, PS). Mientras que el exoesqueleto de ambas especies presentó una concentración muy similar, que indica un patrón de eliminación de Hg a través del proceso de ecdisis.

L. stylirostris y *F. californiensis* recolectados en las costas Sinaloenses presentaron una acumulación en el músculo, hepatopáncreas y exoesqueleto significativamente mayor (<0.05) que los camarones provenientes de Baja California Sur.

El tamaño de los organismos sólo fue relevante en los niveles de Hg en el hepatopáncreas de *F. californiensis*, donde al incrementar la longitud total del organismo aumenta la concentración de mercurio total en dicho tejido. Mientras que la concentración de mercurio analizada en los tres tejidos de *L. stylirostris* se correlacionan de manera positiva con el peso.

La distribución corporal de mercurio fue distinta para las dos especies de camarón, ya que en *F. californiensis* fue músculo>exoesqueleto>hepatopáncreas con 80, 14 y 6%, respectivamente, mientras que *L. stylirostris* fue músculo>hepatopáncreas>exoesqueleto con 50, 44 y 6%, en el orden.

Finalmente, ninguna de las dos especies representa un riesgo para la salud humana, en términos de Hg, pues no rebasan los límites máximos permisibles nacionales e internacionales para su consumo (0.5 $\mu\text{g/g}$ meHg, PH y 1.0 $\mu\text{g/g}$ Hg, PH).

El análisis de HQ referente a mercurio total, realizado en el presente estudio demuestra que para la población mexicana, no existe un riesgo por ingesta en cuanto a las especies de camarón *F. californiensis* y *L. stylirostris* capturadas en las costas del Noroeste de México. No obstante es necesario seguir monitoreando ambas especies e incluso extenderlo a los organismos restantes para poder salvaguardar la salud del ecosistema y del ser humano.

12. BIBLIOGRAFÍA

Acosta-Ruiz, G. y B. Powers (2003). Preliminary atmospheric emissions inventory of mercury in Mexico. 12th International Emission Inventory Conference Emission Inventories-Applying New Technologies. San Diego.

Adriano, D.C. (2001). Trace elements in the terrestrial environment. 2da Edición. Nueva York: Springer-Verlag, 867.

Agah, H., M. Leermakers, M. Elskens, S.M.R. Fatemi y W. Baeyens (2007). Total mercury and methyl mercury concentrations in fish from the Persian Gulf and the Caspian Sea. *Water Air Soil Pollut.* 181: 95-105.

Al-Saleh, I. y I. Al-Doush (2002). Mercury content in shrimp and fish species from the Gulf coast of Saudi Arabia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 68: 576–583.

Aragón-Noriega, E.A., C. Cervantes-Valle, A.R. García-Juárez y L.E. Calderón-Aguilera (1996). Distribución y abundancia de la población desovante de camarones del norte del Golfo de México. *Cienc. Mar.* 3: 37-48.

Aragón-Noriega, E.A. (2000). Ecología del reclutamiento del camarón azul *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1871) en el alto Golfo de California. Tesis doctoral, CICESE, Ensenada, Baja California, México, 117 pp.

Aragón-Noriega, E.A. (2007). Coupling the reproductive period of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* Stimpson, 1874 (Decapoda: Penaeidae) and sea surface temperature in the Gulf of California. *Rev. biol. mar. oceanogr.* 42: 167-175.

Azevedo, J.S., J.E. de Souza-Sarkis, T.A. Oliveira y T. Ulrich (2012). Tissue-specific mercury concentrations in two catfish species from the Brazilian coast. *Braz. J. Oceanogr.* 60: 211-219.

Baan, P. J. A. y Groeneveld, G. J. J. 2002. Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe. Part 2: Hazardous substances. EEA. Technical report, No. 85. p. 38.

Bergey, L.L. y J.S. Weis (2007). Molting as a mechanism of depuration of metals in the diddler crab, *Uca pugnax*. *Mar. Environ. Res.* 64: 556-562.

Biney, C.A. y E. Ameyibor (1992). Trace metal concentrations in the pink shrimp *Penaeus notialis* From the Coast of Ghana. *Water Air Soil Pollut.*, 63: 273-279.

Boada, M., M. Moreno, H. Gil, J. Marcano y J. Maza (2007). Metales pesados (Cu^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} , Zn^{+2}) en músculo y cefalotórax de camarones silvestres *Litopenaeus schmitti*, *Farfantepenaeus subtilis*, *F. notialis* y *F. brasiliensis* de la región oriental de Venezuela. Rev. Cient. 17:2.

Canli, M. y R.W. Furness (1993). Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. Mar. Environ. Res. 36: 217-236.

Chapa, H., C. Guilbot y H. Romero (1968). Ensayo de interpretación de las tallas comerciales de camarón en los litorales de Sonora, México. FAO Fish. Rep. 57: 357-372.

Chouvelon, T., M. Warnau y C. Churlaud (2009). Hg concentrations and related risk assessment in coral reef crustaceans, mollusks and fish from New Caledonia. Environ. Pollut. 157: 331-340.

Clarkson, T.W., L. Magos y G.J. Myers (2003). The toxicology of mercury-current exposures and clinical manifestations. N. Engl. J. Med. 349: 1731-1737

CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA (2007). Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos, costas e islas. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C. México, D.F. 129 pp.

Colaço, A., P. Bustamante, Y. Fouquet, P.M. Sarradin y R. Serrão-Santos (2006). Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web. Chemosphere 65: 2260-2267.

CONAPESCA (2011). Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca, Instituto Nacional de Pesca, Mazatlán.

Dall, W., B.J. Hill, P.C. Rothlisberg, y D.J. Sharples. (1990). The Biology of the Penaeidae. Adv. Mar. Biol., 27: 487 pp.

De la Lanza, E.G. (1991). Oceanografía de Mares Mexicanos. AGT editor, S.A. México. 569 pp.

Delgado-Alvarez, C.G., J. Ruelas-Inzunza, J.I. Osuna-Lopez, D. Voltolina y M.G. Frías-Espericueta (2015). Mercury content and their risk assessment in farmed shrimp *Litopenaeus vannamei* from NW Mexico. Chemosphere, 119: 1015-1020.

Demina, L.L., S.V. Galkin y Shumilin E.N. (2009). Bioaccumulation of some trace elements in the biota of hydrothermal fields of the Guaymas Basin (Gulf of California). Bol. Soc. Geol. Mex. 61: 31-45.

DOF, Diario Oficial de la Federación (2012). Carta Nacional Pesquera. México. 24 de agosto de 2012.

Dore, I. y C. Frimodt (1987). An illustrated guide to shrimp of the world. New York, Van Nostrand Reinhold, 229 pp.

Drava, G., R. Capelli, V. Minganti, R. De Pellegrini, L.O. Relini y M. Ivaldi (2004). Trace elements in the muscle of the red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea: Decapoda) from Ligurian Sea (NW Mediterranean): variations to the reproductive cycle. *Sci. Total. Environ.* 321: 87–92.

Elahi, M, A. Esmaili-Sari y N. Bahramifar (2007). Total mercury levels in selected tissues of some marine crustaceans from Persian Gulf, Iran: variations related to length, weight and sex. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88: 60–64.

Espinosa-Pérez, H. (2004). El Pacífico Mexicano. *Ciencias*, 76: 14-21.

Farkas, A., J. Salanki y A. Specziar (2003). Age and size specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water. Res.* 37: 959-964.

FDA (1996). US Food and Drug Administration. Office of Regulatory Affairs. Regulatory action guidance. Fish, Shellfish, Crustaceans and Other Aquatic Animals - Fresh, Frozen or Processed - Methyl Mercury. URL: http://www.adeq.state.ar.us/downloads/commission/p/closed%20permit%20dockets%201995-2005/99-002-p%20us%20department%20army%20pine%20bluff%20arsenal/court%20case/volume_55_petitioners_exhibits_77-78_part_3.pdf

Figueres, G., J.M. Martin, M. Maybeck y P. Seyler (1985). A comparative study of mercury contamination in the Tagus estuary (Portugal) and major French estuaries (Gironde, Loire, Rhone). *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 20: 183-203.

Frías-Espéricueta, M.G., D. Voltolina y J.I Osuna-López (2001). Acute toxicity of cadmium, mercury and lead to whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) postlarvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 67: 580-586.

Frías-Espéricueta, M.G., G. Izaguirre-Fierro, F. Valenzuela-Quiñonez, J.I Osuna-López, D. Voltolina, G. López-López, M.D. Muy-Rangel y W. Rubio-Castro (2007). Metal content of the Gulf of California blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 79: 214-217.

Frías-Espéricueta, M. G., J.I. Osuna-López, D. Voltolina, M.A. Beltrán-Velarde, G. Izaguirre-Fierro, G. López-López, M.D. Muy-Rangel y W. Rubio-Carrasco (2009). Contenido de Cd, Cu, Pb y Zn en el camarón blanco *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) de seis lagunas costeras de Sinaloa, NW de México. *Rev. Biol. Oceanogr.*, 44: 197-201.

García, S. y L. Le Reste (1981). Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. FAO 203: 1-215.

Green-Ruíz, C., J. Ruelas-Inzunza y F. Páez-Osuna (2005). Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. Environ. Geochem. Hlth. 24: 321-329.

Guarino, A.M. y J.B. Anderson (1976). Tissue distribution of ¹⁴C methyl mercury in the lobster, *Homarus americanus*. J. Toxicol. Environ. Health 2: 13-34.

Gutiérrez-Galindo, E.A. y A. Muñoz-Barbosa (2003). Variabilidad geográfica de la concentración de Hg, Co, Fe y Ni en mejillones *Mytilus californianus* (Conrad, 1837) de la costa de Baja California. Cienc. Mar. 29: 21-34.

Harada, M. (1995). Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. Crit. Rev. Toxicol. 25: 1-24.

Hendrickx, M.E. (1995). Camarones 417-537 pp. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca. Pacífico centro-oriental. Vol. I. Plantas e invertebrados. W. Fischer, F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K.E. Carpenter y V.H. Niem. (Eds.). FAO, Roma, Italia, 646 pp.

Hernández, A., M. Jébrak, P. Higuera, R. Oyarzun, D. Morata y J. Munhá (1999). The Almadén mercury mining district, Spain. Miner. Deposita, 34: 539-548.

Higuera, P. (1995). Procesos petrogenéticos y de alteración de las rocas magmáticas asociadas a las mineralizaciones de mercurio del distrito de Almadén. Tesis Doctoral: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Castilla-La Mancha. 270 pp.

Higuera, P., R. Oyarzun, J. Lillo, J.C. Sánchez-Hernández, J.A. Molina, J.M. Esbrí y S. Lorenzo (2006). The Almadén district (Spain): Anatomy of one of the world's largest Hg-contaminated sites. Sci. Total. Environ. 356: 112-124.

Hosseini, M., S.M.B. Nabavi, Y. Parsa y R.A. Ardashir (2014). Mercury accumulation in selected tissues of shrimp *Penaeus merguensis* from Musa estuary, Persian Gulf: variations related to sex, size, and season. Environ. Monit. Assess. 186: 5439-5446.

Holthuis, L.B. (1980). FAO species catalogue. Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish.Synop., (125)Vol.I: 271 p.

Hylander, L.D., y M.E. Goodsite (2006). Environmental costs of mercury pollution. Sci. Total. Environ. 368: 352-370.

INEGI, (1998). Estadísticas del medio ambiente, México, 1997: Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, 1995-1996. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. 23 pp.

INEGI, (2000). Datos generales. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. URL: <http://mapserver.inegi.gob.mx>.

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

Keteles, K.A. y J. W. Fleeger (2001). The contribution of ecdysis to the fate of copper, zinc and cadmium in grass shrimp, *Palaemonetes pugio* Holthius. *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1397-1402.

Khan, A.T., J.S. Weis y L. D'Andrea (1989). Bioaccumulation of four heavy metals in two populations of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Environ. Contam. Toxicol.* 42: 339-343.

Leal-Gaxiola, A., J. López-Martínez, E.A. Chávez, S. Hernández-Vazquez y F. Méndez-Tenorio (2001). Interannual variability of reproductive period of the brown shrimp, *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) (Decapoda, Natantia). *Crustaceana*, 74: 839–851.

Lebel, J., D. Mergler, M. Lucotte, M. Amorim, J. Dolbec, D. Miranda, G. Arantes, T. Rheault, y P. Pichet (1996). Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. *Neurotoxicology* 17: 157-167

Loring, D. H. y R. T. Rantala. 1995. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Ref. Met. Mar. Poll. Stu.*, 63.

Li, P., X. Feng, P. Chan, H. Yan y L. Chen (2013). Mercury in the seafood and human exposure in coastal area of Guangdong province, South China. *Environ. Toxicol. Chem.* 32: 541–547.

Maíz Larralde, P. (2004). Informe Final – Inventario Nacional de Liberaciones de Mercurio. México. 214 pp. URL: http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Mercury/A_Inventories/MEXICO%20Hg%20Inventory%202004.pdf

Marsh, D.O., G. J. Myers, T.W. Clarkson, L. Amin-Zaki, S. Tikriti y M.A. Majeed (1980). Fetal methylmercury poisoning: clinical and toxicological data on 29 cases. *Ann. Neurol.* 7: 348-353.

Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván-Magaña, O. Escobar-Sánchez, R. Rosiles-Martínez y A. Sanjuán-Muñoz (2012). Bioaccumulation and biomagnification of total mercury in four exploited shark species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 88: 129-134.

Moody, J.R y R.N Lindstrom (1977). Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Anal. Chem.* 49: 2264–2267.

Newman, M.C y M.A. Unger (2002). *Fundamentals of Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton. 402 pp.

Nieboer, E. y A. Nicolaidou (1980). The replacement of the nondescript term “heavy metals” by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ. Pollut.* 1: 3-26.

NOM, (2009). Norma Oficial Mexicana. NOM-242-SSA1-2009. Productos y servicios. Productos de la pesca frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba.

OMS, (2013). Organización Mundial de la Salud. El mercurio y la salud. Organización mundial de la salud. Mayo 24 de 2016. URL: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/es/>

Oken, E., R.O. Wright, K.P. Kleinman, D. Bellinger, C.J. Amarasiriwardena, H. Hu, J.W. Rich-Edwards y M.W. Gillman (2005). Maternal fish consumption, hair mercury, and infant cognition in a U.S. Cohort. *Environ. Health Perspect.* 113: 1376-1380.

Olguín-Palacios, M. (1967). Contribución al estudio de la biología del camarón café *Penaeus californiensis* Holmes. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México, D.F. 56 pp.

Pacheco-Trejo, J. (1998). Efecto del estrés de salinidad en los requerimientos de energía de tres especies de camarones penaeidos en el estadio juvenil de los sistemas lagunares Corralero-Alotengo y Chacahua-Pastoría. Oaxaca: Diferencias estacionales. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. 35 pp.

Páez-Osuna, F. y L. Tron-Mayen (1995). Distribution of heavy metals in tissues of shrimp *Penaeus californiensis* from the Northwest coast of Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 55: 209-215

Páez-Osuna, F. y L. Tron-Mayen (1996). Concentration and distribution of heavy metals in tissues of wild and farmed shrimp *Penaeus vannamei* from the northwest coast of Mexico. *Environ. Int.* 22: 443-450.

Páez-Osuna, F. y M.G. Frías-Espéricueta (2001). Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los peneidos,. En: Páez-Osuna F. (Ed.) Camaronicultura y Medio ambiente. UNAM. El colegio de Sinaloa, México, D.F. 245-269 pp.

Pequeux, A. (1995). Osmotic regulations in crustaceans. *J. Crust. Biol.* 15: 1-60.

Phillips, S.J.H. y P.S. Rainbow (1994). Biomonitoring of trace metal aquatic contaminants, 2da edición. Chapman and Hall, London. 371 pp.

Plessi, M., D. Bertelli y A. Monzani (2001). Mercury and selenium content in selected seafood. *J. Food Comp. Anal. Discipline* 14: 461-467.

Polak-Juszczak, L. (2015). Selenium and mercury molar ratios in commercial fish from the Baltic Sea: Additional risk assessment criterion for mercury exposure. *Food Control*, 50: 881-888.

Rainbow, P.S. (1993). The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. En: Dallinger, R., P.S Rainbow (Eds.), *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates*. Lewis Publishers, Chelsea, USA, 3-23 pp.

Rainbow, P.S. (1998). The significance of trace metal concentrations in decapods. In: Fincham, A.A., Rainbow, P.S. (Eds), *Aspects of Decapods Crustacean Biology*. Symposia of the Zoological Society of London 59: 291-313 pp.

Rainbow, P.S. (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? *Environ. Pollut.* 120: 497-507.

Ramírez-Cañada, R. (2009). Moluscos gasterópodos como bioindicadores en el Archipiélago Canario: de procesos naturales a causas antropogénicas. Tesis Doctoral, Universidad de las Palmas de Gran Canaria, 303 pp.

Re, A.D., F. Díaz, E. Sierra y S. Gómez-Jiménez (2004). Consumo de oxígeno, excreción de amonio y capacidad osmorreguladora de *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson) expuesto a diferentes combinaciones de temperatura y salinidad. *Cienc. Mar.* 30: 443–453.

Reimer, A.A., y R.D. Reimer (1975). Total mercury in some fish and shellfish along the Mexican coast. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 14:105–111.

Riisgard, H.U. y P. Famme (1986). Accumulation of inorganic and organic mercury in shrimp, *Crangon crangon*. *Mar. Poll. Bull.* 17: 255-257.

Roesijadi, G. y E. Robinson (1994). Metal Regulation in Aquatic Animals: Mechanisms of Uptake, Accumulation and release. En: Mallins D.C. y G.K. Ostrander (Eds.) *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical and Cellular Perspectives*. Lewis publishers. USA. 387-420 pp.

Roden, G. (1964). Oceanographic aspects of the Gulf of California, en van Andel T.H. y Shor Jr. G.G. (Eds.), *Marine Geology of the Gulf of California: A symposium*. (Memoir No. 3). Am. Assoc. Pet. Geol. Bull., Tulsa, 30-58 pp.

Romero-Sedano, J.C., E.A. Aragón-Noriega, M.M. Manzano-Sarabia, C.A. Salinas-Zavala y A.R García-Juárez, (2004). Periodo reproductivo del camarón café *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) en la laguna costera de Agiabampo, Sonora/Sinaloa, México. *Cienc. Mar.* 30: 465-475.

Ruelas-Inzunza, J., C. Patiño-Mejía, M. Soto-Jiménez, G. Barba-Quintero y M. Spanopoulos-Hernández (2011). Total mercury in canned yellowfin tuna *Thunnus albacares* marketed in northwest Mexico. *Food Chem. Toxicol.* 49: 3070-3073.

Ruelas-Inzunza, J., F. Páez-Osuna y L.A. Soto (2005). Bioaccumulation of Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in trophosome and vestimentum of the tube worm *Riftia pachyptila* from Guaymas basin, Gulf of California. *Deep Sea. Res.* 52: 1319-1323.

Ruelas-Inzunza, J., G. Meza-López y F. Páez-Osuna (2008). Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *J. Food Comp. Anal.* 21: 211-218.

Ruelas-Inzunza, J., S.B. García-Rosales y F. Páez-Osuna (2004). Distribution of mercury in adult penaeid shrimp from Altata-Ensenada del Pabellón lagoon (SE Gulf of California). *Chemosphere*, 57: 1657-1661.

Santamaría del Ángel, E., A. González-Silvera, R. Millán-Núñez y F. Müller-Karger (2002). The color signature of the Ensenada front and its seasonal and interannual variability. *CalCOFI Rep.* 43: 155-161.

Saupé, F. (1990). Geology of the Almadén mercury deposit, Province of Ciudad Real, Spain. *Econ. Geol.*, 85: 482-510.

Seixas, T.G., I. Moreira, S. Siciliano, O. Malm y H.A. Kehrig (2014). Differences in methylmercury and inorganic mercury biomagnification in a tropical marine food web. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 92: 274–278.

SEMARNAP, (2014). La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, URL: <http://www.sct.gob.mx/fileadmin/CGPMM/biblioteca/ecologia/308.pdf>

Schultz-Ruiz, L.E., J.J. Rivas-Villegas y C.A. Severino-Hernández (2002). Pesquería del camarón. En: La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo. Instituto Nacional de la Pesca y Universidad Veracruzana, ed. México, 195-201 pp.

Soares, T.M., D.A. Coutinho, L.D. Lacerda, M.O. Moraes y M.F. Rebelo (2011). Mercury accumulation and metallothionein expression from aquafeeds by *Litopenaeus vannamei* Boone, 1931 under intensive aquaculture conditions. *Braz. J. Biol.* 71: 131–137.

Soegianto, A., N. Moehammadi, B. Irawan, M. Affandi y Hamami (2010). Mercury concentrations in edible species harvested from Gresik coast. Indonesia and its health risk assessment. *Cah. Biol. Mar.* 51: 1-8.

Tsubaki, T. y H. Takahashi (1986). Recent advances in Minamata disease studies. Methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan. Tokyo, Japan: Kodansha, 214 pp.

Tu, N.P.C., N.N. Ha y T. Ikemoto (2008). Regional variations in trace element concentrations in tissues of black tiger shrimp *Penaeus monodon* (Decapoda: Penaeidae) from South Vietnam. *Mar. Pollut. Bull.* 57: 858–866.

UNEP (2013). Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
URL: <http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf>

Watts, J. Mercury poisoning of thousands confirmed. The Guardian, October 16, 2001. <http://www.guardian.co.uk/print/0%2C3858%2C4278027-103681%2C00.html>, accessed 10 October 2004.

Weeks, J.M., P.S. Rainbow y P.G. Moore (1992). The loss, uptake and tissue distribution of copper and zinc during the moult cycle in a ecological series of talitrid amphipods (Crustacea: Amphipoda). *Hydrobiologia*. 245: 15-25.

Weis, J. S. (1976). Effects of mercury, cadmium, and lead salts on regeneration and ecdysis in the fiddler crab, *Uca pugilator*. *Fis.Bull.* 74: 464-467.

Weis, J. S. (1977). Limb regeneration in fiddler crabs: species differences and effects of methylmercury. *Biol. Bull.* 152: 263-274.

Weis J.S., N. Donellon y F.H. Barnwell (1986). Regeneration of tubercles on the limbs of *Uca pugilator* and effects of mercury and cadmium on their growth. *J. Crust Biol.* 6: 648-651.

Yokoo, E.M., J.G. Valente, L. Grattan, S.L. Schmidt, I. Platt, y E.K. Silbergeld (2003). Low level methylmercury exposure affects neuropsychological function in adults. *Envir-on. Health* 2: 8.

Zuckerandl, E. (1957). La teneur en cuivre de l'hépatopancreas de *Maia squinado* aux divers stades d'intermue. *C.r. Séanc. Soc. Biol.* 151: 676-679.