



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



DETERMINACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE
MERCURIO Y SELENIO EN EL TIBURÓN
PILOTO *Carcharhinus falciformis* DEL GOLFO DE
TEHUANTEPEC, MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS

PRESENTA

ISC. JUANITA RODRÍGUEZ GUTIÉRREZ

LA PAZ, B.C.S., JUNIO DEL 2016



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S. siendo las 12:00 horas del día 2 del mes de Junio del 2016 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"DETERMINACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO Y SELENIO EN EL TIBURÓN PILOTO
Carcharhinus falciformis DEL GOLFO DE TEHUANTEPEC, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

RODRÍGUEZ

Apellido paterno

GUTIÉRREZ

materno

JUANITA

nombre(s)

Con registro:

B	1	4	0	2	7	3
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

MAESTRIA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis



DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA
Director de Tesis



DRA. LAURA ARREOLA MENDOZA
2a. Directora de Tesis



DR. ALBERTO SÁNCHEZ GONZÁLEZ



DRA. ANA JUÍTH MARMOLEJO RODRÍGUEZ



DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ



IPN.
CICIMAR
DIRECCIÓN



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 7 del mes de Junio del año 2016

El (la) que suscribe ING. JUANITA RODRIGUEZ GUTIÉRREZ Alumno (a) del Programa

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

con número de registro B140273 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA y DRA. LAURA ARREOLA MENDOZA

y cede los derechos del trabajo titulado:

"DETERMINACIÓN Y BIOMAGNIFICACIÓN DE MERCURIO Y SELENIO EN EL TIBURÓN PILOTO

Carcharhinus falciformis DEL GOLFO DE TEHUANTEPEC, MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: juany_rogu@gmail.com - galvan.felipe@gmail.com - lauraarreola33@gmail.com

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

ING. JUANITA RODRÍGUEZ GUTIÉRREZ

Nombre y firma del alumno

Dedicatoria

A MI MADRE

Por estar siempre conmigo apoyándome en todas mis locuras,
gracias porque con tu ejemplo me has demostrado que no hay imposibles.

A MIS HERMANOS JOSÉ, PETY Y MEYLI

Por apoyarme en mis decisiones

GRACIAS DIOS

Por la maravillosa familia que me ha dado y
por permitirme realizar una meta más en mi vida.
Gracias por mandar a un ángel maravilloso a cuidarme😊.

Agradecimientos

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) y al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR) por permitirme ser parte de su comunidad estudiantil.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), al Programa Institucional de Formación de Investigadores (PIFI), a la Comisión de Operación y Fomento de las Actividades Académicas (COFAA), al proyecto “Tiburones y Rayas”, al proyecto “Metales pesados en el tejido muscular y hepático de tiburones de Baja California Sur” por los apoyos económicos y académicos brindados.

A mis directores de tesis Dr. Felipe Galván Magaña y Dra. Laura Arreola Mendoza por creer en mí y por todo el apoyo y confianza que me han dado en la realización de esta investigación. Gracias por su amistad.

A mi comité revisor: Dra. Ana Judith Marmolejo Rodríguez, Dr. Alberto Sánchez González, Dr. Agustín Hernández Herrera por todas sus valiosas observaciones que han enriquecido y mejorado este trabajo.

Al Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Departamento de Biociencias e Ingeniería del Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIEMAD-IPN) y al equipo de laboratorio: Maestra Lorena, Sandy, Evanibaldo, Maestra Marcela y Don Julio, por su apoyo en el procesamiento de las muestras y por los buenos momentos que pasamos.

A Humberto Ceseña y César Casas por apoyarme en todos los trámites y por responder amablemente mis dudas.

A Daniela Murillo por toda la ayuda brindada y por resolver varias de mis dudas con los metales. Y a Rafael Terrazas por todo el apoyo en estos dos años de maestría, especialmente durante nuestro periodo de estancia. Y a Luís Miguel Arista Ortiz por su apoyo en la recolección de las muestras.

Al Dr. Felipe Galván y a su encantadora esposa Cristina Medellín por abrirme las puertas de su casa.

A toda la banda de tiburones y rayas, gracias por los buenos momentos compartidos.

A mis hermanos que conocí en La Paz, muchas gracias por formar parte de mi familia y por todo su apoyo, los quiero mucho: Ania, Kenny y Rubén.

A mi pandilla de Winnies: Ania, Kenny, Rubén, Eliza, Juan Carlos, Noemí, Ilse, Elena, Karen, Ana Karen, Iván, Rafael, Paquito, Diego, Mauricio, Bianca, Sharon, Israel.

A Ember Aybar por recibirme y darme asilo en su casa, muchas gracias por los buenos momentos compartidos y por presentarme los hates y burros.

A Hachi, Balto y Popie porque ustedes también son parte de mi familia, por recibirme siempre felices y por no olvidarse de mí.

A Eduardo Méndez Da Silveira por todos los buenos momentos que hemos pasado juntos y por enseñarme una forma diferente de ver la vida.

Índice

ÍNDICE DE FIGURAS.....	I
ÍNDICE DE TABLAS.....	II
GLOSARIO DE TÉRMINOS.....	III
RESUMEN.....	- 1 -
ABSTRACT.....	- 2 -
1. INTRODUCCIÓN.....	- 3 -
2. ANTECEDENTES.....	- 5 -
2.1. Bioacumulación y biomagnificación del mercurio y selenio.....	- 5 -
2.2. Características del mercurio.....	- 5 -
2.3. Toxicocinética del mercurio.....	- 7 -
2.4. Características del selenio.....	- 8 -
2.5. Toxicocinética del selenio.....	- 10 -
2.6. Estudios sobre casos de intoxicación por mercurio.....	- 11 -
2.7. Estudios sobre mercurio en tiburones.....	- 13 -
2.8. Estudios sobre casos de intoxicación por selenio.....	- 14 -
2.9. Estudios sobre proporción molar de mercurio y selenio.....	- 15 -
3. JUSTIFICACIÓN E HIPÓTESIS.....	- 16 -
3.1. Justificación.....	- 16 -
3.2. Hipótesis.....	- 16 -
4. OBJETIVOS.....	- 17 -
4.1. Objetivo general.....	- 17 -
4.2. Objetivos específicos.....	- 17 -
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	- 18 -
5.1. Área de estudio.....	- 18 -
5.2. TRABAJO DE CAMPO.....	- 20 -
5.2.1. Colecta de muestras biológicas.....	- 20 -
5.3. Trabajo de Laboratorio.....	- 20 -
5.3.1. Homogenización.....	- 21 -
5.3.2. Digestión ácida por calentamiento en placa.....	- 21 -
5.3.3. Lectura por espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros.....	- 22 -
5.3.4. Validación del método.....	- 22 -
5.4. TRABAJO DE GABINETE.....	- 23 -
5.4.1. Análisis de la relación entre la concentración de mercurio y selenio con la longitud y sexo de <i>C. falciformis</i>	- 23 -

5.4.2. Determinación de la biomagnificación de mercurio a partir de las presas principales de <i>C. falciformis</i>	- 23 -
5.4.3. Comparación de la proporción molar de mercurio con respecto al selenio para representar el efecto tóxico del Mercurio	- 24 -
6. RESULTADOS	- 24 -
6.1. Mercurio y selenio en músculo e hígado de <i>C. falciformis</i>	- 24 -
6.2. Análisis de la relación entre la concentración de mercurio y selenio con la longitud, sexo y estadio de madurez de <i>C. falciformis</i>	- 26 -
6.3. Concentración de mercurio y selenio de las presas principales y biomagnificación de mercurio	- 29 -
6.4. Factor de biomagnificación	- 31 -
6.5. Proporción molar de mercurio y selenio	- 31 -
7. DISCUSIÓN	- 32 -
7.1. Concentración de mercurio y selenio en músculo e hígado de tiburones	- 32 -
7.2. Relación entre la concentración de mercurio y selenio con la longitud total, sexo y estadio de madurez de <i>C. falciformis</i> en relación con otros estudios.....	- 34 -
7.3. Concentración de mercurio y selenio de las presas principales de <i>C. falciformis</i> y biomagnificación de mercurio	- 36 -
7.4. Proporción molar de mercurio y selenio en el tiburón <i>C. falciformis</i> del Golfo de Tehuantepec.....	- 37 -
8. CONCLUSIONES	- 38 -
9. RECOMENDACIONES	- 39 -
10. LITERATURA CITADA.....	- 40 -
11. ANEXOS.....	- 54 -
11.1. Características de la especie <i>Carcharhinus falciformis</i>	- 54 -

Índice de figuras

Figura 1. Mecanismo de neutralización hepática por el selenio ante la toxicidad del metilmercurio.....	-9-
Figura 2. Ubicación del sitio de toma de datos biológicos, Puerto Madero, Chiapas.....	-18-
Figura 3. Determinación de mercurio y selenio a partir del método 823-B-00-007 de la EPA.....	-21-
Figura 4. Regresión lineal de las concentraciones de mercurio en músculo e hígado de hembras y machos de <i>Carcharhinus falciformis</i>	-26-
Figura 5. Concentración de mercurio en tejido muscular y hepático de <i>Carcharhinus falciformis</i>	-27-
Figura 6. Correlación entre la concentración de mercurio en músculo e hígado y la longitud total de <i>Carcharhinus falciformis</i> . Círculos negros=neonatos, círculos blancos= juveniles.....	-27-
Figura 7. Concentración de selenio en tejido muscular y hepático de <i>Carcharhinus falciformis</i>	-28-
Figura 8. Correlación entre la concentración de mercurio en músculo e hígado y la longitud total de <i>Carcharhinus falciformis</i> . Círculos negros=neonatos, círculos blancos= juveniles.....	-29-

Índice de tablas

Tabla 1. Concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y selenio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejido muscular y hepático de organismos neonatos y juveniles de <i>Carcharhinus falciformis</i>	-25-
Tabla 2. Concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y selenio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en las presas principales de <i>Carcharhinus falciformis</i>	-30-
Tabla 3. Factor de biomagnificación de las presas principales de <i>Carcharhinus falciformis</i>	-31-

Glosario de términos

Aducto: Es un producto AB formado por la unión de dos moléculas A y B, sin que se produzcan cambios estructurales, en su topología, en las proporciones A y B.

Bioacumulación: Aumento progresivo de la cantidad de una sustancia en un organismo o parte de él, como consecuencia de que la velocidad de absorción supera la capacidad del organismo para eliminar la sustancia.

Biodisponibilidad: Proporción de la dosis que una sustancia absorbida por cualquier vía alcanza en la circulación sistémica.

Biomagnificación: Transferencia de un químico xenobiótico desde el alimento a un organismo, resultando en una alta concentración dentro del organismo comparada con la fuente de origen, con lo cual, se da un incremento en la concentración entre los niveles tróficos.

Biotransformación: Cualquier transformación química de una sustancia producida por organismos vivos o por preparaciones obtenidas de estos.

Cadena trófica: Secuencia alimenticia en la que se presenta un flujo de materia (energía), iniciando con los productores primarios hasta los descomponedores.

Concentración: Proporción de contaminante presente en un medio generalmente expresado en unidades de masa como micro o nanogramos, fraccionando a una unidad de masa mayor como gramos o kilos (ng g^{-1} , $\mu\text{g k}^{-1}$).

Elemento antagonista: Es un elemento que contrarresta los efectos de otro. Es aquella situación en que la exposición a dos productos químicos juntos, tendrá menor efecto que la suma sencilla de sus efectos por separado.

Elementos potencialmente tóxicos: son aquellos cuya concentración en el ambiente puede causar daños en la salud de las personas. Los términos metales pesados y metales tóxicos se usan como sinónimos, pero sólo algunos de ellos pertenecen a ambos grupos.

Factor de biomagnificación: Se da por el aumento en las concentraciones de un xenobiótico debido al consumo de este a través de la dieta, todos los valores mayores a 1 indican que existe biomagnificación.

Lixiviado: Líquido residual, generalmente tóxico, que se filtra de un vertedero por percolación.

Material de referencia certificado: Muestra pre-homogeneizada con las concentraciones de cada contaminante certificadas que se analiza para evidenciar y comparar los resultados obtenidos con los de la organización certificadora.

Metales pesados: Grupo de elementos caracterizados por poseer propiedades metálicas y una densidad superior a 5 g cm^{-3} , lo que significa que su densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua.

Metales traza: Denominados así por encontrarse en bajas concentraciones (0.05 y $50 \mu\text{M}$) en el agua de mar.

Metaloide: Cada uno de los dos elementos químicos que tienen propiedades intermedias entre las de los elementos metálicos y las de los no metálicos.

Metilmercurio (CH_3Hg): Una de las formas orgánicas del mercurio, considerada como la forma más tóxica de todos sus componentes. Se forma de la unión del mercurio con un radical metil (CH_3).

Muestra Blanco: Muestra que proporciona una revisión de la calidad de los reactivos y solventes y reflejan cualquier contaminación del sistema. Un blanco es una muestra carente de los analitos a determinar.

Oligoelemento: Elemento químico que en muy pequeñas cantidades es indispensable para las funciones fisiológicas.

Toxicocinética: Expresión en términos matemáticos de los procesos que experimenta una sustancia tóxica en su tránsito por el cuerpo (captación, absorción, distribución, biotransformación y eliminación). Considera la velocidad de los procesos

y las variaciones de las concentraciones de las sustancias originales y de sus metabolitos en los compartimientos.

Xenobiótico: En sentido estricto, cualquier sustancia que interactúa con un organismo y que no es uno de sus componentes naturales.

Resumen

El recurso pesquero tiburón en el Golfo de Tehuantepec, Chiapas es de suma importancia en el sector alimenticio de México. El tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* es la especie de mayor captura y generalmente se consume la carne fresca o seco-salada; mientras que el hígado es utilizado para la extracción de aceite. Por ser organismos depredadores longevos están expuestos a contaminantes como el mercurio y selenio, los cuales tienden a bioacumularse y biomagnificarse en la cadena trófica, provocando efectos negativos en la salud humana por ingesta de peces con altas concentraciones de estos elementos. El objetivo de este estudio fue determinar el mercurio y selenio en tejido muscular y hepático de *C. falciformis* y sus presas. Las muestras se procesaron para analizarlos por espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros. La concentración de mercurio fue mayor en el tejido muscular, observándose algunos de los valores más altos en organismos neonatos ($0.61 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). En el análisis de selenio, las concentraciones más elevadas también se observaron en los neonatos ($13.99 \mu\text{g g}^{-1}$ p. s.). De acuerdo al factor de biomagnificación la presa *Caranx* spp. (34.75) aportó la mayor cantidad de mercurio seguido de *Coryphaena hippurus* (21.34). La proporción molar encontrada fue de 1:82.02 lo que demuestra que los organismos tienen suficiente selenio para neutralizar el efecto tóxico del mercurio. Las concentraciones de mercurio no sobrepasan el límite permisible de consumo humano ($1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) establecido por la norma oficial mexicana NOM-242-SSA-2009.

Palabras clave: *Carcharhinus falciformis*, Golfo de Tehuantepec, mercurio, selenio, proporción molar.

Abstract

The shark fisheries in the Gulf of Tehuantepec, Chiapas are important in the food industry. The silky shark *Carcharhinus falciformis* is the major species in catches, which is consumed fresh or dried-salted meat. The liver was used for oil extraction. Sharks are long-lived predators and often are exposed to pollutants like mercury and selenium. Shark bioaccumulate and biomagnify pollutants in the food chain, which can cause negative effects on human health by eating polluted fish. The mercury and selenium was determined in muscle and liver tissues of *C. falciformis* and its prey. The samples were prepared to analyze with spectrophotometry with atomic absorption and hydride generator. No correlation was found between the concentration of these elements in tissues and total length. Mercury concentrations were generally higher in muscle tissue. Neonates had the highest values of mercury ($0.61 \mu\text{g g}^{-1}$ d. w.); and selenium ($13.99 \mu\text{g g}^{-1}$ w. w.). According with the biomagnification factor the prey species *Caranx* spp. (34.75) had the highest mercury values followed by *Coryphaena hippurus* (21.34). The molar proportion was 1:82.02 which indicate that *C. falciformis* had more selenium to decrease the mercury toxic effect. The mercury concentrations found in *C. falciformis* do not exceed the permissible limits for human consumption ($1 \mu\text{g g}^{-1}$) required by Mexican Official Standard NOM-242-SSA-2009.

Keywords: *Carcharhinus falciformis*, Gulf of Tehuantepec, mercury, selenium, molar proportion.

1. Introducción

Los metales pesados y metaloides, se encuentran generalmente como componentes de la corteza terrestre. Estos elementos son liberados de manera natural al medio ambiente a través de erupciones volcánicas, actividad geotérmica, erosión de las rocas (Manohar *et al.*, 2002; EPA, 2004; Selin, 2009) y por actividades antropogénicas como la minería, agricultura, ganadería y la industria de productos químicos que desechan sus residuos sin previo tratamiento. Ocasionando el aumento de las concentraciones de estos elementos en ecosistemas acuáticos y terrestres que llegan a alcanzar niveles potencialmente peligrosos para los seres vivos (Fitzgerald *et al.*, 1998).

Estos elementos pueden llegar a la atmósfera por medio de la volatilización de los gases, por acción del viento y por escorrentías que los pueden transportar a zonas distantes del lugar de emisión, y por ende alcanzar ambientes dulceacuícolas o marinos y ambientes terrestres. Cuando los elementos son transportados, la mayoría pueden ser transformados físico, química y/o biológicamente en sales u otros compuestos algunas veces más tóxicos (Monteagudo, 2002; Gómez, 2012). Por ejemplo, el mercurio (Hg) es un metal pesado tóxico incluso en concentraciones muy bajas (Español-Cano, 2001; Lucho *et al.*, 2005; Puolin y Gibb, 2008) y en interacción con bacterias aeróbicas, anaeróbicas o procesos no biológicos (Ullrich *et al.*, 2001; PNUMA, 2005) puede ser convertido en el compuesto orgánico metilmercurio (CH₃Hg) a partir de la adición de un grupo metilo (OMS, 1991; Bosh *et al.*, 2016). El cual tiene la capacidad de traspasar las barreras celulares e ingresar al organismo y bioacumularse (Angelova *et al.*, 2004). Es decir, las concentraciones de Hg se incrementan con la talla y la edad del organismo (Drenton y Breck, 1981; Lacerda *et al.*, 2000; García-Hernández, 2007; Walker, 2011; Escobar-Sánchez *et al.*, 2011). Y también puede biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica, de esta manera los peces más grandes tienen mayores concentraciones en sus tejidos que los que están en eslabones más bajos (Porvari, 1998).

Por el contrario, el selenio (Se) es un metaloide esencial para el metabolismo, no obstante, en concentraciones altas puede llegar a ser perjudicial (Plant *et al.*, 2001).

La importancia de las selenoproteínas se debe a que pueden incrementar la tolerancia de los organismos a la intoxicación por la acumulación de CH_3Hg , a partir de ciertos procesos que actúan como mecanismos de defensa. Esto se lleva a cabo al formarse un complejo HgSe llamado seleniuro mercuríco compuesto inerte que ya no tiene carácter tóxico (Parisek y Ostadalova, 1967; Palmisano *et al.*, 1995; Cavalli y Cardellicchio, 1995; Navarro *et al.*, 2005). Lo cual no disminuye la cantidad de Hg presente en el cuerpo, si no que redistribuye este elemento a sitios menos sensibles como el músculo, lo que permite que no se observen daños en el individuo cuando ambos elementos se encuentran en una proporción molar 1:1 (Cabañero, 2005; Ralston *et al.*, 2007; Burger *et al.*, 2012). El Se también puede llevar a cabo el proceso de desmetilación del CH_3Hg en el organismo, a partir de las selenocisteínas y biotransformarlo a Hg inorgánico, que puede ser eliminado de una manera más fácil a través de la vía urinaria seguido del tracto gastrointestinal (Thompson, 2002; Havelkova *et al.*, 2008). También puede incrementar la acción del glutatión peroxidasa, enzima que previene el daño oxidativo e inhibe el transporte de CH_3Hg hacia la placenta (Civin–Aralar y Furness, 1991).

El Hg y Se están incluidos en la lista de contaminantes prioritarios que dicta la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos como de los más tóxicos y biodisponibles. Y con base en resultados de estudios toxicocinéticos, la Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció la concentración de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo como límite máximo permisible de Hg en organismos para consumo humano, asimismo la legislación mexicana en su Norma NOM-242-SSA-2009 de la Secretaría de Salud establece los mismos límites (OMS, 1991; Hurtado, 2010). Para el Se no existe una norma a nivel nacional que indique los límites permitidos. Por lo cual se utiliza el intervalo máximo establecido por el Departamento de Salud de los Estados Unidos de América de $6.5 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco en músculo de peces (Skorupa *et al.*, 1996).

Uno de los estados de mayor captura de tiburón es Puerto Madero, Chiapas, sin embargo, no se han realizado estudios toxicológicos que den a conocer la presencia de concentraciones de Hg y Se en organismos capturados en esta zona, y si se

encuentran dentro de los límites permisibles de consumo humano. Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación fue determinar la concentración de mercurio y selenio en *Carcharhinus falciformis* capturado en Chiapas, México, así como analizar la biomagnificación de estos elementos a partir de sus presas.

2. Antecedentes

2.1. Bioacumulación y biomagnificación del mercurio y selenio

La bioacumulación es el aumento progresivo de la concentración de una sustancia o compuesto en un organismo o parte de él, como consecuencia de que la velocidad de absorción supera la capacidad del organismo para eliminar las sustancias exógenas. Para el caso del mercurio se necesita de un mecanismo celular activo que transporte al elemento del medio extracelular hacia el interior de la célula. Una vez incorporado al citoplasma, éste es secuestrado por la presencia de proteínas ricas en grupos sulfhidrilos llamadas metalotioneinas (Vullo, 2003). Por el contrario, las moléculas de selenio en forma de selenito y selenato ingresan a la célula a través de difusión pasiva, su absorción no parece estar asociada a ningún mecanismo homeostático (Thompson, 2002).

La peligrosidad del Hg y del Se radica en su tendencia a la bioacumulación (Angelova *et al.*, 2004). La cual está sujeta a la biodisponibilidad, que se entiende como la fracción que alcanza el torrente circulatorio de la dosis que ingresó al organismo a través de cualquier vía de entrada. Es decir, es el grado de libertad en que se encuentra un elemento o compuesto de una fuente potencial para ser ingerido o absorbido por un organismo, esto dependerá de la forma química y física en la que se encuentre (Newman y Jagoe, 1994; Vullo, 2003; Galán y Romero, 2008).

2.2. Características del mercurio

La forma inorgánica del Hg en el cual se encuentra libre en la atmósfera y en los cuerpos de agua es Hg elemental (Hg^0), ion mercurioso (Hg^+) y ion mercúrico (Hg^{2+}), las sales como el cloruro mercurioso (Hg_2Cl_2) y mercúrico ($HgCl_2$) y el óxido de mercurio (HgO) se encuentran en la columna de agua y en los sedimentos, estos son

de menor toxicidad que sus especies orgánicas los compuestos alquilados: etilmercurio, $\text{Hg}(\text{CH}_3\text{CH}_2)$, dietilmercurio, $\text{Hg}(\text{CH}_3\text{CH}_2)_2$ y metilados como el metilmercurio, CH_3Hg , siendo este último el compuesto más tóxico para los seres vivos (OMS, 1991; Bosh *et al.*, 2016).

El Hg es depositado en el ambiente en su forma iónica Hg^{2+} y es a partir de ésta composición que puede darse el proceso de metilación, a través de bacterias aeróbicas, anaeróbicas o procesos no biológicos (Ullrich *et al.*, 2001; PNUMA, 2005). Generalmente las formas orgánicas se encuentran en los sedimentos donde la metilación depende de ciertas características físico-químicas: pH, temperatura, oxígeno, potencial redox, materia orgánica, sulfuros (disminuyen la biodisponibilidad del Hg) entre otros (Benoit *et al.*, 2001).

Las rutas metabólicas comprenden la metilación por acción de bacterias que son capaces de donar grupos metilo a los iones de Hg. En un principio se creía que sólo las bacterias metanógenas podían realizar la metilación. En los años 80 se reconoció a las bacterias sulfatorreductoras como las principales responsables de esta biotransformación a un pH de 4 a 6, lo que indica mayor presencia de Hg en ambientes ácidos (Meech *et al.*, 1998; Hintelmann *et al.*, 2000; Macalady *et al.*, 2004; Loseto *et al.*, 2004). La forma orgánica que tiene mayor presencia en ambientes alcalinos es el dimetilmercurio, $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$, aunque debido a su alta volatilidad es menos probable su incorporación a la cadena trófica (Fernández, 2001).

Dentro de los procesos no biológicos que pueden llevar a cabo la metilación se encuentran la reacción del ión mercúrico con metilcobalto $\text{Co}(\text{CH}_3)_3$, debido a que la metilcobalamina (CH_3Cbl) es capaz de transferir un grupo metilo (CH_3) a este ion en ambientes abióticos en condiciones ácidas, porque en presencia de cloruros sucede la formación de mercurioclorados (HgCl_2) que impiden la formación del CH_3Hg (Jiménez, 2005).

La otra reacción es la del metil estaño (IV) con el ión mercúrico (Hg^{2+}), el metil estaño (CH_3Sn) tiene múltiples usos como la producción industrial de polímeros y la fabricación de productos agrícolas como fungicidas e insecticidas. Esta podría ser la

vía abiótica más importante de formación de CH_3Hg en ambientes marinos, porque la concentración de este compuesto aumenta en lugares de alta salinidad, con pH altos y se ve favorecida por la presencia de cloruros, ya que los compuestos orgánicos de estaño: monometil, dimetil o trimetil de estaño (CH_3Sn , $\text{Sn}(\text{CH}_3)_2$, $\text{Sn}(\text{CH}_3)_3$ respectivamente) también actúan como donantes de grupos metilo (Herrero-Casas, 2002).

2.3. Toxicocinética del mercurio

En ecosistemas acuáticos el metilmercurio (CH_3Hg) se bioacumula y biomagnifica a lo largo de la cadena trófica. Desde el fitoplancton hasta los depredadores tope (Okay *et al.*, 2000; Anandraj *et al.*, 2008), de esta manera los peces más grandes tienen mayores concentraciones en sus tejidos que los que están en niveles más bajos de la cadena trófica (biomagnificación, Porvari, 1998), y las concentraciones de Hg se incrementan con la talla y la edad del organismo (bioacumulación, Drenton y Breck, 1981; Lacerda *et al.*, 2000; García-Hernández, 2007; Walker, 2011; Escobar-Sánchez *et al.*, 2011).

Las rutas de ingreso del CH_3Hg a los organismos sucede por inhalación, absorción dérmica, ingestión de agua o alimento contaminado, este último es la vía principal por el cual se introduce aproximadamente el 90 al 95% del xenobiótico en los organismos acuáticos (Gómez, 2012; Carvalho *et al.*, 2014). En el interior de los organismos el CH_3Hg penetra la membrana del eritrocito y se une a la hemoglobina, posteriormente se adhiere al glutatión peroxidasa en el glóbulo rojo (Español-Cano, 2001). Aproximadamente el 90% de los compuestos orgánicos de Hg se transportan en las células rojas (ATSDR, 1999). Esto sucede porque el Hg se une ávidamente a moléculas que contienen grupos tiol inactivos. Tiene una gran afinidad por los sitios nucleofílicos, pero en particular a los compuestos endógenos que contienen azufre como: glutatión, cisteína, homocisteína, metalotioneína y albúmina (Boelsterli y Urs, 2007).

El CH_3Hg es liposoluble y se distribuye uniformemente en el cerebro, el hígado y el riñón de todos los organismos vivos. Cantidades menores se han registrado en el

epitelio de la glándula tiroides, células medulares de las glándulas adrenales, espermatozoides, epitelio pancreático, epidermis, reservas de grasa y el cristalino (Gómez, 2012). En el caso del CH_3Hg , la eliminación es lenta porque es recirculado al tracto gastrointestinal y solo parte de él es expulsado en las excretas, ya que el resto es reabsorbido hacia el plasma, generándose un ciclo. Este proceso da lugar a un riesgo elevado por bioacumulación (Español-Cano, 2001).

Los incidentes por alta exposición a Hg actualmente son raros y el riesgo a la salud de la población humana es principalmente por exposición crónica a CH_3Hg a través del consumo de alimento contaminado principalmente peces y otros organismos acuáticos, particularmente especies depredadoras (Liu *et al.*, 2011).

2.4. Características del selenio

El Se es emitido a la atmósfera en forma de compuestos orgánicos volátiles como el dimetilselenio $\text{Se}(\text{CH}_3)_2$ y dimetildiselenio $\text{Se}_2(\text{CH}_3)_2$ derivados de procesos naturales como la desgasificación de la corteza terrestre y procesos de biometilación a partir de microorganismos (bacterias, hongos y algas) y plantas superiores (Thompson-Eagle *et al.*, 1989). Y en forma de partículas diminutas de óxidos de selenio (SeO_2) como resultado de la combustión de los carburantes fósiles, incineración de basura y el humo de los cigarrillos (Germani y Zoller, 1988). Sin embargo, la presencia de óxido de azufre (SO_2) provoca que se reduzca a Se elemental uniéndose a partículas atmosféricas. Posteriormente se incorpora al suelo por precipitación, encontrándose en su mayoría en forma inorgánica, dependiendo de las condiciones redox, pH, y la presencia de microorganismos (Fox *et al.*, 2003).

Tanto en el suelo como en los cuerpos de agua, los microorganismos biotransforman el Se por oxidación, reducción o volatilización dando como resultado Se elemental o los selenocompuestos orgánicos $\text{Se}(\text{CH}_3)_2$ y $\text{Se}_2(\text{CH}_3)_2$ (Dungan y Frankenberger, 1999). En el agua hay mayor presencia de seleniatos y en menor proporción se encuentra como selenitos, y su disponibilidad dependerá del pH, salinidad y dureza. En aguas alcalinas se puede encontrar sales solubles del ácido selénico (H_2SeO_4), siendo el selenito de sodio (Na_2SeO_3) el compuesto de mayor movilidad debido a su

baja absorción a las partículas del suelo. En agua con pH entre 3 y 9 predomina el ión biselenito (Se^{2+} , Newland, 1989).

Las selenoproteínas pueden incrementar la tolerancia de los organismos a la intoxicación por la acumulación de grandes cantidades de CH_3Hg , a partir de ciertos procesos que actúan como mecanismos de defensa. Esto se lleva a cabo cuando se forma un complejo HgSe llamado seleniuro mercuríco compuesto que ya no tiene carácter tóxico y que se acumula en forma de partículas inertes (Fig. 1) (Parisek y Ostadalova, 1967; Palmisano *et al.*, 1995; Cavalli y Cardellicchio, 1995; Navarro *et al.*, 2005). Lo cual no disminuye la cantidad de Hg presente en el cuerpo, si no que redistribuye este elemento a sitios menos sensibles como el músculo, lo que permite que no se observen daños en el individuo cuando ambos elementos se encuentran en una proporción molar 1:1 (Cabañero, 2005; Ralston *et al.*, 2007; Burger *et al.*, 2012). Tanto el Hg (10^{14}) como el Se (10^{22}) tienen una constante de afinidad muy alta por los grupos sulfhídricos de los aminoácidos y en este caso sucede la competencia por los sitios activos entre estos elementos (Hatfield *et al.*, 2011).

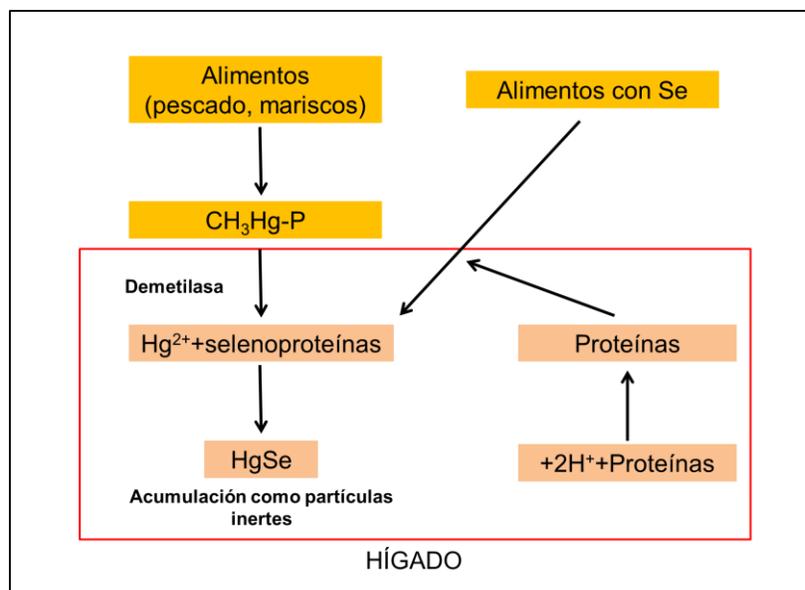


Figura 1. Mecanismo de neutralización hepática por el selenio ante la toxicidad del metilmercurio (CH_3Hg), tomado de Navarro *et al.* (2005).

El Se también puede llevar a cabo el proceso de desmetilación del CH_3Hg en el organismo, a partir de las selenocisteínas y biotransformarlo a Hg inorgánico, que puede ser expulsado de una manera más fácil a través de la vía urinaria seguido del tracto gastrointestinal (Thompson, 2002; Havelkova *et al.*, 2008). Y por último también puede incrementar la acción del glutatión peroxidasa, enzima que previene el daño oxidativo, así como también inhibe el transporte de CH_3Hg hacia la placenta (Cuvin–Aralar y Furness, 1991).

Se han realizado estudios acerca del antagonismo del Se al exponer peces a ciertas concentraciones de Hg y posteriormente se les añadió selenito en bajas concentraciones, dando como resultado una disminución de la bioacumulación de mercurio en los peces (Pelletier, 1985). Cuando el estado nutricional del Se es bajo, se ha comprobado que el organismo regula homeostáticamente este elemento limitando su eliminación urinaria (Navarro *et al.*, 2005).

2.5. Toxicocinética del selenio

El Se al igual que el Hg ingresa al organismo por dos vías: inhalación e ingestión, siendo esta última la ruta principal de absorción. Se puede obtener de plantas, carnes, pescados y mariscos (Cabañero, 2005). Una vez dentro del cuerpo puede incorporarse de manera directa a las proteínas. El selenito y seleniato inorgánicos son transformados a seleniuros de hidrógeno (H_2Se) en los glóbulos rojos y el hígado respectivamente, debido a un mecanismo de reducción con el glutatión peroxidasa (GSH-Px, Shiobara *et al.*, 1999).

A partir de los seleniuros se forman los selenofosfatos que son transferidos a moléculas de ARN de transferencia específica para la selenocisteína y posteriormente es incorporado a la cadena proteica. Otra especie de Se es la selenometioneína que es la forma orgánica predominante en la dieta en un intervalo entre el 76% y el 100%, esta se convierte en selenocisteína (Sec) y finalmente en seleniuros a partir de las β -liasas (Suzuki y Ogra, 2002). Estos se incorporan a las proteínas de órganos como el músculo esquelético (47% del Se total), eritrocitos, páncreas, cerebro, hígado, riñón, estómago y mucosa gastrointestinal.

El Se forma parte de la GSH-Px, una enzima fundamental en el sistema de defensa antioxidante celular, ya que descompone los hidroperóxidos lipídicos y el peróxido de hidrógeno (H₂O₂) en presencia de glutatión reducido. Asimismo, forma parte de la estructura de las tironina-5'-deyodasas implicadas en la síntesis de las hormonas tiroideas sulfatadas. Otra de las funciones del Se es que protege frente a la toxicidad de metales pesados como el mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd) y plata (Ag) (Navarro *et al.*, 2005). Las principales vías de excreción de Se del cuerpo es a partir de la orina, heces (a partir de secreciones biliares), como seleniuros metálicos o Se elemental, o a través del pelo y aire expirado como dimetilselenio (Schrauzer, 2000; Navarro *et al.*, 2005). Para consumo humano la OMS considera una ingesta diaria de 40 µg por día en adultos.

2.6. Estudios sobre casos de intoxicación por mercurio

Se han realizado estudios en peces (Marrugo *et al.*, 2007; Newman *et al.*, 2011), aves (Bearhop *et al.*, 2000), mamíferos marinos (Ruelas-Inzunza 2003) y terrestres (Racero-Casarrubia *et al.*, 2012) e incluso en el hombre (Hsu *et al.*, 2006) en los cuales se han demostrado niveles altos de Hg. Esto se debe a que el CH₃Hg se absorbe fácilmente, y es capaz de atravesar la barrera placentaria y cerebral (Gómez, 2012). Ocasionalmente daños al sistema nervioso central, además pueden provocar pérdida de la fertilidad, crecimiento lento, déficit motriz, cambios conductuales, incremento de la mortalidad, alteración del sistema endócrino y daños en el desarrollo del cerebro (Español-Cano, 2001; Puolin y Gibb, 2008).

Las especies inorgánicas del Hg no tienen efectos tóxicos o carcinógenos comprobados, aunque sí pueden alterar temporalmente las funciones de los organismos. Las sales de Hg pueden ser corrosivas para el estómago y otros órganos si son ingeridas (Gómez, 2012). Desde hace cientos de años se ha sabido sobre la toxicidad del Hg, sin embargo, era muy común utilizar compuestos mercuriales como pesticidas en el tratamiento de semillas para siembra. No fue hasta la década de los 50 que se suscitó un episodio de intoxicación masiva que atrajo la atención mundial, se trata del caso de Minamata, Japón (Ministerio del medio

ambiente de Japón, 2013) y en la década de los 70 se dio el caso de Irak en el cual resultaron intoxicados cientos de personas por el consumo de granos de trigo tratados con fungicidas organomercuriales (Smocovich, 2000).

El envenenamiento en la bahía de Minamata ocurrió por comer grandes cantidades de pescados y mariscos contaminados con CH_3Hg , resultado de la producción industrial de acetaldehído (CH_3CHO) y cloruro de vinilo ($\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}$) que fue vertido sin previo tratamiento (PNUMA, 2005; Weinberg, 2007). Antes de haber reconocido el envenenamiento de personas ya se observaban efectos neurológicos graves en gatos, también las aves experimentaban muchas dificultades para volar, y presentaban otras conductas muy anormales, todo ello asociado a efectos deletéreos en el sistema nervioso central. El informe epidemiológico original de envenenamiento por CH_3Hg incluyó 628 casos de seres humanos, la prevalencia general de trastornos neurológicos y mentales fue de 59%. En ese grupo ocurrieron 78 decesos y las concentraciones de Hg en el pelo estuvieron comprendidas entre 50 y 700 mg g^{-1} . Los signos clínicos más comunes en los adultos fueron parestesia, ataxia, perturbaciones sensoriales, temblor, problemas de audición y dificultades para caminar. En casos muy graves, las víctimas caen en un estado de demencia, pierden la conciencia e incluso pueden morir (WHO/IPCS, 1990; Harada, 1995).

El caso de envenenamiento por Hg en Irak fue debido a que se utilizó semillas de trigo destinadas a la siembra en la preparación de pan, las cuales habían sido tratadas con recubrimiento fitosanitario a base de compuestos inorgánicos de Hg (Lindberg *et al.*, 2001). Murieron alrededor de 10,000 personas y otras 100,000 sufrieron daño cerebral grave y permanente (Weinberg, 2007). Una vez confirmada la causa de la enfermedad, se pusieron en práctica diversas medidas para tratar los problemas por la contaminación con Hg, entre ellas la reglamentación de los efluentes de las fábricas, y se decretaron normas a nivel nacional e internacional para regular las concentraciones máximas de Hg en organismos de consumo.

2.7. Estudios sobre mercurio en tiburones

En las últimas décadas se ha observado un incremento de Hg en el ambiente marino (Lutter e Irwin, 2002), y los elasmobranquios se han visto afectados ya que tienden a acumular concentraciones altas de este metal a través del consumo de sus presas, o por habitar en áreas contaminadas (Moore, 2000; Walker, 2011). Los tiburones son considerados depredadores tope por encontrarse frecuentemente en el eslabón más alto de la cadena trófica, los cuales juegan un papel importante debido a que mantienen el equilibrio ecológico de los ecosistemas donde habitan, especialmente mediante interacciones de depredación.

Por otro lado, los tiburones son una fuente de alimento para el ser humano y debido a la importancia que tienen estos organismos en el sector pesquero, es necesario conocer los niveles de Hg y Se para determinar si se encuentran dentro de los estándares permitidos para el consumo humano.

Se han realizado estudios donde se ha evaluado la concentración de Hg en músculo de diferentes regiones del cuerpo de *Prionace glauca* (cabeza, dorso y cola) y no se encontraron diferencias significativas entre áreas específicas del músculo y la concentración de Hg (Chicourel *et al.*, 2001). Por lo tanto, se considera aceptable medir los niveles de Hg en cualquier región muscular del cuerpo. En el Océano Atlántico, Newman *et al.* (2011) determinaron niveles de Hg en el músculo de tres especies de elasmobranquios pelágicos (*Etmopterus princeps*, *Centroscymnus coelolepis*, e *Hydrolagus affinis*) y encontraron concentraciones mayores del límite máximo permisible ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg p. h.) para peces de los Estados Unidos de América ($0.3 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo).

En el Océano Pacífico también se han reportado concentraciones altas de Hg en el tejido de tiburones de las especies *Sphyrna lewini* ($1.16 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.), *Carcharinus falciformis* ($1.40 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.), *Prionace glauca* ($1.57 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.), *Isurus oxyrinchus* ($1.01 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) (Rúelas-Insunza *et al.*, 2005, Maz-Courrau *et al.*, 2011). Así como, en músculo de tiburones de las costas de Sonora y Sinaloa (*S. lewini* $1.49 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. y *Rhizoprionodon longurio* $3.36 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) que sobrepasan los límites permisibles

de consumo de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ peso húmedo de Hg establecidos por la NOM-242-SSA-2009 y la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Hurtado, 2010).

Para el Golfo de California y Baja California Sur se obtuvo que las concentraciones de Hg en tejido muscular, *S. zygaena* ($8.25 \pm 9.05 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.), *Carcharhinus limbatus* ($3.78 \pm 1.24 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y *A. pelagicus* ($1.30 \pm 1.20 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) son mayores que los límites máximos permisibles de Hg en México. (García-Hernández, 2007; Escobar-Sánchez et al., 2010).

2.8. Estudios sobre casos de intoxicación por selenio

La fuente principal de selenio para los organismos es a través del consumo de pescados, mariscos, huevos, frutas, verduras y algunas semillas (Casals *et al.*, 2005). Como se mencionó anteriormente este elemento es esencial para las funciones vitales del organismo, sin embargo, una deficiencia o exceso pueden provocar ciertos padecimientos. Por ejemplo, la enfermedad de Keshan es una miocardiopatía, el corazón está más debilitado y agrandado de lo normal. La condición generalmente se desarrolla por la deficiencia de selenio; y se previene con la administración de suplementos de selenio a su dieta. Fue descubierta en 1979 al analizar sangre, pelo y orina de los habitantes de esta región, en donde murió un elevado porcentaje de niños, adolescentes y mujeres jóvenes por fallo cardíaco (Jaffe, 1992).

Otro padecimiento causado por deficiencia de selenio es la enfermedad de Kashin-Beck, esta es una afectación osteoarticular degenerativa (Ge y Yang, 1993; Casals *et al.*, 2005).

Por el contrario, un exceso de selenio puede provocar selenosis, los signos y síntomas principales son pérdida del cabello, uñas quebradizas y anomalías neurológicas como adormecimiento y otras sensaciones extrañas en las extremidades (ATSDR, 2003; Casals *et al.*, 2005).

2.9. Estudios sobre proporción molar de mercurio y selenio

En experimentos de laboratorio ha quedado demostrado que existe biodegradación de Hg a partir de Se mientras estos dos elementos se encuentren en proporción molar 1:1 (Parisek y Ostadalova, 1967). Es decir, que estos elementos se encuentren en la misma cantidad en el cuerpo. De esta forma no se disminuye la cantidad de Hg presente en el cuerpo, pero puede ser redistribuido a sitios menos sensibles como el músculo, lo que permite que no se observen daños en el individuo (Cabañero, 2005; Ralston *et al.*, 2007; Burger *et al.*, 2012).

En el Golfo de California en el tiburón azul (*Prionace glauca*) se encontró una proporción 1:0.2 de Hg y Se respectivamente (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011). En el Golfo Arábigo se han reportado recientemente proporciones de 1:0.12 HgSe en el tiburón *Carcharhinus leiodon*, lo cual concuerda con las altas concentraciones de Hg con tendencia a producir efectos negativos en el organismo (Moore *et al.*, 2015). En organismos juveniles de *S. lewini* la proporción molar de HgSe en músculo fue 1.2:20.4 y 30.5:318.1 en hígado, respectivamente, evidenciando altas concentraciones de Se, que pueden estar reduciendo el riesgo de intoxicación por Hg (Berges-Tiznado *et al.*, 2015).

3. Justificación e hipótesis

3.1. Justificación

Puerto Madero es un campo pesquero donde se acopian alrededor de 3300 toneladas anuales de tiburón (Torres-Huerta, 2007), siendo *C. falciformis* la especie de mayor captura (98%). Debido a que esta especie representa un recurso alimenticio importante a nivel local y nacional, es necesario conocer si las concentraciones de Hg en estos organismos se encuentran dentro del límite establecido para el consumo humano. Y también identificar cuál es su relación molar con el Se en el mismo tejido como factor potencial de desintoxicación.

La relevancia de este estudio se basa no solo en la generación de conocimiento de la especie analizada, sino también en términos económicos y de salud humana porque se desconoce si hay presencia y cuál es la concentración de estos elementos en *C. falciformis*.

3.2. Hipótesis

Las concentraciones de Hg y Se total en tejido muscular y hepático en *C. falciformis* superan el límite permisible de consumo humano. Y presentan una correlación positiva entre la talla del organismo con la concentración de Hg demostrando bioacumulación. Además, existe biomagnificación de Hg a partir de las presas.

4. Objetivos

4.1. Objetivo general

Determinar la concentración de mercurio y selenio en *C. falciformis* y conocer la biomagnificación de estos elementos a partir de sus presas.

4.2. Objetivos específicos

- 4.2.1. Medir la concentración de Hg y Se en músculo e hígado de *C. falciformis* y comprobar si se encuentran dentro de los límites máximos permisibles para consumo humano.
- 4.2.2. Analizar la relación entre la concentración de Hg y Se con la longitud total, sexo y estadio de madurez de *C. falciformis*.
- 4.2.3. Determinar la concentración de Hg y Se de las presas principales y la biomagnificación de Hg hacia *C. falciformis*.
- 4.2.4. Comparar la proporción molar de Hg con respecto al Se en peso húmedo para representar el efecto tóxico del Hg en *C. falciformis*.

5. Materiales y métodos

5.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra en el litoral chiapaneco del Golfo de Tehuantepec, en la localidad de Puerto Madero situada a 19 millas al suroeste de la barra de San Simón. (Fig. 2). Ubicado en la plataforma continental del Golfo de Tehuantepec que forma parte de la región A41 de las áreas prioritarias marinas de la CONABIO (1988).

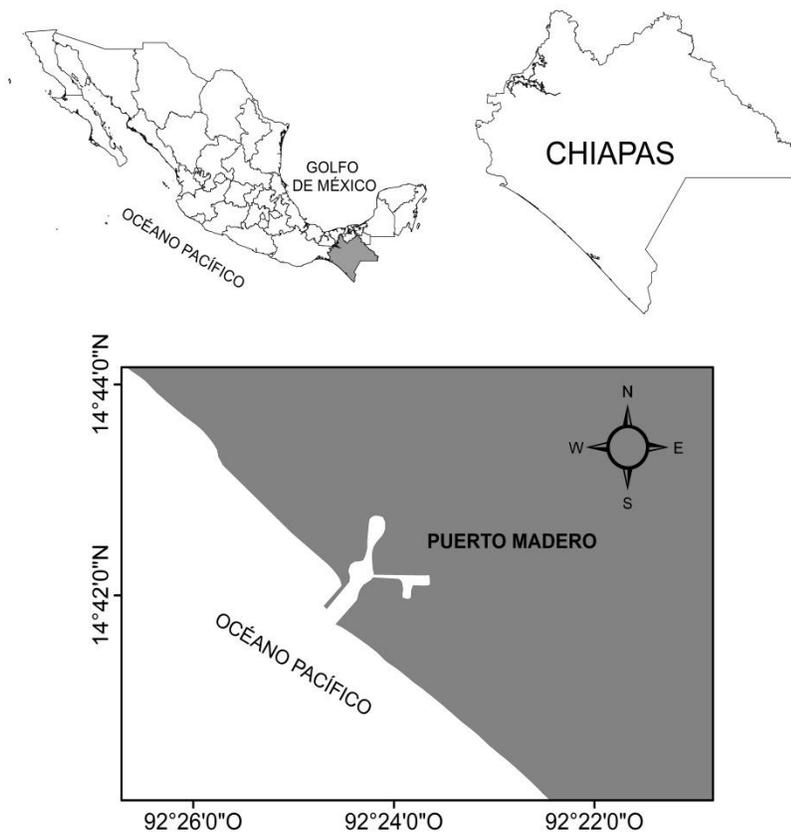


Figura 2. Ubicación del sitio de toma de datos biológicos, Puerto Madero, Chiapas. Creado por Rubén García en ARGIS.

En esta región se encuentra una de las zonas de pesca de tiburones más importante del litoral Pacífico y de todo México, la cual corresponde a la zona de pesca tradicional de la flotilla de embarcaciones menores que tienen como base Puerto Madero, Chiapas (Castillo-Géniz *et al.*, 1997). Su rendimiento productivo lo ubica

como una de las principales zonas de importancia pesquera en el país. Tiene una longitud de 420 km y 100 000 km² de área (Secretaría de Pesca, 1990).

La región del Golfo de Tehuantepec se encuentra dentro de la zona tropical, siendo el clima por lo general húmedo con abundancia de lluvias. El clima en la región costera de Chiapas incluyendo Puerto Madero, es tropical húmedo y se clasifica como subhúmedo Aw2 (García, 1973). La temperatura superficial del agua de mar en invierno varía entre 18-21 °C. En temporada cálida tiene un promedio de 29 °C (Fernández *et al.*, 1992) y una delgada isoterma seguida de una termoclina con temperaturas descendientes de 28-15 °C en los primeros 100 m de profundidad. En esta región predominan vientos fuertes del Noroeste en invierno, conocidos comúnmente como vientos tehuanos y pueden presentarse acompañados por un breve periodo de lluvias (Gallegos, 1994). Las corrientes son muy irregulares debido a los fuertes vientos y fluctúan de acuerdo a los cambios de dirección de estos especialmente durante los nortes, lo que provoca que las corrientes se muevan hacia el sur y el oeste (Fernández *et al.*, 1992). Durante la presencia de estos vientos las olas son generadas localmente, la marea es mixta, semidiurna principalmente (dos pleamares y dos bajamares por día lunar) (Gallegos, 1994). La influencia eólica da origen a una zona de surgencias frente a las costas de Chiapas (Hurd, 1929).

Los valores de la salinidad oscilan entre 30 y 35 UPS (Grivel, 1975). Con respecto al oxígeno las concentraciones están entre 2.50 y 8 ML L⁻¹ en temperaturas que varían entre 27 y 30 °C. Para aguas profundas se registran concentraciones de 0.25 ML L⁻¹ a una temperatura entre 8 y 16 °C. La presencia de aguas anóxicas en esta región es normal ya que es un fenómeno común en la región intertropical del océano Pacífico oriental (SEDEMA, 1980).

5.2. Trabajo de Campo

5.2.1. Colecta de muestras biológicas

Los muestreos biológicos se realizaron en los campamentos pesqueros de Puerto Madero, Chiapas durante los meses de agosto del 2014 a enero del 2015. Antes de tomar la muestra a cada ejemplar se identificaron con ayuda de una guía de identificación de especies (Fisher *et al.*, 1995), posteriormente se le tomaron datos de sexo, (los machos presentan los órganos reproductores externos llamados gonopterigios), y la longitud total (LT) se determinó con ayuda de una cinta métrica, la medida se tomó desde la punta del morro del organismo hasta el final de la aleta caudal. La muestra de músculo fue colectada de la parte dorsal cercana a la cabeza y se tomó una muestra de hígado. También se recolectó el estómago de cada individuo para obtener las presas principales que estuvieran en estado de digestión 1 (que todavía conserven músculo intacto), estos fueron etiquetados con sus respectivos datos de localidad, especie, sexo, tipo de tejido, fecha, LT y se congelaron hasta su análisis en laboratorio.

5.3. Trabajo de Laboratorio

Para analizar la concentración de Hg y Se en músculo e hígado de *C. falciformis* se siguió el protocolo de determinación de mercurio y selenio propuesto por la EPA método 823-B-00-007 (EPA, 2000), el cual consiste en tres etapas: homogenización de las muestras, digestión ácida por calentamiento en placa y lectura de las concentraciones de Hg y Se por espectrofotometría de absorción atómica con generación de hidruros (Fig. 3).

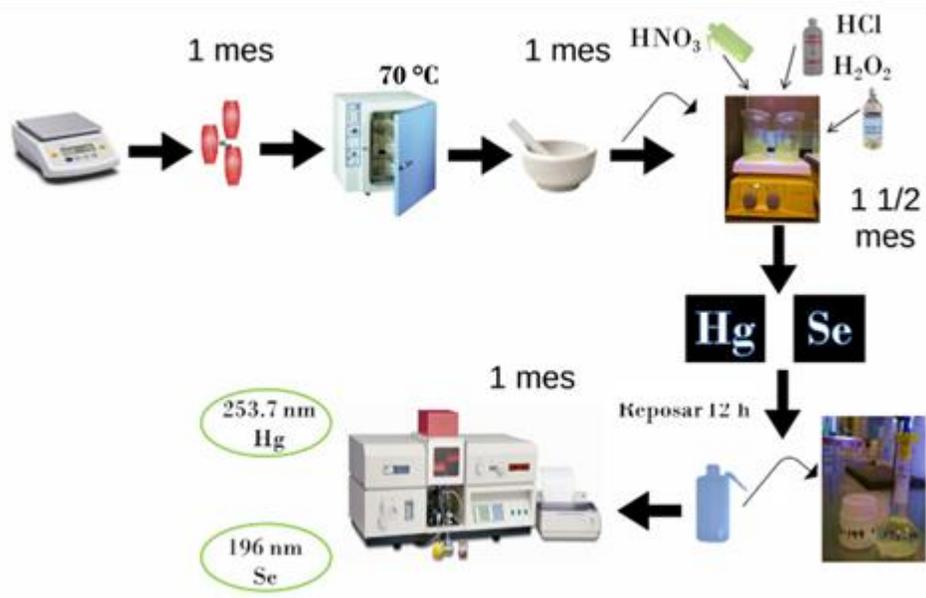


Figura 3. Determinación de mercurio y selenio a partir del método 823-B-00-007 de la EPA.

5.3.1. Homogenización

Se tomaron 5 g de tejido muscular y hepático, se deshidrataron hasta peso seco en una estufa modelo FE-292AD a una temperatura de $70 \pm 5^\circ\text{C}$ durante 24 h y posteriormente se maceraron en un mortero de porcelana hasta obtener un polvo homogéneo. Para la digestión se tomó una submuestra de un gramo.

5.3.2. Digestión ácida por calentamiento en placa

Cada submuestra se colocó en vasos de precipitado de 300 ml dentro de una campana de extracción y se le añadió 0.5 ml de ácido nítrico, 2.5 ml de ácido clorhídrico y 15 ml de peróxido de hidrógeno. Con el fin de eliminar cualquier residuo o materia orgánica y de esta forma se llevó al Hg y Se a sus estados elementales disueltos.

Posteriormente las muestras se dejaron reposar durante 12 h para que reaccionaran con los ácidos, y se subieron a placas de calentamiento a una temperatura de $70 \pm 5^\circ\text{C}$. Se esperó que la muestra liberara los óxidos nitrosos evitando que se quemara y se procedió a bajarla para dejarla enfriar a temperatura ambiente. Cuando las

muestras se enfriaron se aforaron a 25 ml con agua des-ionizada y se almacenaron en frascos de plástico de 25 ml.

5.3.3. Lectura por espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros

Las muestras se leyeron en el espectrofotómetro de absorción atómica con generador de hidruros Perkin Elmer AAnalyst 100. La generación de hidruros reduce el Hg inorgánico en Hg elemental utilizando un agente reductor en medio ácido y el Se VI en Se IV.

Las muestras se procesaron en el Laboratorio de Análisis y Monitoreo Ambiental del Departamento de Biociencias e Ingeniería del Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (CIIEMAD-IPN) en la ciudad de México INV-0296-001/11, el cual es un laboratorio certificado para análisis de metales de acuerdo a los estándares de la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA).

La determinación de la concentración de Hg y Se en el tejido muscular de las presas (peces, calamares y crustáceos) se realizó con el mismo procedimiento que las muestras de tejido muscular y hepático de los tiburones.

5.3.4. Validación del método

Se utilizó el material de referencia certificado para selenio ERA WatR™ Pollution Trace Metals, lote P231-500 con un valor certificado de 699 mg L⁻¹, a partir de esta concentración se preparó una solución de 3 ppb. Y para mercurio fue High-Purity, lote 1330904, con una concentración inicial de 1000 mg ML⁻¹ con la cual se preparó una solución de 25 ppb de Hg ácido nítrico al 2% V/V. Se obtuvo un porcentaje de recuperación de 91% para Se y 93.7% para Hg.

La curva de calibración se realizó a cinco concentraciones diferentes para selenio (0.0010, 0.0025, 0.0050, 0.0060 y 0.0080 mg L⁻¹) y mercurio (0.005, 0.010, 0.025,

0.030 y 0.040 mg L⁻¹). Antes de iniciar las lecturas y posterior a estas se midieron blancos cada 20 muestras.

5.4. Trabajo de Gabinete

5.4.1. Análisis de la relación entre la concentración de mercurio y selenio con la longitud y sexo de *C. falciformis*

Con los datos se realizó un test de normalidad de Kolmogorov-Smirnov con corrección de Lilliefors ($p < 0.01$) y el test de homogeneidad de Levene ($p = 0$), lo cual corrobora que los datos no son normales, por lo que se realizaron pruebas no paramétricas. Para determinar la relación entre la concentración de los elementos con la longitud total de los organismos y con el sexo, se realizó una correlación de Spearman para observar que tan correlacionadas están estas variables. Debido a la poca representatividad de muestras de organismos adultos (una hembra y un macho) estos no se tomaron en cuenta para realizar los análisis estadísticos. Los análisis estadísticos y las gráficas fueron elaborados con ayuda del software SIGMA PLOT 12.0.

5.4.2. Determinación de la biomagnificación de mercurio a partir de las presas principales de *C. falciformis*

Para determinar el factor de biomagnificación (FBM) se tomó el valor de la concentración de Hg (THg) del depredador. Este valor entre la concentración de Hg de la presa para obtener la razón entre las concentraciones.

$$\text{FBM} = (\text{THg depredador} / \text{THg presa})$$

Si los valores son mayores a 1 significa que sí hay biomagnificación de la presa hacia el depredador (Gray, 2002; Conder *et al.*, 2012).

5.4.3. Comparación de la proporción molar de mercurio con respecto al selenio para representar el efecto tóxico del Mercurio

Para determinar la proporción molar HgSe, primero hay que obtener el número de moles de cada elemento en la muestra a partir de la siguiente fórmula:

$$\text{Número de moles} = \frac{\text{gramos del elemento en la muestra}}{\text{peso atómico del elemento}}$$

El peso atómico para el Hg y el Se es de 200.59 y 78.96 respectivamente, posteriormente se obtiene la razón de los moles de Hg entre los moles de Se si se quiere saber la proporción del primero con el segundo y viceversa.

6. Resultados

6.1. Mercurio y selenio en músculo e hígado de *C. falciformis*

Se muestreó un total de 140 organismos de los cuales fueron 68 machos (un adulto, 50 juveniles, 17 neonatos) y 72 hembras (un adulto, 46 juveniles, 25 neonatos). Se obtuvo una concentración máxima de 0.62 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en tejido muscular y 0.32 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de Hg en tejido hepático de organismos neonatos. Mientras que para el Se fue de 13.10 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. en tejido muscular y 12.35 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. en tejido hepático. En organismos juveniles las concentraciones máximas de Hg y Se en tejido muscular fueron de 0.29 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. y 15.31 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. respectivamente. Y para tejido hepático se obtuvo un valor de 0.4 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de Hg y 11.50 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. de Se. Los resultados obtenidos no sobrepasan los límites de consumo humano (Tabla1).

Tabla 1. Concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y selenio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en tejido muscular y hepático de organismos neonatos y juveniles de *C. falciformis*.

Estadio	Longitud total (cm)	Mercurio		Selenio	
		Músculo	Hígado	Músculo	Hígado
		Promedio \pm DE	Promedio \pm DE	Promedio \pm DE	Promedio \pm DE
		Mínimo-Máximo	Mínimo-Máximo	Mínimo-Máximo	Mínimo-Máximo
42 Neonatos	73.38 \pm 7.46	0.14 \pm 0.14	0.04 \pm 0.05	4.35 \pm 3.06	3.72 \pm 3.06
	54-87	0.0006-0.62	0.0027-0.32	0.89-14	0.005-12.35
96 Juveniles	126.76 \pm 15.54	0.14 \pm 0.06	0.06 \pm 0.06	2.62 \pm 1.99	3.01 \pm 2.43
	102-157	0.01-0.29	0.0013-0.4	0.63-15.31	0.005-11.50

Al aplicar una correlación de Spearman entre la concentración de Hg en hígado y en músculo y el sexo de los organismos no se encontró relación alguna para machos ($R^2=0.173$, $p<0.001$) y hembras ($R^2=0.0383$, $p=0.102$) (Fig. 4).

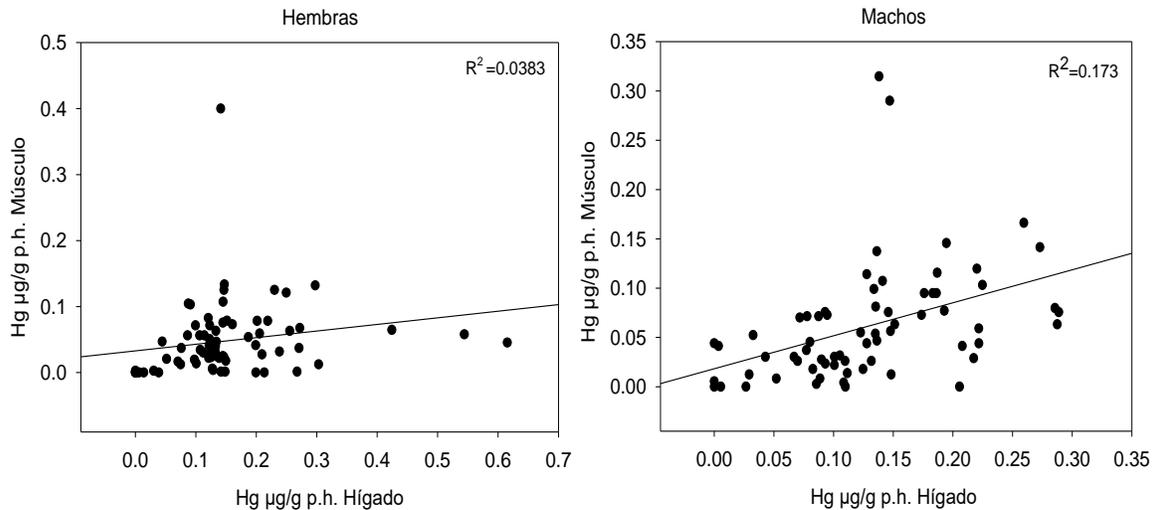


Figura 4. Correlación de Spearman de las concentraciones de Hg en músculo e hígado de Hembras y machos de *C. falciformis*.

6.2. Análisis de la relación entre la concentración de mercurio y selenio con la longitud, sexo y estadio de madurez de *C. falciformis*

Las concentraciones de Hg en tejido muscular y hepático vs la longitud total de ambos sexos no mostraron diferencias significativas ($U=0.00$, $p=0.25$). De acuerdo, al test de U de Mann-Whitney se encontró que existe diferencia significativa ($U=3400$; $p=0.00$) entre la concentración de Hg en músculo e hígado para ambos sexos (Fig. 5).

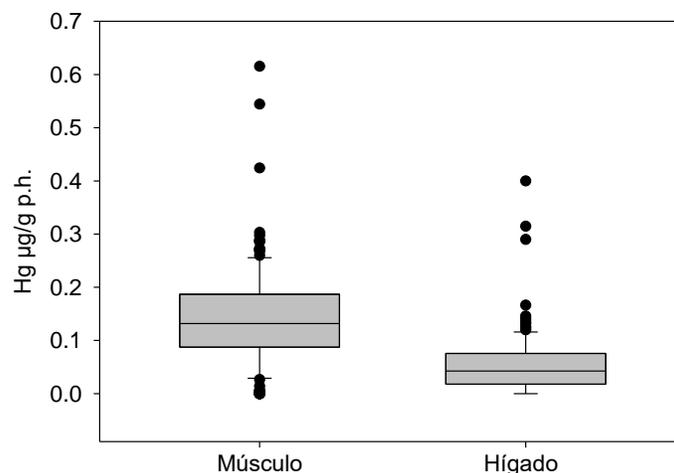


Figura 5. Concentración de mercurio en tejido muscular y hepático de *C. falciformis*.

Asimismo, se encontró diferencia significativa ($U=6273.5$; $p=0.0033$) entre la concentración de Hg entre los estadios de madurez neonatos y juveniles, siendo los primeros los que presentan algunas de las concentraciones más altas ($0.62 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg p. h.) (Fig. 6).

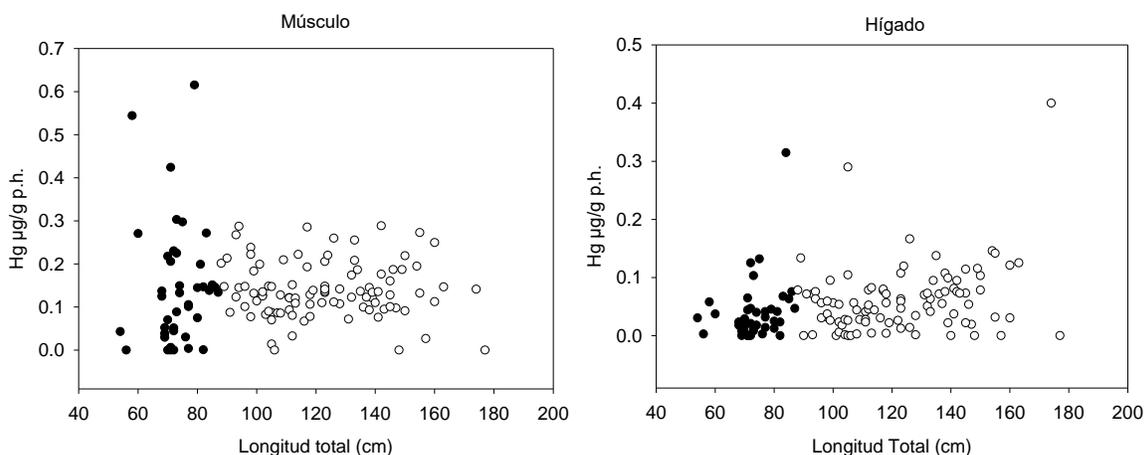


Figura 6. Correlación entre la concentración de mercurio en músculo e hígado y la longitud total de *C. falciformis*. Círculos negros=Neonatos (hasta 87 cm), círculos blancos= Juveniles (88-179 cm).

Para el caso del Se no se encontró diferencia significativa entre su concentración y la longitud total en ambos sexos en los dos tipos de tejidos ($U=0.00$, $p=0.25$). Además, no se encontró diferencia en la concentración de Se entre hembras y machos ($U=7079$, $p=0.24$). Caso contrario a la concentración de Hg, la concentración de Se

no mostró diferencias significativas entre el tejido muscular ($0.63\text{-}15.31\ \mu\text{g g}^{-1}$ de Se p. s.) y hepático ($0.005\text{-}12.35\ \mu\text{g g}^{-1}$ de Se p. s.) ($U=7145$, $p=0.29$) (Fig. 7).

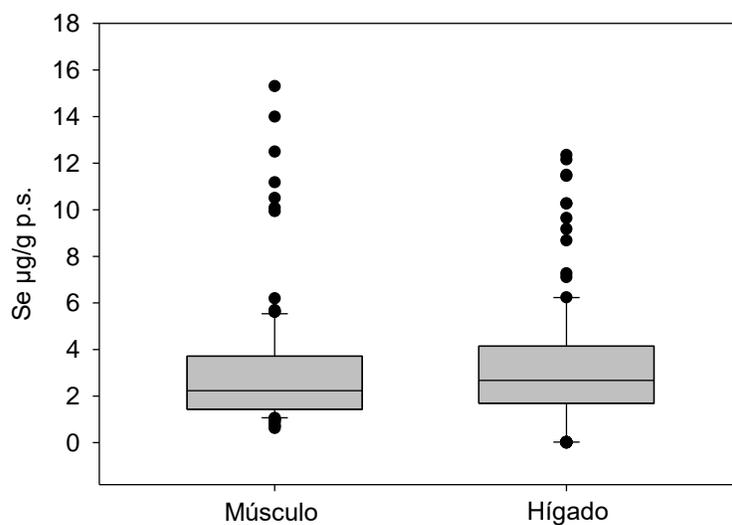


Figura 7. Concentración de selenio en tejido muscular y hepático de *C. falciformis*.

Sin embargo, si hay diferencias significativas ($U=4940$, $p=0.01$) entre la concentración de Se de neonatos y juveniles, siendo nuevamente los neonatos quienes mostraron las concentraciones más elevadas ($14\ \mu\text{g g}^{-1}$ de Se p. s.) (Fig. 8). Hay pocos organismos que sobrepasan los límites máximos permitidos de Se ($6.5\ \mu\text{g g}^{-1}$ p. s., Tabla 1).

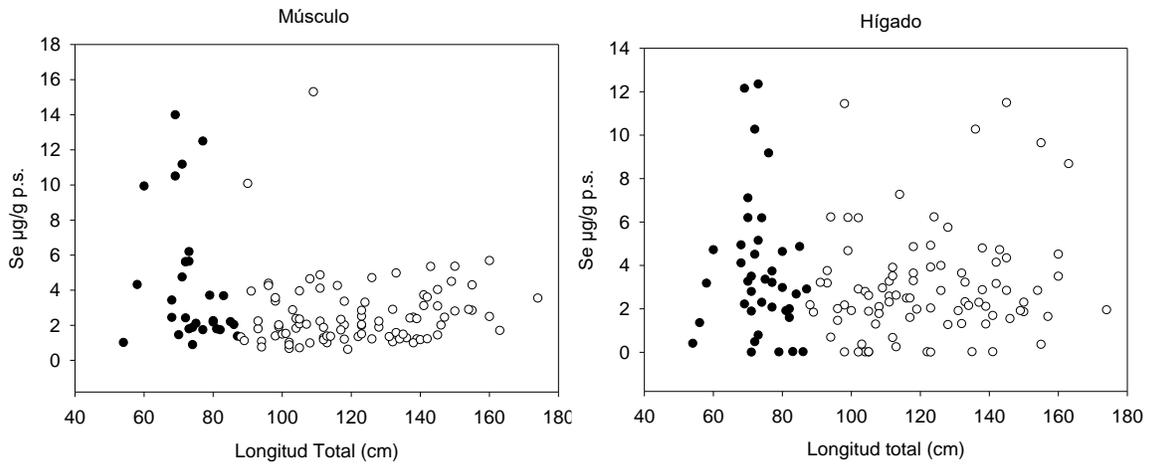


Figura 8. Correlación entre la concentración de selenio en músculo e hígado y la longitud total de *C. falciformis*. Círculos negros=Neonatos (hasta 87 cm), círculos blancos= Juveniles (88-179 cm).

6.3. Concentración de mercurio y selenio de las presas principales y biomagnificación de mercurio

Las presas principales del contenido estomacal están constituidas por 72% de peces, 21% crustáceos y 7% de calamares. Los peces presentan mayor concentración de Hg y Se. Siendo *Balistes polylepis* y *Auxis* spp. los que aportan mayor cantidad de Hg, por otro lado, *B. polylepis* y *Cheilopogon xenopterus* aportan la mayor cantidad de Se a los tiburones seguidos por el calamar *Ancistrocheirus lesueurii* (Tabla 2).

Tabla 2. Concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y selenio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en las presas principales de *C. falciformis*.

Presa	N	Mercurio	Selenio
		Músculo Promedio \pm DE Mínimo-Máximo	Músculo Promedio \pm DE Mínimo-Máximo
<i>Auxis</i> spp.	4	0.1203 \pm 0.03333	1.6514 \pm 0.9076
<i>Caranx</i> spp.	2	0.0573 \pm 0.0539	1.2111
<i>Balistes polylepis</i>	1	0.1861	5.0545
<i>Corhyphaena hippurus</i>	2	0.0056 \pm 0.0056	1.1668 \pm 0.4023
<i>Cheilopogon xenopterus</i>	1	0.0124	4.9236
<i>Ancistrocheirus lesueurii</i>	1	0.0028	1.8498
<i>Portunus</i> sp	3	0.0529 \pm 0.0422	0.9619 \pm 0.0926

6.4. Factor de biomagnificación

El factor de biomagnificación (FBM) indica el aumento en las concentraciones de Hg debido a la dieta, todos los valores mayores a 1 indican que existe biomagnificación (Gray, 2002; Conder *et al.*, 2012). En el caso de *C. falciformis* este factor fue determinado para las siete especies de presa principales (Tabla 3). *Caranx* spp. y *C. hippurus* con un FBM de 34.75 y 21.34, respectivamente, contribuyen con mayor cantidad de biomagnificación de Hg al depredador.

Tabla 3. Factor de Biomagnificación de las presas principales de *C. falciformis*.

Especie presa	Factor de biomagnificación (FBM)
<i>Portunus sp.</i>	0.11
<i>Balistes polylepis</i>	0.38
<i>Auxis</i> spp.	1.05
<i>Cheilopogon xenopterus</i>	4.59
<i>Ancistrocheirus lesueurii</i>	6.60
<i>Corhyphaena hippurus</i>	21.35
<i>Caranx</i> spp.	34.76

6.5. Proporción molar de mercurio y selenio

La proporción molar encontrada fue de 1 mol de Hg por cada 82.02 moles de Se. Lo cual indica una elevada concentración de este último.

7. Discusión

Los organismos vivos están expuestos a bioacumular contaminantes, sin embargo, los depredadores marinos como los tiburones y peces pelágicos mayores son más susceptibles a la bioacumulación y biomagnificación de xenobióticos. Debido a sus características biológicas como: crecimiento y metabolismo lento, vida larga, nivel trófico superior y alto contenido lipídico (Van der Oost *et al.*, 2003; Branco *et al.*, 2007; Endo *et al.*, 2008). Estos organismos son considerados bioindicadores de acumulación de contaminantes en el ambiente marino, y evidencian el grado de perturbación a través de la cadena trófica (Menasveta *et al.* 1977; Marcovecchio *et al.*, 1986). Algo que no se puede observar con organismos de vida corta como moluscos bivalvos o peces pequeños.

7.1. Concentración de mercurio y selenio en músculo e hígado de tiburones

El músculo y el hígado absorben y asimilan de forma diferente el Hg. Las concentraciones más altas de este elemento en tejido muscular son debido a que el Hg se adhiere a los grupos tioles de las proteínas y es difícil eliminarlo. Por el contrario en el hígado existe una mayor cantidad de enzimas que demetilan el CH₃Hg convirtiéndolo a Hg inorgánico y finalmente a Hg elemental, esto se lleva a cabo por un sistema presente en el citoplasma celular que facilita su excreción (Español-Cano, 2001).

A nivel nacional se han determinado en la costa occidental de Baja California Sur altas concentraciones de Hg y Se en músculo de organismos adultos de las especies: *S. zygaena* (0.005-1.93 µg g⁻¹ p. h. de Hg y 0.11-1.63 µg g⁻¹ p. s. de Se), *P. glauca* (0.22-7.63 µg g⁻¹ p. h. de Hg y 0.02-0.20 µg g⁻¹ p. s. de Se), *I. oxyrinchus* (0.19-3.3 µg g⁻¹ p. h. de Hg y 0.05-0.22 µg g⁻¹ p. s. de Se), *A. pelagicus* (0.64-1.9 µg g⁻¹ p. h. de Hg y 0.15-0.21 µg g⁻¹ p. s. de Se) y *C. limbatus* (1.66-6.01 µg g⁻¹ p. h. de Hg y 0.67-6.06 µg g⁻¹ p. s. de Se) (Escobar-Sánchez *et al.*, 2010). Comparado con los valores de Hg obtenidos en músculo de juveniles y neonatos de *C. falciformis* (0.0006-0.62 µg g⁻¹ de Hg p. h.) de este estudio la mayoría de las especies supera las concentraciones permisibles para consumo. Por el contrario, las concentraciones

de Se fueron mayores (0.63-15.31 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en *C. falciformis* que en las especies de tiburón mencionadas anteriormente. Las diferencias entre las concentraciones de Hg y Se es producto de los diferentes estadios de madurez. Ya que los organismos adultos tienden a acumular mayores concentraciones de Hg que los individuos más jóvenes. Y contrario a lo que pasa con el Hg, el Se tiene un decremento con la talla y la edad (Karimi *et al.* 2013; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015). De hecho, los juveniles de *S. lewini* en el Golfo de California tuvieron concentraciones de Hg similares a las concentraciones de neonatos y juveniles de *C. falciformis* del Golfo de Tehuantepec. El intervalo de concentración de Hg para *S. zygaena* se encontró entre 0.08-0.39 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en músculo y para hígado fue de 0.15 ± 0.01 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. Para el caso del Se fue de 0.4-4.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. en músculo y 3.8-17.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. en hígado. (Bergés-Tiznado *et al.*, 2015)

Cabe mencionar que los organismos neonatos y juveniles de *C. falciformis* capturados en el litoral chiapaneco no superan el límite de concentración para consumo humano. Pero en adultos de *C. falciformis* de Baja California Sur se encontraron concentraciones de Hg por arriba del límite permisible (3.40 ± 1.42 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.). Esta especie desde que nace habita zonas costeras y en su etapa adulta se vuelve un depredador epipelágico. Los valores altos probablemente se deban a la exposición y bioacumulación prolongada durante toda su vida en zonas costeras, ya que estas áreas están más influenciadas a contaminación antropogénica (Maz-Courrau *et al.*, 2011).

En estudios a nivel internacional se observó en *Carcharhinus dussumieri* capturado en el Golfo Pérsico mayores concentraciones de Hg en músculo (7.7 ± 2.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en hembras y 7.3 ± 2.8 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en machos) que en los encontrados en este estudio. Estos resultados también están relacionados al estadio adulto del tiburón y a que su hábitat tiene fuentes puntuales de contaminación de Hg (Torabi *et al.*, 2012).

Las concentraciones de Hg en músculo del presente estudio son más altas que en el tejido hepático, y concuerdan con los resultados de Endo *et al.* (2015; 2016) en organismos juveniles de *Galeocerdo cuvier* (0.86 ± 0.34 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y *Carcharhinus albimarginatus* (2.04 ± 1.16 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) estudiados en Japón. Esto resulta porque el

Hg es asimilado a través de la dieta y posteriormente distribuido en el cuerpo siendo acumulado principalmente en el músculo, debido a una gran afinidad que tiene este elemento con los grupos tioles de las proteínas (Lacerda *et al.*, 2000; Wang 2002; Raymond y Ralston, 2004; Coelho *et al.*, 2008). Y las bajas concentraciones en el hígado pueden explicarse por los mecanismos de desmetilación y distribución del CH₃Hg por efecto de las selenoproteínas del glutatión (GSH), que ayuda en la eliminación del Hg al excretarlo a través de la bilis como cisteína-mercurio. (Patrick, 2002; Storelli *et al.*, 2002; Sfezer *et al.*, 2003; Branco *et al.*, 2007; Kaourd *et al.*, 2012). Otra parte es transportada por la circulación sanguínea hacia los diferentes órganos y otros tejidos del cuerpo donde el CH₃Hg es almacenado (Patrick, 2002; Martínez-Sámano *et al.*, 2011; Denzoin *et al.*, 2013). Otra de las razones se debe a que la concentración de Hg en el músculo incrementa ligeramente en proporción con la longitud del cuerpo, pero la concentración en el hígado incrementa marcadamente después de la maduración (Endo *et al.*, 2015). Aunque, los organismos de *C. falciformis* fueron principalmente neonatos y juveniles.

Contrario a lo que se obtuvo en *C. falciformis*, en las costas de Australia se encontraron las concentraciones de Hg más elevadas en hígado de *C. obscurus*, *C. plumbeus* y *C. carcharias* (Gilbert *et al.*, 2015), en donde más del 50% de los organismos muestreados superan el límite máximo permisible (1 µg g⁻¹ p. h.) debido a la contaminación provocada por la urbanización, según estudios de concentración de metales en aguas australianas (Apte *et al.*, 1998). Esto coincide con Denton y Breck (1981) quienes analizaron Hg en tiburones del norte de Australia encontrando las concentraciones más altas en el hígado (151 µg g⁻¹ p. h.) de un macho de 65 cm de la especie *Carcharhinus coatesi*.

7.2. Relación entre la concentración de mercurio y selenio con la longitud total, sexo y estadio de madurez de *C. falciformis* en relación con otros estudios

En el presente estudio la longitud total y las concentraciones de Hg en tejido muscular y hepático de *C. falciformis* tuvieron una correlación baja y no significativa.

Esto contrasta con la relación positiva encontrada para *Mustelus schmitti* en Argentina, *S. zygaena*, *S. lewini*, *A. pelagicus*, *C. falciformis* en el Golfo de California y *S. tiburo*, *C. obscurus*, *C. plumbeus* y *C. carcharias* en Australia (Marcovecchio *et al.*, 1986; García-Hernández *et al.*, 2007; Walker, 2011; Gilbert *et al.*, 2015; Bergés-Tiznado *et al.*, 2015) e *I. oxyrinchus* en Sudafrica (Watling *et al.*, 1981). Un caso particular fue el de Denton y Breck (1981) quienes estudiaron a *Brachaelurus waddi*, *Carcharhinus amblyrhynchoides*, *C. coatesi*, *Carcharhinus spallanzani* y *Carcharias arenarius* en el norte de Australia y encontraron correlación positiva entre la concentración de Hg en músculo y la talla, y una correlación negativa con la concentración en el hígado. Sin embargo, no cuentan con más información que pueda explicar el porqué de estos resultados.

La concentración de Hg y Se igual que los resultados encontrados en *C. dussumieri* (Torabi *et al.*, 2012) no muestran diferencias significativas entre sexos, es decir, en los organismos neonatos y juveniles el sexo no fue un factor determinante para influenciar las concentraciones de estos elementos.

En el caso de los neonatos estudiados estos presentaron algunas de las concentraciones más altas tanto de Hg como de Se. Lo cual sugiere una importante contribución de la descarga de contaminantes de la madre hacia el embrión. Esto puede corroborarse con los datos obtenidos de un embrión de la especie *Paraoryzmatobothrium taylori* (0.06 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en músculo y 0.09 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en hígado) en el cual se indica que realmente existe una transferencia materna durante la gestación. Esto sucede porque en organismos vivíparos como *C. falciformis* el CH_3Hg es transportado a través del cordón umbilical. Ya que este xenobiótico puede atravesar la barrera placentaria en forma de un aducto de cisteína ($\text{CH}_3\text{Hg-Cys}$) que es muy similar a la metionina, un aminoácido esencial (Berlín *et al.*, 2002; Hatfield *et al.*, 2011). Además, en estudios realizados en la costa de Florida se encontró que los embriones presentaban del 8.3% al 60.4% de los niveles observados en las madres, lo que indica que la transferencia materna es un factor importante de la elevada concentración de Hg en los embriones de las especies *Carcharhinus leucas*, *C. limbatus*, *Rhizoprionodon terraenovae*, *S. tiburo* y *Alopias vulpinus* (Adams y

McMichael, 1999; Knott *et al.*, 2012; Lyons *et al.*, 2013). Incluso en organismos ovíparos en donde también se reportaron niveles elevados de Hg en huevos de *Scyliorhinus canicula*, indicando que los embriones bioacumulan este metal antes de su nacimiento (Jeffrey *et al.*, 2008).

De acuerdo a los estadios de madurez se encontraron algunas concentraciones mayores de Hg en neonatos que en juveniles. Por el contrario, las concentraciones de Se en neonatos estuvieron muy por encima de los organismos juveniles. Esto se puede explicar por el tipo de alimentación. Los juveniles están consumiendo principalmente organismos del genero *Auxis* (42.11%), *Caranx* (22.36%), crustáceos del género *Portunus* (20.23%) y cefalópodos del género *Argonauta* (5.4%). Y la alimentación de los neonatos está basada en *Caranx* spp. (26.83%), *Sardinops* (14%) y crustáceos del género *Portunus* (5.05%). Al analizar la dieta de *C. falciformis* se registró un traslapo trófico alto tanto entre sexos como en estadios de madurez, lo que indica que tanto hembras como machos se están alimentando juntos y compartiendo las presas disponibles, pero consumiéndolas en diferente cantidad (Palacios-Santos, 2015). Esto también puede influir en las diferencias de las concentraciones de Hg y Se encontradas.

7.3. Concentración de mercurio y selenio de las presas principales de *C. falciformis* y biomagnificación de mercurio

Se compararon los resultados de Hg y Se de las presas principales de *C. falciformis* y la biomagnificación de estos elementos con valores reportados en presas similares de otras especies de tiburones. En análisis de presas principales Escobar-Sánchez *et al.* (2010) analizaron el Hg de *A. lesueurii* presento niveles de $0.13 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., *C. hippurus* $0.23 \pm 0.1101 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., *Auxis* spp. $0.20 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. y *B. polylepis* $0.1901 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. En la presente investigación todas las presas se encontraban en un estadio juvenil y tuvieron una concentración menor a las encontradas en el estudio anterior, *A. lesueurii* ($0.0028 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.), *C. hippurus* ($0.0056 \pm 0.0056 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.), *Auxis* spp. ($0.12 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y *B. polylepis* ($0.1861 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). Estas bajas concentraciones probablemente se deban a que estos

organismos no son muy longevos y no se encuentran en un eslabón trófico muy elevado, lo cual se ve reflejado en la baja acumulación de metales pesados (Cadena-Cárdenas, 2004).

Sin embargo, en los resultados obtenidos en el presente estudio *Caranx* spp. seguido de *C. hippurus* biomagnifican las mayores concentraciones de Hg a *C. falciformis*. Estos resultados coinciden con los encontrados en *C. limbatus* en donde *Caranx caballus* (FB= 37.8) biomagnifica mayores concentraciones de Hg (Escobar-Sánchez, 2010).

7.4. Proporción molar de mercurio y selenio en el tiburón *C. falciformis* del Golfo de Tehuantepec

Con respecto a la proporción molar encontrada en *C. falciformis* 1:82.02 de Hg y Se respectivamente, se puede inferir que debido al elevado contenido de Se no se observan efectos tóxicos provocados por la presencia de Hg, debido a que hay suficiente Se para ser utilizado en la síntesis de proteínas que se encargan distribuir, biotransformar y/o eliminar elementos metálicos como el Hg. Esto concuerda con investigaciones realizadas en juveniles de *S. lewini* en donde se obtuvo una proporción molar de HgSe en músculo de 1.2:20.4 respectivamente y 30.5:318.1 en hígado reportando bajas concentraciones de Hg (Berges-Tiznado *et al.*, 2015). Caso contrario a datos obtenidos en el tiburón azul (*P. glauca*) en donde se encontró una proporción 1:0.2 de Hg y Se correspondientemente, lo cual concuerda con las altas concentraciones de Hg con tendencia a producir efectos negativos en el organismo (Escobar-Sánchez *et al.*, 2011).

8. Conclusiones

- La concentración de Hg fue mayor en tejido muscular de *C. falciformis* que en tejido hepático. Por el contrario, la concentración de Se fue mayor en tejido hepático que en el tejido muscular.
- No se observó correlación entre la concentración de Hg y Se con la longitud total de los organismos, por tanto, tampoco se observó bioacumulación.
- No hay diferencias significativas entre las concentraciones de Hg y Se entre hembras y machos, es decir, las concentraciones de estos elementos en organismos neonatos y juveniles de *C. falciformis* no depende del sexo.
- Las concentraciones de Hg y Se en organismos de la especie *C. falciformis* dependen del estadio de madurez.
- La presencia de Hg en organismos neonatos podría deberse a la transferencia materna.
- Los organismos presa que aportan mayor cantidad de Hg a *C. falciformis* de acuerdo con el factor de biomagnificación son *Caranx* spp. y *C. hippurus*.
- La proporción molar encontrada de HgSe corrobora que los organismos neonatos y juveniles tienen suficiente Se en el cuerpo para neutralizar los efectos tóxicos del Hg.
- Las concentraciones de Hg obtenidas de *C. falciformis* no exceden los límites máximos permisibles de consumo humano ($1 \mu\text{g g}^{-1}$) estipulado por la norma oficial mexicana NOM-242-SSA-2009.

9. Recomendaciones

Es necesario efectuar estudios de determinación de mercurio y selenio en organismos adultos para ampliar el espectro de tallas. Y efectuar monitoreo ambiental constante (cada semestre) de Hg y Se, para observar si las concentraciones de estos compuestos varían y de ser así que tanto incrementan o disminuyen.

10. Literatura citada

- Adams, D. H. y R. McMichael. H. 1999.** Mercury levels in four species of shark from the Atlantic coast of Florida. *Fishery Bulletin*. 97: 372-379.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). 1999.** Support report for the expert panel review of the toxicological profile for mercury. Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., *Servicio de Salud Pública*.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). 2003.** Reseña Toxicológica del Selenio (edición actualizada) (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., *Servicio de Salud Pública*.
- Anandraj, A., R. Perissinotto, C. Nozais y D. Stretch. 2008.** The recovery of microalgal production and biomass in a South African temporarily open/ closed estuary, following mouth breaching. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 79:599–606.
- Angelova, V.; R. Ivanova, V. Delibaltova y K. Ivanov. 2004.** Bioaccumulation and distribution of heavy metals in fibre crops (flax, cotton and hemp). *Industrial Crops and Products*. 19:197-205.
- Apte, S. C., G. E. Batley, R. Szymczak, P. S. Rendell, R. Lee y T. D. Waite. 1998.** Baseline trace metal concentrations in New South Wales coastal waters. *Marine and Freshwater Research*. 49:203–214.
- Bearhop, S., S. Waldron, D. Thomson y R. Furness. 2000.** Bioamplification of mercury in great skua *Catharacta skua* chicks: The influence of trophic status as determined by stable isotope signatures of blood and feathers. *Marine Pollution Bulletin*. 40(2):181-185.
- Benoit, J. M., C. C. Gilmour y R. P. Mason. 2001.** Aspects of Bioavailability of Mercury for Methylation in Pure Cultures of *Desulfobulbus propionicus* (1pr3). *Applied and Environmental Microbiology*. 67:51-58.
- Bergés-Tiznado, M. E., Marques-Farías F., Lara-Mendoza R. E., Torres-Rojas Y. E., Galván-Magaña F., Bojórquez-Leyva H. Y. y Paéz-Ozuna F. 2015.** Mercury and selenium in muscle and target organs of scalloped hammerhead

sharks *Sphyrna lewini* of the SE Gulf of California: Dietary intake, molar ratios, loads, and human health risks. *Archives Environmental Contamination Toxicology*. 69(2):133-264.

- Bergés-Tiznado, M. E., Marques-Farías F., Torres-Rojas Y. E., Galván-Magaña F. y Paéz-Ozuna F. 2015.** Mercury and selenium in tissues and stomach contents of the migratory sailfish, *Istiophorus platypterus*, from Eastern Pacific: concentration, biomagnification, and dietary intake. *Marine Pollution Bulletin*. 10.
- Berlin, Jr., S. Kacew, R. Lawrence, J. S. Lakid y R. Campbell. 2002.** Criteria for chemical selection for programs on human milk surveillance and research for environmental chemicals. *Journal Toxicology Environmental Health*.65:1839-1851.
- Boelsterli, Urs A. 2007.** Mechanistic toxicology: the molecular basis of how chemical disrupt biological targets. second edition. ISBN: 13978-0-8493-7272-8. 404 p.
- Bonfil, R., de Anda y R. Mena. 1990.** Shark Fisheries in México: the case of Yucatán as an example. *NOAA Technical Report NMFS*. 90: 427-441.
- Bosh, A., B. O'Neill, G. O. Sigge, S. E. Kerwath y L. C. Hoffman. 2016.** Heavy metal accumulation and toxicity in smoothhound (*Mustelus mustelus*) shark from Langebaan Lagoon, South Africa. *Food Chemistry*. 190:871-878.
- Branco, V., C. Vale, J. Canário y M.N. dos Santos. 2007.** Mercury and selenium in blue shark (*Prionace glauca*, K. 1758) and swordfish (*Xiphias gladius*, L. 1758) from two areas of the Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*.150: 373-380.
- Burger, J., M. Gochfeld, C. Jeitner, M. Donio y T. Pittfield. 2012.** Selenium:Mercury molar ratios in freshwater fish from Tennessee: Individual, species, and geographical variations have implications for management. *EcoHeath*. 9:171-182.
- Cabañero, A. 2005.** Acumulación-interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: desarrollo de nuevas metodologías de análisis. *Tesis doctoral*. Universidad Complutense. 303 p.
- Cadena-Cárdenas, L. 2001.** Biología reproductiva de *Carcharhinus falciformis* (*Chondrichthyes: Carcarhiniformes: Carcharhinidae*), en el Golfo de California. *Tesis de licenciatura*. UABCS. 68 p.

- Cadena-Cárdenas, L. 2004** Mercurio total en peces elasmobranquios y teleósteos del Golfo de California. *Tesis de maestría*. Instituto Tecnológico del Mar, Guaymas, Sonora. 75 p.
- Carvalho, G., I. Degasapari, V. Branco, J. Canario, A. Ferreira, V. Kennedy y J. R. Ferreira. 2014.** Assessment of total and organic mercury levels in blue sharks (*Prionacea glauca*) from the South and Southeastern Brazilian Coast. *Biological Trace Element*. 159:128-134.
- Casals-Mercada, G., M. Torra-Santamaria, R. Deulofeu-Piquet y A. M. Ballesta-Gimeno. 2005.** Importancia del selenio en la práctica clínica. *Química clínica*. 24(3):141-148.
- Castillo-Géniz, J. L., V. A. Cid del Prado, V. Soriano, V. F. Sancho, J. F. Márquez y S. C. Ramírez. 1997.** Descripción, evaluación y manejo de la pesquería artesanal de tiburón de Puerto Madero, Chiapas. Primer informe anual (Junio 96-Junio 97). *Instituto Nacional de la Pesca*. 38 p.
- Cavalli, S. y N. Cardellicchio. 1995.** Direct determination of seleno-amino acids in biological tissues by anion-exchange separation and electrochemical detection. *Journal of chromatographie applied*. 706(1-2):429-436.
- Chicourel, EL, A. M. Sakuma, O. Zenebon y A. Tenuta. 2001.** Inefficacy of cooking methods on mercury reduction from shark. *Archives Latinoamericanas of Nutrition*. 51(3):288–292.
- Coelho, J. P., A. T. Reis, S. Ventura, M. E. Pereira, A. C. Duarte y M.A. Pardal. 2008.** Pattern and pathways for mercury lifespan bioaccumulation in *Carcinus maenas*. *Marine Pollution Bulletin*. 56:1104-1110.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 1998.** Regiones Prioritarias Marinas de México. *CONABIO*. Primera edición, México, D.F. 198 p.
- Compagno, L. J. V. 1984.** FAO Species Catalogue, Vol 4: Sharks of the World. *FAO Fisheries. Synopsis*. 4(125): 1-249.
- Conder, J. M., F. A. P. C. Gobas, D. C. Muir y D. E. Powell. 2012.** Use trophic magnification factors and related measures to characterize bioaccumulation

potential of chemicals. Integrated. *Environmental Assessment and Management*. 8(1):85-97.

Cuvin-Aralar, F y R. Furness. 1991. Mercury and selenium interaction: a review. *Ecotoxicology Environmental Safety*. 21(3):348-64.

Denton, G. K. W. y W. G. Breck. 1981. Mercury in tropical marine organisms from North Queensland. *Marine Pollution Bulletin*. 12 (4):116-121.

Denzoin, L., A. Soraci y M. O. Tapia. 2013. Homeostasis del glutati3n. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*. 47(3):000-0.

Dungan, R. S., W. T. Frankenberger. 1999. Microbial transformations of selenium and the bioremediation of seleniferous environments. *Bioremediation*. 3:171–188.

Endo, T., O. Kimura, C. Ohta, N. Koga, Y. Kato, Y. Fujii y K. Haraguchi. 2016. Metal concentrations in the liver and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in the muscle of silvertip shark (*Carcharhinus albimarginatus*) culled off Ishigaki Island, Japan: Changes with grow. *PLoS ONE*. 11:1-18.

Endo, T., O. Kimura, H. Ogasawara, C. Ohta, N. Koga, Y. Kato y K. Haraguchi. 2015. Mercury, cadmium, zinc and copper concentrations and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) culled off Ishigaki Island, Japan. *Ecological Indicators*. 55:86-93.

Endo, T., Y. Hisamichi, K. Haraguchi, Y. Kato, C. Ohta y N. Koga. 2008. Hg, Zn and Cu levels in the muscle and liver of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) from the coast of Ishigaki Island, Japan: relationship between metal concentrations and body length. *Marine Pollution Bulletin*. 56:1774-1780.

Environmental Protection Agency. 2000. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volume 1 *Fish Sampling and Analysis* Third Edition.

Environmental Protection Agency. 2004. Mercury study report to congress. U.S. *Environmental Protection Agency*.

Escobar-Sánchez, O., F. Galván-Magaña y R. Rosiles-Martínez. 2010. Mercury and selenium bioaccumulation in the smooth hammerhead shark, *Sphyrna*

zygaena Linnaeus, from the Mexican Pacific Ocean. *Bulletin. Environmental. Contamination Toxicology*. 84:488-491.

Escobar-Sánchez, O., F. Galván-Magaña y R. Rosiles-Martínez. 2011. Biomagnification of mercury and selenium in blue shark *Prionace glauca* from the Pacific Ocean off Mexico. *Biological Trace Element. Research*. 144:550-559.

Español-Cano, S. 2001. Toxicología del mercurio, Actuaciones preventivas en sanidad laboral y ambiental. Programa iberoamericano de ciencia y tecnología para el desarrollo. *Ponencia en Jornada internacional sobre el impacto ambiental del mercurio utilizado por la minería aurífera artesanal en Iberoamérica*.

Fernández, A., A. Gallegos y J. Zavala. 1992. Carta Oceanográfica física 1, masas de agua y mareas. *Atlas nacional de México*. Instituto de Geografía, UNAM, vol. II.

Fernández, J. A. 2001. Especiación química y física de metales en la materia particulada atmosférica: aplicación al estudio de la contaminación ambiental de la ciudad de Sevilla. ISBN 84-472-0629-7.

Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centrooriental. Vol. II Vertebrados-Parte 1. *FAO*. 647-1200.

Fitzgerald, W. D. Engstrom, R. Mason y E. Nater. 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental science and technology*. 32: 1-7.

Fox, P. M., L. D. Leduc, H. Hussein, Z. Q. Lin y N. Terry. 2003. Selenium speciation in soils and plants: review. In: *Biochemistry of Environmentally Important Trace Elements* Acs Symposium. Series 835, 2003, 339-354.

Galán, E. y A. Romero. 2008. Contaminación de suelos por metales pesados. *Revista de la sociedad española de mineralogía*, macla. nº 10.

Gallegos, A. 1994. La física y la química del Golfo. In: Alejandro Toledo (Coord.) Riqueza y pobreza en la costa de Chiapas y Oaxaca. *Centro de Ecología y Desarrollo*. México, D.F. 73-85 p.

- Galván-Tirado, C., 2007.** Biología reproductiva del tiburón aleta de cartón *Carcharhinus falciformis*, capturado en el Golfo de Tehuantepec. UNAM. *Tesis de maestría*. 49 p.
- García, E. 1973.** Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). *Instituto de Geofísica*. UNAM. 246 p.
- García-Hernández, J., L. Cadena-Cárdenas, M. Betancourt-Lozano, L. M. García de la Parra, L. García-Rico y F. Márquez-Farías. 2007.** Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico. *Toxicology and environmental Chemistry*. 89(3):507-522.
- Ge, K. y G. Yang. 1993.** The epidemiology of selenium deficiency in the etiological study of endemic diseases in China. *The American Journal of Clinical Nutrition*. 57 (2):2.595-2.635.
- Germani, M. S. y W. H. Zoller. 1988.** Vapor phase concentrations of arsenic, selenium, bromine, iodine and mercury in the stack of a coal-fired power plant," *Environmental Sciences Technology*. 22(9):1079.
- Gilbert, J. M., A. J. Rerchelt-Brushett, P. A. Butcher, S. P. McGrath, V. M. Paddemors, A. C. Bowling y L. Christidis. 2015.** Metal and metalloid concentrations in the tissues of dusky *Carcharhinus obscurus*, sandbar *Carcharhinus plumbeus* and white *Carcharodon carcharias* sharks from south eastern Australian waters, and the implications for human consumption. *Marine Pollution Bulletin*. 92:186-194.
- Gómez, A. C. 2012.** Evaluación de escenarios alternativos en sistemas sociales ecológicos afectados por la minería aluvial en Madre de Dios. *Tesis de maestría*. Universidad Nacional Agraria. 526 p.
- Gray, S. 2002.** Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. *Marine Pollution Bulletin*. 45:46-52.
- Grivel, P.F. 1975.** Datos geofísicos. Serie A. Oceanografía 2. *Instituto de Geofísica*. Universidad Nacional Autónoma de México. 152 pp.
- Harada, M. 1995.** Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *CRC Critical Reviews in Toxicology*. 25: 1-24.

- Hatfield, D. L., M. J. Berry y V. N. Gladyshev. 2011.** Selenium: its molecular biology and role in human health. third edition. ISBN: 978-146-1-410-256. 598 p.
- Havelkova, M., L. Dusek, D. Nemethova, G. Poleszczuk y Z. Svobodova. 2008.** Comparison of mercury distribution between liver and muscle: A biomonitoring of fish from lightly and heavily contaminated localities. *Sensors. 8: 4095-4109.*
- Herrero-Casas, H. 2002.** Estudio sobre la capacidad de resuspensión de las corrientes de densidad. Aplicación al caso del embalse de Flix. Universidad de Barcelona. *Tesina. <http://hdl.handle.net/2099.1/5953>. 25-39 p.*
- Hintelmann, H., K. Keppel-Jones y R. Evans. 2000.** Constants of mercury methylation and demethylation rates in sediments and comparison of tracer and ambient mercury availability. *Environmental Toxicology and Chemistry. 19(1): 2204-2211.*
- Hoyos-Padilla, E.M., 2003.** Biología reproductiva del tiburón piloto *Carcharhinus falciformis* (Bibron,1839) de Baja California Sur. CICIMAR-IPN. *Tesis de maestría. 57 p.*
- Hsu, C. S., P. L. Liu, L. C. Chien, S. Y. Chou y B. C. Han. 2006.** Mercury concentration and fish consumption in Taiwanese pregnant women. *BJOG. 114:81-86.*
- Hurd, W. E. 1929.** Northers of the Gulf of Tehuantepec. *Monthly Weather Review. 57, 192-194.*
- Hurtado, G. 2010.** Determinación de mercurio total en hígado y musculo de tiburones provenientes de las pesquerías de Sonora y Sinaloa, México. *Tesis de maestría. Universidad de Sonora. 65 p.*
- Jaffé, W. 1992.** Selenio, un elemento esencial y tóxico. Datos de Latinoamérica. *Archivos latinoamericanos de Nutrición. 42(2):90-93.*
- Jeffree, R. A., F. Oberhansli y J. L. Teyssie. 2008.** The accumulation of lead and mercury from seawater and their de puration by eggs of the s potted dog fish *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthys). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 55:451-461.*
- Jiménez, A. M. 2005.** Interacción del mercurio con los componentes de las aguas residuales. *Tesis de licenciatura. 86 p.*

- Kaour, H. A., K. M. Mahran, A. Rezk, y M. A. Khalf. 2012.** Bioremediation the toxic effect of mercury on liver histopathology, some hematological parameters and enzymatic activity in Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Researcher*. 41: 60-69.
- Karimi , R., M. Frisk y N. Fisher. 2015.** Contrasting food web factor and body size relationships with Hg and Se concentrations in marine biota. *PLOS-ONE*. 8(9):1-10.
- Knott, K. K., D. Boyd, G. M. Ylitalo y T. M. O'Hara 2012.** Lactational transfer of mercury and polychlorinated biphenyls in polar bears. *Chemosphere*. 88:395–402.
- Lacerda, L. D., H. H. M. Paraquetti, R. V. Marins, C. E. Rezende, I. R. Zalmon, M. P. Gomes, y V. Farías. 2000.** Mercury content in shark species from the South-eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Bioogía*. 60(4):571-576.
- Lindberg, S. E., D. Wallschlager, E. M. Prestbo, N. S. Bloom, J. Price, y D. Reinhart. 2001.** Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida. USA. *Atmospheric Environment*. 35. 4011-4015.
- Liu, G., Y. Cai y N. O'Driscoll. 2011.** Environmental chemistry and toxicology of mercury. ISBN: 978-111-8-146-637. 448 p.
- Loseto, L., S. D. Siciliano y D. R. Lean. 2004.** Methylmercury production in High Arctic wetlands. *Enviromental Toxicology Chemistry*. 23:17-23.
- Lucho, C. A., M. Álvarez, R. I. Beltrán, F. Prieto y H. Poggi, 2005.** A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environmental International*.
- Lutter, R. y E. Irwin. 2002.** Mercury in the environment: A volatile problem. *Environmental*. 44(9): 24-41.
- Lyons, K., A. Carlisle, A. Preti, C. Mull, M. Blasius, J. O'Sullivan, C. Winkler y C. Lowe. 2013.** Effects of trophic ecology and habitat use on maternal transfer of contaminants in four species of young of the year lamniform sharks. *Marine Environmental Research*. 90:27-38.

- Macalady, J. L., E. E. Mack, D. C. Nelson y K. M. Scow. 2000.** Sediment microbial community structure and mercury methylation in mercury-polluted clear lake, California. *Applied and Environmental Microbiology*. 66:1749-1488.
- Manohar, D. M., K. A. Krishnan y T. S. Anirudhan. 2002.** Removal of mercury (II) from aqueous solutions and chlor-alkali industry waste water using 2-mercaptobenzimidazole-clay. *Water Research*. 36:1609–1619.
- Marcovecchio, J. E., V. J. Moreno y A. Pérez. 1986.** Biomagnification of total mercury in Bahía Blanca estuary shark. *Marine Pollution Bulletin*. 17(6) 276:278.
- Marrugo, J., E. Lans y L. Benítez. 2007.** Hallazgo de mercurio en peces de la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Rev. MVZ Córdoba* 12(1): 878-886.
- Martínez-Sámano, J., P. Torres-Durán, M. A. Juárez-Oropeza. 2011.** El glutatión y su asociación con las enfermedades neurodegenerativas, la esquizofrenia, el envejecimiento y la isquemia cerebral. *REB* 30(2):56-67.
- Maz-Courrau, A., C. López-Vera, F. Galván-Magaña, O. Escobar-Sánchez, R. Rosiles-Martínez y A. Sanjuán-Muñoz. 2011.** Bioaccumulation y biomagnification of Total Mercury in four exploited Shark Species in the Baja California Peninsula, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. 88 (2): 129-134.
- Meech, J., M. Veiga y D. Tromans. 1998.** Reactivity of mercury from gold mining activities in darkwater ecosystems. *Ambio*. 27 (1): 92-98.
- Menasveta, P. R. Siriyong. 1977.** Mercury content of several predacious fish in the Andaman sea. *Marine Pollution Bulletin*. 8(9):200-204.
- Ministerio del Medio Ambiente de Japón. 2013.** Enseñanzas de la enfermedad de Minamata y el manejo del mercurio en Japón. 69 p.
- Monteagudo, F. 2002.** Evaluación de la contaminación por mercurio en población de mineros artesanales de oro de la comunidad de Santa Filomena-Ayacucho-Perú durante el período agosto 2000-septiembre 2001. *Tesis de maestría*. 78 p.
- Moore, J.C. 2000.** A review of mercury in the environment (Its Occurrence in Marine Fish). *Office of Environmental Management*.

- Moore, B.M., T. Bolam, Lyons B. y Ellis J. 2015.** Concentrations of trace elements in a rare and threatened coastal shark from the Arabian Gulf (smoothtooth blacktip *Carcharhinus leiodon*). *Marine Pollution Bulletin*. 100:646-650.
- Navarro, M., F. Gil y A. Gil. 2005.** Selenio, manganeso, cromo, molibdeno, yodo y otros elementos minoritarios. En Gil, A. (Ed) *Tratado de Nutrición*. ISBN: I 84-88336-41-1. 997-1036 p.
- Newland, N.W. 1989.** The handbook of environmental chemistry 3, Part B, *Anthropogenic Compounds*. 45-57 p. Hutzinger O. (Ed). Springer, Verlag, Heidelberg.
- Newman, M., X. Xu, C. Cotton y K.Tom. 2011.** High mercury concentrations reflect trophic ecology of three deep-water chondrichthyans. *Archives Environmental Contamination Toxicology*. 60:618–625.
- Newman, M.C. y C.H. Jagoe. 1994.** Inorganic toxicants-ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In *Bioavailability-Physical, Chemical, and Biological Interactions*, SETAC Spec. Pub. Series, J.L. Hameling, P.F. Landrum, H.L. Bergman & W.H. Benson, eds. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla. 39-61.
- Okay, O. S., P. Donkin, D. L. Peters y Livingstone D. R. 2000.** The role of algae (*Isoochrysis galbana*) enrichment on the bioaccumulation of benzo[a]pyrene and its effects on the blue mussel *Mytilus edulis*. *Environmental Pollution*. 110:103–113.
- OMS, 1991.** Methylmercury. *Environmental Health Criteria*. 101. Ginebra.
- Palacios-Santos, N. 2015.** Hábitos alimentarios del tiburón piloto (*Carcharhinus falciformis*) en el Golfo de Tehuantepec durante el fenómeno El Niño 2014-2015. Tesis en proceso. Universidad Autónoma de Chiapas.
- Palmisano, F., N. Cardellicchio y P. Zambom. 1995.** Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation acumulation process and role of selenium. *Marine Environmental Research*. 2(1): 109-121.
- Parizek, J. y I. Ostadalova. 1967.** The protective effect of small amounts of selenite insublimite intoxication. *Experiential*. 23(2):142–143.

- Patrick, L. 2002.** Mercury toxicity and antioxidants: part 1: role of glutathione and alpha-lipoic acid in the treatment of mercury toxicity. *Alternative Medicine Review*. 7(6):456-471.
- Pelletier, E. 1985.** Mercury-selenium interactions in aquatic organisms: a review. *Marine Environmental Research*. 18:111-132.
- Plant, J., D. Smith, B. Smith y L. Williams. 2001.** Environmental geochemistry at the global scale. *Applied Geochemistry*, 16, 1291- 1308.
- PNUMA. 2005.** Evaluación mundial sobre el mercurio.
- Porvari, P.1998.** Development of fish mercury concentrations in Finnish reservoirs from 1979 to 1994. *Science Total Environmental*. 213 (1-3):279-90.
- Poulin, J. y H. Gibb. 2008.** Mercurio: Evaluación de la carga de morbilidad ambiental a nivel nacional y local. *Organización Mundial de la Salud (OMS)*, Serie Carga de Morbilidad Ambiental, nº 16).
- Racero-Casarrubia, J. A., J. L. Marrugo-Negrete y J. J. Pinedo. 2012.** Hallazgo de mercurio en piezas dentales de jaguares (*Panthera onca*) provenientes de la zona amortiguadora del Parque Nacional Natural Paramillo, Córdova, Colombia. *RLC*. 2(2)-3(2):87-92.
- Ralston, N. V., I. I. Blackwell y Raymond. 2007.** Importance of molar ratios in selenium dependent protection against methylmercury toxicity. *Biological Trace Element Research*. 119:255-168.
- Raymon, L. y N. Ralston. 2004.** Mercury:selenium interactions and health implications. *SMDJ Seychelles Medical and Dental Journal, Special Issue*. 7(1):72-77.
- Ruelas-Inzunza, J. R., M. Horvat, H. Pérez-Cortés y F. Páez-Osuna. 2003.** Distribución de metilmercurio y mercurio en tejidos de ballenas grises (*Eschrichtus robustus*) y delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en el bajo Golfo de California. *Ciencias Marinas*. 29(1): 1-8.
- Ruelas-Insunza, J. y F. Páez-Osuna. 2005.** Mercury in fish and shark tissues from two coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. 74:294-300.

- Schrauzer, G. N., 2000.** Selenomethionine: a review of its nutritional significance, metabolism and toxicity, *British Journal of Nutrition*. 130:1653-1656.
- Secretaría de Pesca .1990.** Anuario Estadístico de Pesca. México. 570 p.
- SEDEMA. 1980.** Estudio Oceanográfico del Golfo de Tehuantepec. Tomo III. Geología. *Dirección General de Oceanografía*. México.
- Selin, N., 2009.** Global biogeochemical cycling of mercury: A Review. *Annual Review of Environment and Resources*. 34:43-63.
- Sfezer, P., M. Domagala-Wieloszewska, J. Warzocha, A. Garbacik-Wesolowska y T. Ciesielski. 2003.** Distribution and relationships of mercury, lead, cadmium, copper and zinc in perch (*Perca fluviatilis*) from the Pomeranian Bay and Szczecin Lagoon, southern Baltic. *Food Chemistry*. 81: 73-83.
- Shiobara, Y, Ogra Y, Suzuki KT. 1999.** Speciation of metabolites of selenate in rats by HPLC-ICP-MS. *Analyst*. 124: 1237-1241.
- Skorupa, J. P., Morman, S. P. y Sefchick-Edwards, J.S. 1996.** Guidelines for interpreting selenium exposures of biota associated with nonmarine aquatic habitats. U.S. Fish and Wildlife Service, preparado por: The National Irrigation Water Quality Program. Sacramento, CA. 74 pp. En: García-Hernández, J., K. A. King, A. L. Velasco, E. Shumillin, M. A. Mora y E. P. Glenn. 2001. Selenium, selected inorganic elements, and organochlorine pesticides in bottom material and biota from the Colorado River delta. *Journal of Arid Environments*. 49: 65-89.
- Smocovich. 2000.** Emergencias químicas provocadas por mercurio y sus compuestos. Su prevención y control. *Tesis de maestría*. 104 p.
- Springer, S.1967.** Social Organization of shark populations, 149-174. En: Gilbert, P. W. R. F. Metheson & D.P. Rall (Eds.) *Sharks, skates and rays*, John Hopkins press, Baltimore. E.U.A.
- Storelli, M., R. Giacomini-Stuffer y G. O. Marcotrigiano. 2002.** Mercury accumulation and speciation in muscle tissue of different species of sharks from the Mediterranean Sea, Italy. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68: 201-210.

- Suzuki, KT y Ogra Y. 2002.** Metabolic pathway for selenium in the body: speciation by HPLC-ICP MS with enriched Se. *Food Additives Contaminants* 19: 974-983.
- Thompson, C. 2002.** Selenium. En Mann, J. y A. Truswell (Eds). *Essentials of Human Nutrition*. Oxford University Press. Chapter 10.4:172-181. Second edition.
- Thompson-Eagle, E. T., Frankenberger W. T. y Karlson U. 1989.** Volatilization of selenium by *alternaria alternata*. *Applied Environmental Microbiology*. 55(6):1406–1413.
- Torabi, D.S., M.S. Abddmajid, I.H. Rajavi y A. Pazira. 2012.** Mercury concentration of the whitecheek shark, *Carcharias dussumieri* (Elasmobranchii, Chondrichthyes) and its relation with length and sex. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 7(3):135-142.
- Torres-Huerta, A. M. 2007.** Elasmobranquios del sistema lagunar Chantuto-Panzacola y Carrera-Pereyra en la reserva de la Biosfera la Encrucijada, Chiapas. Universidad del Mar. Campus Puerto Ángel. Bases de datos *SNIB2010-CONABIO proyecto DJ030*. México D.F.
- Ullrich, S., T. Tanton y S. Abdrashitova. 2001.** Mercury in the aquatic environment: A review of factors affecting methylation. *Critical Review Environment Sciences Technology*. 31 (3): 241-293.
- Van der Oost, R., J. Beyer y N. Vermeulen 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 13:57-149.
- Vullo, D. L. 2003.** Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. *Revista Química Viva*. 3 (2): 93-104.
- Walker, C.J. 2011.** Assessing the effects of pollution exposure on sharks: A biomarker approach. *Tesis de maestría*. Universidad del Norte de Florida.
- Wang, W. 2002.** Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*. 243: 295-309.
- Watling, R. J., T. P. McClurg y R. C. Stanton. 1981.** Relation between mercury concentration and size in the mako shark. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. 26:352-358.

Weinberg, J. 2007. Introducción a la contaminación por mercurio para las ONG. Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (*IPEN*).

WHO/IPCS. 1990. Methylmercury. Environmental Health Criteria No 101, World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland. En línea <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc101.htm>.

Wourms, J.P. 1977. Reproduction and development in Condriichthyan *Fishes*. *American Zoology.*, 17: 379-410.

11. Anexos

11.1. Características de la especie *Carcharhinus falciformis*

Pertenece a la familia *Carcharhinidae* una de las más abundantes y diversas, poseen amplia distribución geográfica en mares tropicales y templados. En el Océano Atlántico se encuentra desde Massachusetts hasta Brasil, incluyendo el Golfo de México hasta el mar Caribe. En el Océano Pacífico se encuentra desde Carolina del Sur hasta Perú (Compagno, 1984). En esta especie existe segregación por tamaño, los organismos más pequeños tienden a ser más costeros y los adultos son más oceánicos alcanzando profundidades de hasta 500 m, lo que influye principalmente en sus hábitos alimenticios (Springer, 1967, Fisher *et al.* 1995). Se alimentan principalmente de peces, tanto pelágicos como costeros, así como de calamares y cangrejos pelágicos (Compagno, 1984).

Su modo reproductivo es vivíparo placentario, es decir los embriones se alimentan por medio de un saco vitelino que posteriormente se fusiona con la pared del útero y se forma la pseudoplacenta, por medio del cual los nutrientes de la madre son transferidos directamente al embrión (Wourms, 1977). Nacen alrededor de 2-14 embriones con una talla aproximada de nacimiento entre 50-87 cm, posterior a esta y cuando su cicatriz se ha cerrado son considerados juveniles hasta una talla de madurez de 180 cm y posterior a esta son considerados adultos (Hoyos-Padilla, 2003; Galván-Tirado, 2007).

El tiburón es un recurso biológico importante desde el punto de vista ecológico, por ser un depredador tope que regula muchas poblaciones y desde el punto de vista pesquero, turístico y económico (Compagno, 1995).

Es capturado comúnmente por pescadores artesanales que utilizan palangres como arte de pesca, su carne es comercializada fresca, seca o salada y sus aletas se usan comúnmente para la sopa (Compagno *et al.* 1995; Bonfil *et al.* 1990; Fisher *et al.* 1995; Cadena-Cárdenas, 2001).