



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México



**“Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún
aleta amarilla, *Thunnus albacares*, del Océano Pacífico
Oriental”**

T E S I S

que para obtener el grado académico de
Maestro en Ciencias
(Biología Marina)

Presenta

Biol. Alfredo Ordiano Flores

Director: Dr. Felipe Galván Magaña

Codirector: Dr. René Rosiles Martínez

Comité Tutorial: Dra. Liliana Saldívar Osorio

Dr. Martín F. Soto Jiménez

Jurado: Dr. Martín Frías Espiricueta

Dr. Jorge R. Ruelas Inzunza

México, D. F., 2009.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Dedicatoria

A mis padres que siempre estuvieron ahí, brindándome su apoyo y cariño, ya que sin ellos no hubiera logrado lo que hasta hoy he conseguido.

A mis hermanos y pequeños sobrino y sobrinas por ser el alma de la familia.

A mi chiquita por su amor y compañía brindada en esta etapa de mi vida, tqm...m...

A mis amigos, en especial al EMHA y compañía.

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología (PCMyL) por la oportunidad de realizar esta tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico brindado ya que sin el no hubiera sido posible este trabajo.

Mi más sincero agradecimiento al Dr. Felipe Galván Magaña por la oportunidad brindada para realizar este trabajo, por su confianza y disposición que mostró en todo momento para sacar adelante esta tesis.

Al Dr. René Rosiles Martínez por su valiosa asesoría y hospitalidad brindada en su laboratorio de Toxicología ya que sin ello no hubiera sido posible el análisis de las muestras, y sobre todo por su amistad brindada.

A los miembros del comité Tutoral: Dra. Lilitiana Saldívar Osorio, Dr. Martín F. Soto Jiménez, Dr. Martín Frías Espiricueta, Dr. Jorge R. Ruelas Inzunza, por su disposición para leer y corregir este manuscrito, así como por sus valiosos comentarios que permitieron concluir la tesis.

Al Dr. Robert. J. Olson de la Comisión Inter-Americana del Atún Tropical y a los integrantes del Laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR, en especial a Agness, Vanessa G. Alatorre y Ofelia Escobar, por su ayuda brindada para la obtención e identificación de las muestras.

A los integrantes del Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Veterinaria y Zootecnia, UNAM y en especial a Jaime Ballinas

Flores por su ayuda en el análisis de las muestras y por su amistad brindada.

Al Dr. Gabriel Núñez Nogueira por su asesoría brindada y valiosos comentarios que fueron de gran ayuda para la realización de la tesis.

A los profesores del PCMyL por su dedicación en transmitir sus conocimientos y experiencias que fueron de gran importancia para mi formación profesional.

A todo el personal del PCMyL, Dra. Vilaclara, Diana, Lupita, Chantal, Gabby, por su valiosa disposición que tuvieron en todo momento.

A mis amigos y compañeros del Posgrado por su amistad y ayuda brindada en algún momento.

Y a mi familia que siempre estuvo ahí, dándome su apoyo y aliento para salir adelante.

CONTENIDO

| | Página |
|--|--------|
| DEDICATORIA..... | i |
| AGRADECIMIENTOS..... | ii |
| CONTENIDO | iv |
| LISTA DE FIGURAS | vi |
| LISTA DE TABLAS..... | viii |
| RESUMEN..... | x |
| ABSTRACT..... | xi |
| 1. INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 2. ANTECEDENTES..... | 6 |
| 3. JUSTIFICACIÓN..... | 18 |
| 4. OBJETIVOS..... | 19 |
| 4.1. Objetivo General..... | 19 |
| 4.2. Objetivos particulares..... | 19 |
| 5. ÁREA DE ESTUDIO Y ESPECIE..... | 20 |
| 5.1. Zona ecuatorial..... | 21 |
| 5.2. Costa occidental de Baja California Sur..... | 24 |
| 5.3. Atún aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>)..... | 25 |
| 6. METODOLOGÍA..... | 30 |
| 6.1. Trabajo de campo | 30 |
| 6.1.1. Recolección de atún aleta amarilla..... | 30 |
| 6.1.2. Recolección de presas de atún aleta amarilla..... | 30 |
| 6.2. Trabajo de laboratorio | 31 |
| 6.2.1. Extracción (digestión) de las muestras..... | 32 |

| | |
|---|----|
| 6.2.2. Lectura de las muestras por espectrofotometría de absorción atómica..... | 32 |
| 6.3. Análisis estadístico..... | 37 |
| 7. RESULTADOS | 39 |
| 7.1. Bioacumulación | 39 |
| 7.1.1. Contenido de mercurio por talla, sexo y sitio..... | 39 |
| 7.1.2. Contenido permisible de de mercurio..... | 46 |
| 7.2. Biomagnificación | 49 |
| 8. DISCUSIÓN..... | 55 |
| 8.1. Bioacumulación | 55 |
| 8.1.1. Contenido de mercurio por talla, sexo y sitio..... | 55 |
| 8.1.2. Comparación del mercurio en atunes con otras localidades mundiales..... | 60 |
| 8.1.3. Riesgo por consumo de atún..... | 63 |
| 8.2. Biomagnificación..... | 66 |
| 9. CONCLUSIONES..... | 70 |
| 10. GLOSARIO..... | 72 |
| 11. LITERATURA CITADA | 74 |

LISTA DE FIGURAS

| Figura | Página |
|--------|---|
| 1 | Mapa del área de estudio con las zonas de muestreo representadas por los óvalos sombreados..... 20 |
| 2 | Principales corrientes marinas en el Océano Pacífico Oriental durante el invierno en el hemisferio norte, según Pacheco-Sandoval (1991)..... 23 |
| 3 | Caracterización de las aguas superficiales del Océano Pacífico Oriental en relación a la salinidad, según Wyrcki (1967)..... 24 |
| 4 | Atún aleta amarilla, <i>Thunnus albacares</i> , del Océano Pacífico Oriental..... 26 |
| 5 | Áreas de pesca, desove y distribución mundial de <i>Thunnus albacares</i> 26 |
| 6 | Espectro trófico general del atún aleta amarilla del Océano Pacífico Oriental expresado en valores porcentuales de importancia relativa (Tomado de Alatorre, 2007)..... 28 |
| 7 | Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en atún aleta amarilla de la zona ecuatorial..... 42 |
| 8 | Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en atún aleta amarilla de la costa occidental de Baja California Sur..... 42 |

| | | |
|----|--|----|
| 9 | Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) por sexo de atún aleta amarilla procedente de la costa occidental de Baja California Sur. ● y ○, representan machos y hembras, respectivamente..... | 43 |
| 10 | Correlación entre la longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) por sexo de atún aleta amarilla procedente de la zona ecuatorial. ● y ○, representan machos y hembras, respectivamente..... | 43 |
| 11 | Concentración de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) por talla (LF) individual de atún aleta amarilla procedente de la costa occidental de Baja California Sur (BCS) y la zona ecuatorial (ZEC). La línea horizontal representa el límite de acción de MeHg para peces comerciales ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.)..... | 48 |
| 12 | Concentración de mercurio total ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) en presas de atún aleta amarilla procedentes de la costa occidental de Baja California Sur, México..... | 51 |
| 13 | Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red trófica de atún aleta amarilla de la costa occidental de Baja California Sur. Factor de biomagnificación (FB)= concentración de Hg en el depredador / concentración de Hg en la presa. Niveles tróficos según Olson y Watters (2003)..... | 52 |

LISTA DE TABLAS

| Tabla | Página |
|---|--------|
| 1 Concentraciones de Hg (tg g ⁻¹ p. h.) en tejido muscular de atunes alrededor del mundo..... | 8 |
| 2 Concentración de Hg (µg g ⁻¹ p. s.) y longitud furcal (mm) en atún aleta amarilla de dos sitios de muestreo del Océano Pacífico Oriental..... | 40 |
| 3 Valores de <i>p</i> de la prueba U de Mann-Whitney para la comparación sexual por talla dentro de ambos sitios de captura..... | 41 |
| 4 Valores de <i>p</i> de la prueba de U de Mann-Whitney para la comparación sexual sobre la concentración de Hg dentro de ambos sitios de captura..... | 41 |
| 5 Resultados del análisis de covarianza examinando el efecto del sitio de captura y el sexo sobre el Hg (µg g ⁻¹ p. s.) acumulado en atún aleta amarilla del Océano Pacífico Oriental..... | 44 |
| 6 Resultados del análisis de covarianza examinando el efecto del sexo sobre el Hg (µg g ⁻¹ p. s.) acumulado en atún aleta amarilla dentro de cada sitio de captura..... | 44 |
| 7 Concentración de Hg (µg g ⁻¹ p. s.) y longitud (mm) en atún aleta amarilla por estado de madurez en dos sitios de captura del Océano Pacífico Oriental..... | 45 |

| | | |
|----|---|----|
| 8 | Porcentaje de humedad en el músculo de atún aleta amarilla capturado en Baja California Sur (BCS) y la zona ecuatorial (ZEC)..... | 47 |
| 9 | Tasa de entrada semanal tolerable de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ semana ⁻¹) en grupos de la población mexicana por consumo de músculo de atún aleta amarilla capturado en dos sitios: Baja California Sur (BCS) y la zona ecuatorial (ZEC)..... | 49 |
| 10 | Especies presa de atún aleta amarilla procedente de la costa occidental de Baja California Sur, México..... | 50 |
| 11 | Concentración de Hg (Media \pm DS, $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) en músculo de atún y especies afines de distintas áreas geográficas..... | 62 |

RESUMEN

El mercurio (Hg) es un elemento no esencial para la vida que se bioacumula a través de la cadena trófica marina presentándose en mayores concentraciones desde la base hasta los depredadores tope, denominándose este proceso biomagnificación. Los atunes como depredadores tope de la red trófica pelágica pueden acumular Hg en sus tejidos, y al ser especies comerciales y consumidas por el hombre, se han establecido límites permisibles de Hg para su consumo. El conocimiento de los niveles de Hg en estas especies representa gran importancia para la salud pública y para el impacto en ecosistemas marinos (contaminación ambiental). En este trabajo se determinó la concentración de Hg por espectrometría de absorción atómica con generador de hidruros en músculo del atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, previamente digerido en medio ácido y energía electromagnética, con el fin de evaluar su bioacumulación. El Hg también fue medido en las presas principales de aleta amarilla para conocer la biomagnificación de este elemento en la cadena trófica del atún. La concentración promedio de Hg (0.14 ± 0.10 y $0.21 \pm 0.19 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) encontrada en atunes de dos zonas del Océano Pacífico Oriental: costa occidental de Baja California y zona ecuatorial fueron inferiores al límite permisible para consumo humano. La longitud del atún fue un factor importante en la acumulación de Hg al encontrarse una relación positiva entre su concentración y la longitud. Se registraron diferencias en las concentraciones de Hg por zonas; mientras que por sexo hubo pocas diferencias que no influyen directamente sobre los valores de Hg. Las presas *Pleuroncodes planipes*, *Portunus xantusii*, *Dosidicus gigas*, *Sthenoteuthis oualaniensis*, *Thysanoteuthis rhombus*, *Lagocephalus lagocephalus* y *Vinciguerria lucetia* son susceptibles a bioacumular Hg en sus tejidos. Estos son eslabones importantes en la transferencia de este metal hacia *T. albacares*. Los resultados indican que los atunes tienen diferente fuente de alimento en las localidades analizadas y las condiciones ambientales de cada lugar podrían definir la variación en la acumulación de mercurio.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is a non essential element for life that bioaccumulates through the marine food web, changing concentrations from the base up the top predators, this process is called biomagnification. Tuna, as top predators of the pelagic food web, can naturally bioaccumulate mercury in its tissue. Considering it is a commercial species consumed by humans, there are permissible limits of Hg for its consumption. Knowing the mercury levels in these species is of great importance for public health and because of the impact in marine ecosystems (environmental pollution). In this study the level of Hg was determined by atomic absorption spectrometry with borohydride generator, once muscle yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, samples had been acid digested in a microwave oven. Mercury was also measured in its main prey to know the bioaccumulation and biomagnification in the food web of yellowfin tuna. Mercury average content (0.14 ± 0.10 and $0.21 \pm 0.19 \mu\text{g}^{-1}$ w. w.) was found in two sampling areas of the Eastern Pacific Ocean: western coast of Baja California and equatorial area. These values were considering non toxic for humans. Tuna fish length was a factor in Hg values, showing a positive relation between its concentration and length of yellowfin tuna. Differences in Hg levels were observed between the two study zones, however a few differences of Hg levels were observed between sexes. The main yellowfin tuna prey *Pleuroncodes planipes*, *Portunus xantusii*, *Dosidicus gigas*, *Sthenoteuthis oualaniensis*, *Thysanoteuthis rhombus*, *Lagocephalus lagocephalus* and *Vinciguerria lucetia* were susceptible to bioaccumulation of Hg in their bodies, being important links in the transfer of this metal to *T. albacares*. The results indicate that tuna presents different feeding habits in the analyzed zones and the environmental conditions of each region could define the variation in the mercury accumulation.

1. INTRODUCCIÓN

La presencia de mercurio (Hg) en el medio ambiente es una preocupación mundial, debido a que contamina el aire, el suelo, el agua y la biota, y tiene como particularidad una elevada movilidad y persistencia en el ambiente. En realidad, en el planeta siempre existió la misma cantidad de Hg, como ocurre con otros elementos químicos naturales, pero la contaminación surge de la mayor movilización que el Hg sufre desde el comienzo de la era industrial (Andren y Nriagu, 1979). Por este, motivo la principal fuente de generación de Hg al ambiente es la antropogénica. Las actividades que liberaron, o que aún liberan, al ambiente la mayor cantidad de mercurio son: la industria de aparatos eléctricos y medición, la elaboración de baterías, la extracción de oro a partir de minerales, la siderurgia, la producción de cloro-álcali, la quema de combustibles fósiles y la producción de funguicidas hechos a base de Hg utilizados en la agricultura (SEMARNAP, 1996). De manera natural el Hg es liberado al ambiente como resultado de procesos de intemperismo y/o meteorización de las rocas, degasificación de la corteza terrestre, vulcanismo terrestre y submarino (Kojadinovic *et al.*, 2006).

En el ambiente existen tres formas de mercurio (elemental, inorgánico y orgánico), y las tres formas son peligrosas para la biota y el hombre. Sin embargo, la forma orgánica, el metilmercurio (MeHg), es la vía de mayor exposición para el humano (Fitzgerald y Clarkson, 1991; Wiener *et al.*, 2003). Una vez que el Hg llega a la superficie terrestre y es dispersado por el agua, lluvia, nieve y polvo (partículas secas), este puede ser biotrasformado por

microorganismos a MeHg (Gilmour *et al.*, 1998; Gill *et al.*, 1999; Benoit *et al.*, 2003). Aunque no se sabe a ciencia cierta como ocurre la metilación de mercurio, se sabe que en el proceso intervienen bacterias reductoras de sulfato que habitan los distintos compartimentos del medio acuático (Topping y Davies, 1981). El MeHg es un neurotóxico que causa desordenes en el sistema nervioso, y la vida prenatal es la más susceptible a presentar daños en el cerebro por MeHg dado que este inhibe los procesos básicos de división celular y migración de neuronal (Costa, 1988; Rasmussen *et al.*, 2005). El MeHg es fácilmente absorbido por el tejido corporal de plantas y organismos acuáticos, y puede pasar por consumo a niveles tróficos superiores de la cadena alimenticia (Gray, 2002). Una vez que el MeHg esta dentro del tejido, este no puede ser fácilmente eliminado y puede acumularse desde un nivel trófico al siguiente de tal manera que las concentraciones en los grandes depredadores marinos (e. g. atunes, tiburones, peces picudos) pueden ser de más de un millón de veces mayores que las del agua que los rodea (Ruelas-Inzunza y Páez-Ozuna, 2005). Así, aunque las concentraciones iniciales de MeHg en el agua sean bajas o muy bajas, los procesos biomagnificadores acaban por convertir el MeHg en una amenaza para los consumidores que ocupan un nivel superior en la cadena alimenticia incluyendo al hombre.

Los efectos que puede ocasionar el Hg en los peces va desde alteraciones en los epitelios branquiales y dérmicos, reducción en la absorción de los aminoácidos y azúcares en el intestino, e inhibición de enzimas intestinales (Berntssen *et al.*, 2004). En el humano, el Hg en altas concentraciones puede generar problemas en el sistema nervioso, tales como

trastornos psíquicos, pérdida de memoria, debilidad muscular, sueño agitado, hiperexcitabilidad, depresión y debilidad, así como trastornos a nivel cardiológico como taquicardia, hipertensión, palpitaciones e hipertensión arterial y daños en sistema gastrointestinal al producir náuseas, diarrea o úlceras severas (Monteagudo, 2002).

Ha habido incidentes trágicos de envenenamientos masivos con Hg en Japón, Irak, Guatemala y Pakistán; todos los casos se debieron a la ingesta de alimentos contaminados con compuestos mercuriales. Cabe destacar que los incidentes de envenenamiento que ocurrieron en la Bahía Minamata y Niigata en Japón a finales de 1950's y principios de 1960's (Matsumoto *et al.*, 1965) fueron producidos por consumo de peces altamente contaminados con MeHg a partir de fuentes industriales. Cientos de personas de Minamata y Niigata sufrieron graves daños a nivel del sistema nervioso, lo que se conoció como la enfermedad de Minamata, y la cual fue la causa directa de 101 muertes y precursor de causar otras 629 muertes (Tsubaki y Takahashi, 1986). A partir de estos incidentes, varias naciones establecieron límites de acción para regular el contenido de Hg en los peces comerciales. En 1979, la administración de medicamentos y alimentos de Estados Unidos (FDA por sus siglas en inglés) estableció un límite de acción de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. para regular el contenido de MeHg en peces comerciales. Aunque las normas y/o estándares de contenido Hg en las partes comestibles de peces no son siempre uniformes (Burger y Gochfeld, 2005), muchos estándares internacionales han adoptado un límite máximo permisible de $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., excepto en grandes peces depredadores (tales como los peces picudos, atunes, tiburones y otros especies que registran

altos niveles de Hg) para los cuales el nivel admitido es de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (IPCS, 1987; EPA, 1994). Para el caso de México, en 1995, la Secretaría de Salud emitió un límite máximo tolerable de contenido de mercurio total en peces para consumo humano de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. y un contenido de MeHg de $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. para moluscos (NOM-027-SSA1-1993 y NOM-031-SSA1-1993) (Secretaría de Salud, 1993a; 1993b) con el fin de evitar y/o reducir el consumo de peces y mariscos con altas concentraciones de Hg.

Muchos factores bióticos, ecológicos y ambientales contribuyen en la entrada de MeHg hacia los peces (Wiener *et al.*, 2003), con una entrada vía dieta de más de 90% del total de entrada de MeHg en los peces marinos (Hall *et al.*, 1997). Cuando la tasa de eliminación de Hg es menor a la tasa de entrada, la concentración de MeHg se incrementa con el aumento del tamaño o la edad del pez (Walker, 1976; Wiener y Spry, 1996). La entrada de MeHg también puede estar influenciada por los hábitos alimenticios y/o la posición trófica, con tasas de acumulación de Hg mayores para peces que se alimentan en una posición trófica superior (Freeman *et al.*, 1978; Lyle, 1984; Cabana y Rasmussen, 1994; Cabana *et al.*, 1994; Wiener *et al.*, 2003; Kojadinovic *et al.*, 2006). Además, otros estudios han mostrado que la variación espacial en niveles de Hg en los peces es debida a factores ambientales como el pH, la temperatura del agua y el contenido de carbono orgánico disuelto (COD) que controla los procesos biogeoquímicos y transformación de MeHg en el ambiente (Bodaly *et al.*, 1984; Håkanson *et al.*, 1988; Bodaly *et al.*, 1993).

Dado que muchas de las especies blanco de la pesquería comercial y deportiva han mostrado contener elevadas concentraciones de MeHg (Ache *et al.*, 2000), problemas en la salud pública se han asociado con una contaminación de Hg en los pescados consumidos. De esto surge la importancia que tiene la cuantificación de niveles de Hg presentes en las especies de pelágicos marinos que son altamente consumidos por hombre. Por tal motivo el objetivo de este estudio fue evaluar la bioacumulación de mercurio en el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) capturado en dos sitios del Océano Pacífico Oriental y determinar la biomagnificación de este elemento a través de la cadena alimenticia del atún aleta amarilla de la costa occidental de Baja California Sur, México.

2. ANTECEDENTES

Aunque el mercurio y diversos contaminantes en atún y otras especies de pelágicos son de amplio interés, existen pocos datos sobre contenido de mercurio en atunes que se distribuyen en aguas mexicanas, particularmente en el área de Baja California Sur donde se le puede encontrar en grandes cantidades. Sin embargo, a nivel mundial existen trabajos que aportan información sobre la cantidad de mercurio que pueden llegar a bioacumular los atunes, así como valores de mercurio que pueden ocasionar intoxicación por consumir atún enlatado (Tabla 1).

Un estudio realizado en 1975 sobre contenido de mercurio en atunes del Mar de Andamán (Oeste de Tailandia, Océano Indico) reporta una concentración promedio de mercurio total de $0.142 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (intervalo 0.026 a $0.234 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) en atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) ($n=16$) y un contenido de mercurio total de $0.114 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (intervalo 0.027 a $0.233 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) en atún patudo, *Thunnus obesus*, ($n=8$) (Menasveta y Siriyong, 1977). Dichos investigadores encontraron una correlación positiva entre el peso y la concentración de mercurio, cuyo factor de correlación (r) fue cercano a 1 en ambas especies.

Boush y Thieleke (1983), analizaron un total de 100 atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*) y 104 atunes patudo (*Thunnus obesus*) que fueron capturados en las costas de Hawaii y analizados en su contenido de mercurio. Las concentraciones promedio de mercurio registradas en el músculo de atún

aleta amarilla fueron $0.22 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (intervalo $0.09\text{--}0.39 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y en patudo fue de $0.58 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (intervalo $0.30\text{--}0.87 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). El atún aleta amarilla fue más pequeño, con un peso promedio de 45.8 Kg (intervalo 10–84.4 Kg), comparado con el atún patudo que peso 57.1 Kg (intervalo 21.3–101.6 kg). Una correlación positiva entre el peso del pez y la concentración de mercurio total fue reportada para ambas especies.

En un estudio para determinar las concentraciones de mercurio total y de metilmercurio en tejido muscular de atún albacora (*Thunnus alalunga*) y de atún aleta azul (*Thunnus thynnus*), capturados en el Mar Mediterráneo, y subsecuentes estudios sobre el consumo de estos peces, mostraron que el consumo semanal estimado fue mayor al de los niveles de mercurio total tolerables provisionarios establecidos para ambas especies (Storelli *et al.*, 2002). Las concentraciones totales de mercurio variaron de 0.84 a $1.45 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (promedio= $1.17 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) y de 0.16 a $2.59 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (promedio= $1.18 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) en el músculo de albacora y de aleta azul, respectivamente. En el 78.6% de albacora y el 61.1% de aleta azul analizados, las concentraciones totales de mercurio excedieron el valor máximo estipulado por la Comisión Europea ($1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). En estas especies, el mercurio estaba presente casi totalmente en la forma metilada, con porcentajes variando entre 77 y 100% (promedio 91.3%) en albacora, y entre 75 y 100% (promedio 91%) en aleta azul, aproximadamente el 91% de mercurio total medido estuvo presente como metilmercurio. También se encontraron una alta correlación entre el peso del pez y el contenido de mercurio ($r=0.77$ para atún albacora y $r=0.84$ para atún aleta azul).

Tabla 1. Concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) en tejido muscular de atunes alrededor del mundo

| Espece | Sitio | N | Hg | Referencia |
|-------------------------------|-----------------------------|-----|-------|--|
| <i>Thunnus albacares</i> | Tailandia, Océano Indico | 16 | 0.142 | Menasveta y Siriyong, 1977. |
| <i>Thunnus obesus</i> | Tailandia, Océano Indico | 8 | 0.114 | Menasveta y Siriyong, 1977. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Hawai, Océano Pacífico | 100 | 0.22 | Boush y Thieleke, 1983. |
| <i>Thunnus obesus</i> | Hawai, Océano Pacífico | 104 | 0.58 | Boush y Thieleke, 1983. |
| <i>Thunnus alalunga</i> | Mar Mediterráneo | 127 | 1.17 | Storelli <i>et al.</i> , 2002. |
| <i>Thunnus thynnus</i> | Mar Mediterráneo | 161 | 1.18 | Storelli <i>et al.</i> , 2002. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Hawai, Océano Pacífico | 105 | 0.21 | Krapiel <i>et al.</i> , 2003. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Florida, Océano Atlántico | 56 | 0.25 | Adams, 2004. |
| <i>Euthynnus alletteratus</i> | Florida, Océano Atlántico | 114 | 0.94 | Adams, 2004. |
| <i>Thunnus atlanticus</i> | Florida, Océano Atlántico | 37 | 1.07 | Adams, 2004. |
| <i>Thunnus alalunga</i> | EUA, Océano Pacífico | 91 | 0.14 | Morrissey <i>et al.</i> , 2004 |
| <i>Thunnus atlanticus</i> | Golfo de México | 48 | 0.64 | Cai, 2005. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Golfo de México | 103 | 0.18 | Cai, 2005. |
| <i>Thunnus thynnus</i> | Mar Mediterráneo | 73 | 0.20 | Storelli <i>et al.</i> , 2005. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Oeste del Océano Indico | 20 | 0.13 | Kojadinovic <i>et al.</i> , 2006. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Isla Reunión, Océano Indico | 19 | 0.21 | Kojadinovic <i>et al.</i> , 2006. |
| <i>Thunnus albacares</i> | Golfo de California, Méx. | 15 | 0.03 | García-Hernández <i>et al.</i> , 2007. |

Dabeka *et al.* (2004) publicaron los resultados de su estudio para evaluar la concentración total de mercurio de peces adquiridos en mercados canadienses. Los sitios de venta estuvieron localizados en Halifax, Vancouver y Toronto, pero el origen de los peces se desconoce. El contenido total en base húmeda de mercurio de las partes comestibles (n=13 muestras) de pescado variaron de 0.077 a 2.12 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. con un promedio de 0.93 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. y fueron muy similares a los niveles reportados por Storelli *et al.* (2002). Los autores no especifican las especies ni la parte del pez analizada, sólo se sabe que la porción comestible de pescado fue de 450 g en cada muestra comprada.

Concentraciones de mercurio total en peso húmedo son reportados para atunes provenientes de aguas del Atlántico, capturados desde el sur de Bahía de Daytona a los Cayos en Florida, EUA (Adams, 2004). Los atunes fueron recolectados entre 1999 y 2002 e incluyeron atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), atún aleta negra (*Thunnus atlanticus*), atún enano (*Euthynnus alletteratus*). El atún aleta amarilla (N=56) presentó una longitud furcal (LF) que varió de 602 a 1340 mm (media=847 mm LF). Las concentraciones de mercurio total en esta especie variaron de 0.068 a 0.65 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (promedio=0.25 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). La longitud del atún aleta negra (N=37) varió de 452-860 mm LF (media = 732 mm). El contenido de mercurio total varió de 0.16 a 2.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (promedio=1.07 $\mu\text{g g}^{-1}$ 0.25 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). El atún enano (n=114) registró una longitud furcal que varió de 320-803 mm (media = 594 mm). Los valores de mercurio total variaron de 0.11 a 3.4 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. con un promedio de 0.94 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. Las concentraciones de mercurio para las tres especies fueron positivamente relacionados con la longitud ($p < 0.0001$) y el peso total del pez

($p < 0.0001$). Los autores indican que los atunes aleta amarilla examinados contienen niveles de mercurio bajos, con respecto a los niveles de acción actuales y otras especies de atunes provenientes de aguas de Florida en el Atlántico. Mientras que las concentraciones de mercurio en la mayoría de los atún aleta negra y atún enano fueron mayores a $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., lo que sustenta la aplicación de las actuales normas sobre contenido de mercurio en peces explotables, emitidas por el Departamento de Salud de Florida, para limitar el consumo de estas especies.

En otro estudio se midió el contenido de mercurio total en 91 muestras de tejido muscular de atún albacora (*Thunnus alalunga*) capturado durante la época comercial pesquera del 2003 en la costa Pacífica de Estados Unidos de América (Morrissey *et al.*, 2004). Los peces fueron capturados entre 32.77° N (sur de California) y 48.30° N (Punta norte de Washington) durante julio y noviembre. Los pesos de los peces variaron de 3.14 a 11.62 kg y de 50.8 a 86.4 cm de longitud. El contenido de mercurio total en peso húmedo en el músculo de albacora varió de 0.027 a $0.26 \mu\text{g g}^{-1}$. El contenido promedio de mercurio total fue de $0.14 \pm 0.05 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., el cual es inferior al nivel de acción adoptado por la Administración de Medicamentos y Alimentos de Estados Unidos de América y estándares Canadienses ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ de metilmercurio y $1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ de mercurio total, respectivamente). Las concentraciones de mercurio total mostraron una correlación positiva con la longitud y el peso de albacora ($r=0.40$ y 0.38 , respectivamente), pero no hubo una correlación con los datos de captura. Los resultados indican que los atunes albacora capturados en el Pacífico contienen concentraciones de mercurio total en las

partes comestibles que están dentro de los estándares de seguridad internacional de contenido de mercurio en peces.

Un estudio interesante del probable efecto de la actividad antropogénica en el incremento de las concentraciones de mercurio en los peces marinos fue realizado en atún aleta amarilla proveniente de las costas de Hawaii (Krapiel *et al.*, 2003). Los investigadores compararon las concentraciones de mercurio de 105 atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*) capturados en 1998 y 100 muestras obtenidas en 1971 (Boush y Thieleke, 1983). En ambos estudios, las muestras fueron tomadas de la parte superior del pedúnculo caudal. Krapiel *et al.* (2003) proponen que la zona oceánica en la cual el mercurio es metilado puede ser la zona en la cual las concentraciones de mercurio se elevan en respuesta a un aumento de las emisiones. Con muestreos de emisiones antropogénicas global y ambiental, fue posible estimar que el contenido de metilmercurio, en aguas superficiales donde habita el atún aleta amarilla, el cual tuvo un aumento entre 9% y 26%, considerando que el mercurio es metilado en la capa de mezcla o la termoclina. Sin embargo, los valores de mercurio en aleta amarilla indican que no existió un aumento dentro de los 27 años; las concentraciones de promedio total de mercurio en 1998 fueron de $0.21 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., mientras que el de 1977 fue de $0.22 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. (Boush y Thieleke, 1983). Una posible explicación que dan los autores es que la metilación del mercurio en el océano se realiza en aguas profundas o en los sedimentos.

Un estudio realizado sobre contenido de mercurio en pelágicos mayores capturados en el noroeste del Golfo de México, demuestra que estos depredadores son capaces de bioacumular altas concentraciones de mercurio (Cai, 2005). Las mayores concentraciones de mercurio (1.08 a 10.52 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) se presentaron en el marlin azul (*Makaira nigricans*), los tiburones (del género *Carcharhinus*) y el atún enano (*Euthynnus alletteratus*). Concentraciones moderadamente bajas ($<1.0 \mu\text{g g}^{-1}$) estuvieron presentes en atún aleta negra (*Thunnus atlanticus*), cobia (*Rachycentron canadum*), dorado (*Coryphaena hippurus*), el gran pez limón (*Seriola dumerili*), la macarela rey (*Scomberomorus cavalla*), wahoo (*Acanthocybium solandri*) y el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*). En la gran mayoría de las especies analizadas, los valores de mercurio no variaron significativamente entre sitios (Texas y Louisiana) y años (2002 y 2003). Además, la relación entre la longitud / peso y el contenido de Hg en seis de los taxa (atún aleta negra, tiburones carcarínidos, dorado, macarela rey, wahoo, atún aleta amarilla) fue positiva.

Storelli *et al.* (2005) realizaron un estudio de acumulación de metales pesados, entre los cuales se analizó el mercurio, en músculo e hígado de pez espada (*Xiphias gladius*) y atún aleta azul (*Thunnus thynnus*) del Mar Mediterráneo. Los especímenes analizados de pez espada (n=58) registraron un peso promedio de 1915 ± 564 g (1373-3687) y una longitud promedio de 66.0 ± 4.4 cm (55-73.5). Mientras que los ejemplares de atún aleta azul (n=73) pesaron en promedio 3613 ± 471 g (2850-4360) y su longitud promedio fue de 58.5 ± 2.7 cm (54-62.5). Las concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) de mercurio en tejido muscular e hígado fueron cerca de dos veces mayores en atún aleta

azul (tejido muscular: Hg=0.20; Hígado: Hg=0.39) que en el pez espada (músculo: Hg=0.07; hígado: Hg=0.19). Sus resultados indican que las diferencias en los niveles de los metales analizados, mayores en atún aleta azul que en el pez espada, se deben a diferencias en sus hábitos alimenticios. Por ejemplo, aquellos animales que incluyen un gran porcentaje de peces en su dieta, como lo es el atún aleta azul, que es prácticamente una especie piscívora (Sinopoli *et al.*, 2004), su tendencia es a acumular altas cantidades de mercurio, en comparación al pez espada, que es prácticamente un consumidor de cefalópodos (Bello, 1991).

Recientemente, Kojadinovic *et al.* (2006) determinaron las concentraciones de Hg en peces comerciales del oeste del Océano Indico y su riesgo en la salud humana por su consumo local. Los valores de Hg encontrados en esta parte del Océano Indico fueron comparables al Hg en tejido muscular de similares especies estudiadas en otras áreas. Los mayores valores de Hg se presentaron en el pez espada (*Xiphias gladius*) capturado en aguas que bordean la Isla Reunión ($3.97 \pm 2.67 \mu\text{g g}^{-1}$ p. s.). Siguiéndole al pez espada, en orden decreciente de contenido de mercurio, el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), el barrilete (*Katsuwonus pelamis*), el dorado (*Coryphaena hippurus*) y el Wahoo (*Acanthocybium solandri*). El tamaño del pez fue un factor determinante en la concentración de mercurio, así como lo fue la especie. Diferencias en las concentraciones de Hg y talla estuvieron presentes en el pez espada y en el pez dorado en dos sitios de captura (Canal de Mozambique e Isla Reunión). En contraste el sexo no intervino en los niveles de Hg, sugiriendo que machos y hembras tienen hábitos alimenticios similares. Los autores

concluyen que se puede limitar el consumo de una comida a la semana de pez espada procedente del oeste del Océano Índico, o una comida de pescado al día si prefieren consumir atún o dorado.

En cuanto a valores de mercurio en atunes que se distribuyen en aguas mexicanas, estos se enfocan principalmente en aquellas especies que son mayormente consumidos por la población mexicana. Velasco-González *et al.* (2001) determinaron el contenido de mercurio en atún y sardinas enlatadas de seis marcas comerciales producidas en México. Los contenidos mínimo y máximo de mercurio fueron 0.18 a 4.52 y 0.14 a 4.74 $\mu\text{g g}^{-1}$, con valores promedio de 1.23 y 0.74 $\mu\text{g g}^{-1}$, para atún y sardina, respectivamente. El 36% de las muestras de atún analizadas rebasaron la concentración máxima de 1.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ de mercurio en pescado, establecido por la Administración de Alimentos y Medicamento (FDA por siglas en inglés) de los Estados Unidos de América. Con estos resultados los autores sugieren establecer un muestreo en mayor escala, que permita detectar la magnitud del problema, así como también cuantificar los contenidos orgánico e inorgánico de mercurio en productos pesqueros en México.

Aunque no precisamente se trata de atunes, existen trabajos sobre contenido de mercurio en otras especies de peces que son ampliamente explotados en regiones costeras de México. Ruelas-Izunza y Páez-Osuna (2005) reportan concentraciones de Hg en tejido muscular, hígado, branquias y vísceras de 7 especies de peces (*Galeichthys peruvianus*, *Lutjanus colorado*, *Cynoscion xanthulus*, *Ophisthonema libertate*, *Cathorops fuerthii*, *Mugil*

cephalus, *Seriola lalandi*) y dos especies de tiburones (*Carcharhinus leucas* y *Sphyrna lewini*) procedentes de dos lagunas costeras (Altata-Ensenada del Pabellón y Puerto de Guaymas) del Golfo de California, México. En general las mayores concentraciones de Hg se registraron en especies que provenían de Altata-Ensenada del Pabellón (AEP) en comparación a los de la biota del Puerto de Guaymas (PGU). Los autores manifiestan que esto puede ser debido a que AEP es un área de mayor impacto por Hg en comparación a PGU. Sin embargo, las concentraciones de Hg en los peces pueden deberse tanto a factores bióticos como las preferencias alimenticias. En AEP, el tiburón *S. lewini* y el pez gato *G. peruvianus* acumularon mayores concentraciones de Hg que el resto de las demás especies; y ambas especies se alimentan predominantemente de peces. En PGU, el pez gato *C. fuerthii* y la especie *S. lalandi*, ambos carnívoros, tuvieron las mayores concentraciones de Hg. Por lo que, podría esperarse que estas especies con una gran longevidad y hábitos carnívoros acumulen mayores concentraciones de Hg.

Un estudio realizado en el Golfo de California por García-Hernández *et al.* (2007) sobre contenido de mercurio en partes comestibles (tejido muscular) de depredadores tope, sugiere que las concentraciones de Hg en peso húmedo (p. h.) registradas en estas especies es debido al aporte importante de este elemento proveniente de antiguas zonas mineras del estuario de Teacapán en Sinaloa. Treinta de las muestras analizadas (14%) presentaron concentraciones de Hg por encima del límite precautorio nacional de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de Hg total (NOM-027-SSA1-1993) de las cuales 25 muestras corresponden a tiburones del género *Sphyrna* spp., *Alopias* spp., *Carcharhinus* spp.,

Rhizoprionodon longurio y *Nasolamia velox* y tres fueron de pelágicos mayores del género *Istiophorus platypterus* y *Makaira* spp. De entre todas las especies analizadas, el atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) registró la concentración más baja de Hg ($0.03 \pm 0.06 \mu\text{g g}^{-1}$). Se encontró una correlación positiva entre el logaritmo natural de Hg total [$\ln(\text{Hg})$] y la longitud total (LT cm) en las especies de tiburones, rayas y serránidos. Las mayores concentraciones de Hg que se registraron fueron en especies de tiburones que son altamente comerciales por lo que los autores recomiendan que las normas preventivas de consumo de alimentos marinos sean emitidas con base a estas especies hasta que se tengan nuevos valores.

Un estudio realizado recientemente sobre contenido de Hg en peces de importancia alimenticia capturados en costas de Sinaloa, México (sureste del Golfo de California) (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2008) demuestra que las concentraciones de Hg registradas en diferentes tejidos (músculo, hígado y branquias) pueden variar dependiendo de los hábitos alimenticios que presentan las especies y que los niveles de Hg en especies de distintos sitios (Lagunas de Topolobampo, Santa María-La Reforma, Altata-Ensenada, Urías Teacapán y zona de pesca), pueden variar según las características geológicas, grado de agricultura y desarrollo urbano que prevalecen en cada sitio. En peces de Topolobampo (53.3% de las especies), Altata-Ensenada del Pabellón (100%) y Urías (50%), las concentraciones promedio de Hg mostraron una secuencia de hígado > músculo > branquias. En Santa María La Reforma (50%) y Teacapán (100%) la secuencia fue músculo > hígado > branquias. En la zona de pesca no hubo un patrón predominante. Las concentraciones más

altas de Hg ($3.32 \mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) en tejido muscular se presentaron en la especie *Caranx caninus* (un carnívoro) de la bahía de Topolobampo. En general, los valores más altos de Hg en tejido muscular se presentaron en peces carnívoros que en peces no carnívoros. Los autores concluyen que se debe poner atención en aquellas especies cuyos contenidos de Hg promedio está muy cerca del límite mexicano aceptable ($4 \mu\text{g g}^{-1}$, peso seco), dado que estas especies son ampliamente consumidas por la gente que habita las costas mexicanas.

3. JUSTIFICACIÓN

El estudiar la bioacumulación y biomagnificación de mercurio en atún aleta amarilla capturado en aguas mexicanas es de suma importancia para entender el patrón de acumulación de este contaminante en este tipo de peces que son consumidos en gran medida por la población mexicana. Asimismo, el conocer las concentraciones de mercurio en las presas del atún y sus diferencias de abundancia en la red trófica pueden ser de gran utilidad para explicar patrones de variación espacial de concentraciones de mercurio en el ambiente marino (Monteiro *et al.*, 1996; Laurier *et al.*, 2004) y utilizar al atún como un posible bioindicador de contaminación de mercurio en el ecosistema marino.

El presente estudio además de evaluar la concentración de mercurio total en tejido muscular de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) de la costa occidental de Baja California Sur, México, determinara el contenido de mercurio en atunes procedentes de la zona ecuatorial del Océano Pacífico Oriental en vísperas de encontrar alguna diferencia en la bioacumulación de Hg entre atunes de un ambiente costero y uno oceánico (costa oeste de Baja California Sur y zona ecuatorial, respectivamente). Además, los valores de mercurio obtenidos en el músculo de atún aleta amarilla serán de gran utilidad para regular el consumo de estos tñidos basado en la norma oficial mexicana para consumo de peces (NOM-027-SSA1-1993).

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Evaluar la bioacumulación de mercurio en atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, procedente de dos zonas de captura del Océano Pacífico Oriental y la biomagnificación de este elemento en presas de atunes capturados en la costa occidental de Baja California Sur, México.

4.2. Objetivos particulares

Medir las concentraciones de mercurio total en tejido muscular de atún aleta amarilla capturado en costa occidental de Baja California Sur, México y la zona ecuatorial del Océano Pacífico Oriental.

Determinar la relación entre la talla del atún (longitud furcal) y concentración de mercurio en tejido muscular de atún aleta amarilla.

Evaluar la variación espacial de nivel de mercurio en el músculo de atunes procedentes de la costa occidental de Baja California Sur, México y la zona ecuatorial del Océano Pacífico Oriental.

Evaluar la biomagnificación de mercurio a través de las principales presas consumidas por el atún aleta amarilla presente en aguas de la costa occidental de Baja California Sur, México.

Establecer si las concentraciones de mercurio en el músculo del atún están dentro de los estándares permisibles en peces para consumo humano por las leyes mexicanas e internacionales.

5. ÁREA DE ESTUDIO Y ESPECIE

Los atunes aleta amarilla, *Thunnus albacares*, objeto de estudio, corresponden a atunes “costeros” y “oceánicos” provenientes del Océano Pacífico Oriental. Los atunes oceánicos fueron capturados por barcos atuneros en un área muy cercana al Ecuador delimitada por las coordenadas de 10°38'N y 7°18'N, y 130°27'W y 102°34'W (zona ecuatorial) y que corresponde a aguas tropicales del Océano Pacífico Oriental. Los atunes costeros fueron recolectados en aguas aledañas a la costa occidental de Baja California Sur, México, (Zona de Baja California Sur) y que corresponde a la zona templada del Océano Pacífico Oriental (27°53'N y 22°59'N, y 112°22'W y 111°03'W) (Fig. 1). A continuación se enuncian algunas características oceanográficas de las zonas de recolección.

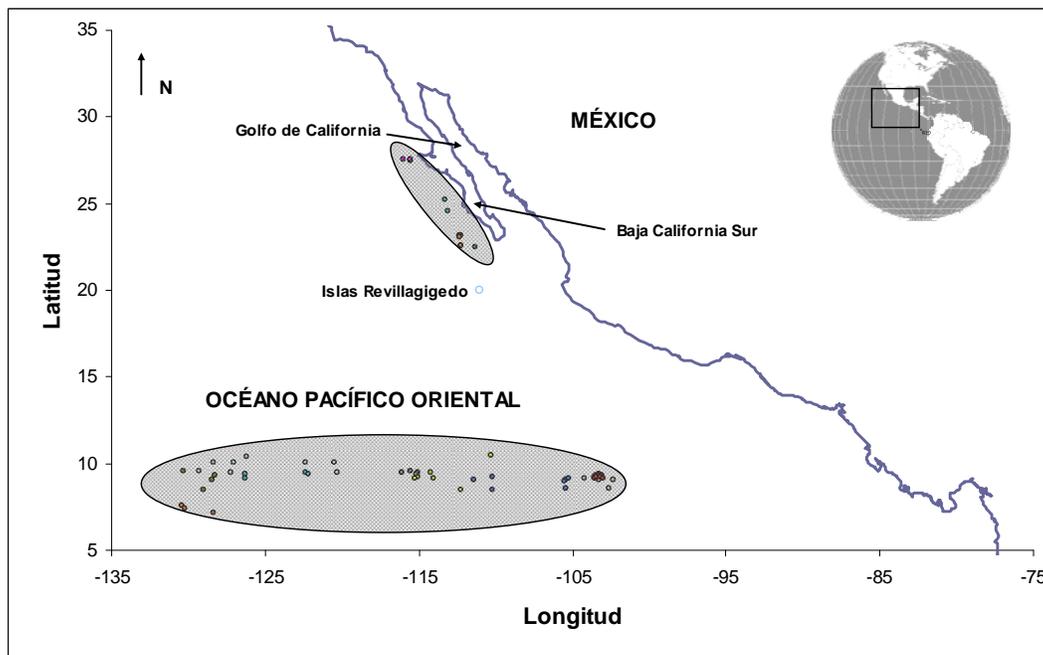


Figura 1. Mapa del área de estudio con las zonas de muestreo representadas por los óvalos sombreados.

5.1. Zona ecuatorial

La zona ecuatorial (ZEC) forma parte del Océano Pacífico Oriental Tropical en el cual prevalece a gran escala un patrón principal de circulación oceánica (Figura 2). Tanto la Corriente de California, que se encuentra desde el Pacífico Norte (Alaska) hacia el sur cercana a la costa, como la Corriente de Perú, que se dirige al norte desde el Pacífico Sur (Antártico) siguiendo la costa, giran hacia el oeste formando la Corriente Norecuatorial y Surecuatorial respectivamente, ambas dirigiéndose al Pacífico Central hasta llegar a aguas del Pacífico Occidental. Entre ellas y en sentido contrario (oeste a este) se mueve la Contracorriente Ecuatorial. Sin embargo, las corrientes y la circulación de la zona son marcadamente estacionales y están muy relacionadas con los cambios en el sistema de vientos alisios del norte y del sur (Wyrcki, 1964).

Las aguas superficiales en esta zona (Figura 3) han sido clasificadas por Wyrcki, (1967) de acuerdo a su ubicación, salinidad y temperatura en:

- "*Aguas Superficiales Tropicales*". Definidas como aguas de salinidades menores a los 34‰ y temperaturas mayores a los 25°C.
- "*Aguas Superficiales Ecuatoriales*". Aquellas que se ubican a lo largo del Ecuador y presentan salinidades más elevadas que las tropicales, de entre 34 y 35‰, con "surgencias" y estacionalmente enfriadas por la Corriente de Perú.

- “*Aguas Superficiales Subtropicales y de Transición*”. Las que se ubican al norte y sur de las Ecuatoriales y Tropicales. Las del sur tienen como frontera norte la isohalina de las 35 ‰.

Otra característica importante del Pacífico Oriental Tropical es que la capa de mínimo oxígeno contiene menos de 1 ml O₂/L, es de un grosor mayor a los 1200 m frente a México y de 800 m frente a Perú. A nivel del Ecuador, se ubica a mayor profundidad, aunque su grosor es de apenas 300 m, debido a la presencia de la Corriente Submarina de Cromwell. En el Ecuador esta capa se divide en dos partes que corren al oeste. Una de ellas se ubica entre los 10 y 12° N y está dentro de los primeros 100 m de profundidad y se extiende hasta los 172° W. La otra se ubica entre los 2° y 15° S, y sólo se localiza en los primeros 100 m de profundidad al este de los 100° W (Wyrcki, 1967).

A nivel del Ecuador la temperatura del agua superficial es de entre 25 y 28°C de acuerdo a la temporada del año. Ésta disminuye conforme se aleja del Ecuador al norte y al sur, también en relación a la temporada del año y al sistema de vientos alisios. En general el Océano Pacífico Oriental está caracterizado por presentar una termoclina bien desarrollada, relativamente poco profunda que se encuentra generalmente a menos de 100 m de profundidad y que separa el agua superficial cálida del agua subsuperficial más fría (Wyrcki, 1964). Básicamente la profundidad de la termoclina está relacionada con las corrientes oceánicas en la capa superficial y está caracterizada por una menor profundidad (<100 m) y una mayor (>100 m) con una orientación este-oeste (Wyrcki, 1964).

La distribución de nutrientes, identificada en mapas (Thomas, 1977), muestra que el agua superficial en la mayor parte del Océano Pacífico Oriental es pobre en nutrientes, excepto en la Corriente de Perú, las zonas de surgencias ecuatoriales, la zona de convergencia intertropical localizada entre la Contra Corriente Ecuatorial del Norte y la Corriente Ecuatorial del Norte, la estacional zona de surgencia del Golfo de Tehuantepec, el Domo de costa Rica, la Ensenada de Panamá y el Golfo de Guayaquil, cuyas aguas se caracterizan por presentar una baja temperatura, bajo contenido de oxígeno disuelto y un alto contenido de nutrientes. Si embargo, aunque la mayor parte del agua superficial del Océano Pacífico Oriental es pobre en nutrientes, su producción primaria es alta cuando se compara con el resto de la zona oceánica (Alatorre, 2007).

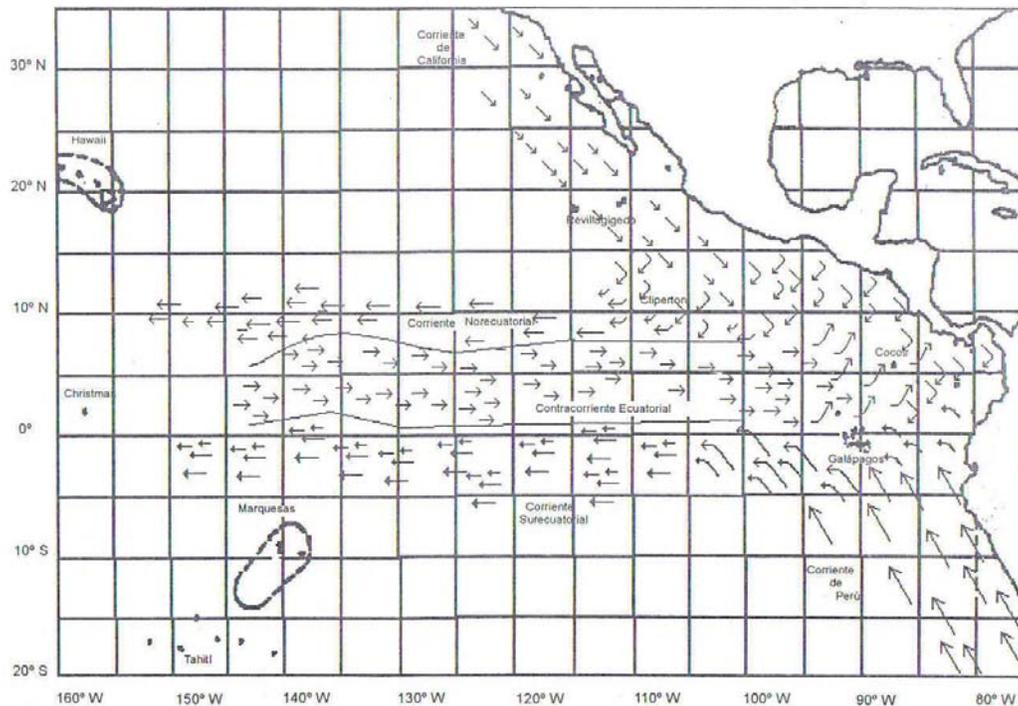


Figura 2. Principales corrientes marinas en el Océano Pacífico Oriental durante el invierno en el hemisferio norte, según Pacheco-Sandoval (1991).

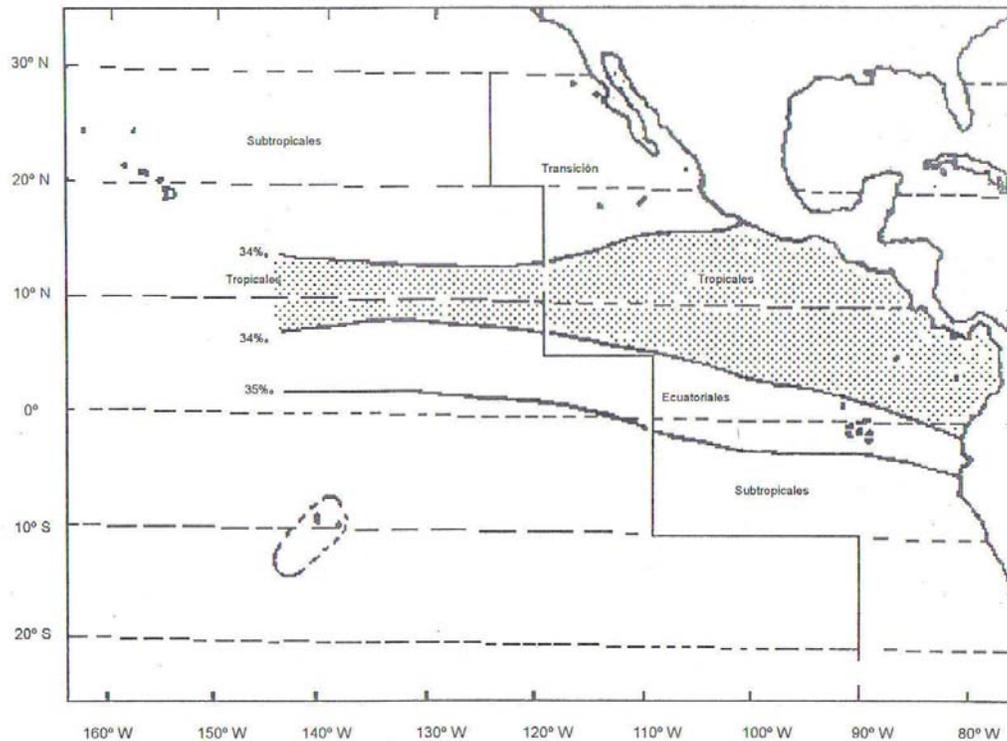


Figura 3. Caracterización de las aguas superficiales del Océano Pacífico Oriental en relación a la salinidad, según Wyrski (1967).

5.2. Costa occidental de Baja California Sur

En la zona de la costa occidental de Baja California Sur (BCS) existen tres corrientes, la Corriente de California que sigue una dirección sur paralelo a la costa; la Contracorriente de Davidson en dirección norte y la Corriente Norecuatorial. En dirección paralela a la costa la Corriente de California se mezcla con aguas del Océano Pacífico Ecuatorial la cual se integra y forma parte de la Corriente profunda de California a 200 m de profundidad (Wyrski, 1965). Cuando llega la primera se reduce la Contracorriente de Davidson y la Corriente de California fluye cerca a la costa originando surgencias a lo largo

de ésta (López y Schimert, 1995) que se manifiestan en movimientos de masas de aguas profundas a la superficie, las cuales suelen ser aguas frías y ricas en nutrientes. Las surgencias prácticamente están presentes en toda la costa occidental de Baja California Sur a lo largo de todo el año, con una intensificación de febrero a junio debido a que predominan los vientos del noroeste (Norton *et al.*, 1985), se presenta con mayor frecuencia al sur de Punta Concepción y al sur de Bahía Magdalena; estas surgencias se extienden 50 km fuera de la costa (Simpson, 1987), su ascenso vertical de masas de agua a la zona eufótica permite el aporte de nutrientes, favoreciendo a los primeros eslabones de las redes tróficas, a sus consumidores zooplanctónicos y a los depredadores superiores de la comunidad marina.

5.3. Atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*)

El atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, es un pez epipelágico, que se encuentra tanto por encima como por debajo de la termoclina, de cuerpo fusiforme con la segunda aleta dorsal y la aleta anal amarillo brillante, las cuales están alargadas en especímenes adultos (Figura 4). El cuerpo es azul metálico oscuro, cambiando a plata en el vientre, tiene cerca de 20 líneas verticales discontinúas. Se encuentra mundialmente distribuido en mares tropicales y subtropicales de los océanos Índico, Pacífico y Atlántico, pero ausente en el mar Mediterráneo (Fisher *et al.*, 1995) (Figura 5). Es abundante en todo el Pacífico desde punta Concepción, EUA, hasta el norte de Chile, y cerca de las islas oceánicas, en donde están incluidos las Rocas Alijos,

Archipiélago Revillagigedo, Isla Cilpperton, Islas Galápagos e Islas Cocos (Alverson, 1963; Cole, 1980). Los atunes jóvenes forman cardúmenes grandes cerca de la superficie; mientras que los adultos prefieren aguas más profundas, aunque también se les encuentra cerca de la superficie (Blackburn, 1965).



Figura 4. Atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, del Océano Pacífico Oriental.



Figura 5. Áreas de pesca, desove y distribución a nivel mundial de *Thunnus albacares*

El atún aleta amarilla llega a medir alrededor de 155 cm de longitud furcal (LF), pero puede llegar a crecer hasta 240 cm LF y pesar más de 175 kg (NOAA, 2005). Esta especie es de hábitos pelágicos muy activos llegando a nadar grandes distancias en corto tiempo, presentando un gasto energético muy grande (Schaefer *et al.*, 1961; Kitchell *et al.*, 1978; Crowder y Magnuson, 1981; Olson y Boggs, 1986), por lo cual diversos autores concluyen que la disponibilidad de alimento es un factor determinante en la abundancia y distribución de esta especie (Blackburn, 1969; Sund *et al.*, 1981; Petit, 1991; Stretta, 1991). De igual forma este túnido prefiere aguas cálidas, lo cual refleja su amplia distribución en los océanos (Figura 5). Se considera que el atún aleta amarilla es una especie oportunista—generalista debido a que consume un gran número de especies presa que habitan diferentes ambientes marinos (epipelágicos, mesopelágicos, neríticos y bentónicos). En aguas mexicanas el espectro trófico de este túnido está compuesto por cefalópodos, crustáceos y peces, en donde las principales presas consumidas son *Dosidicus gigas*, *Pleurocodes planipes*, *Auxis* spp., *Argonauta* spp. y peces de la familia Photichthyidae (Galván-Magaña, 1988; Galván-Magaña, 1999; Alatorre, 2007) (Fig. 6).

En cuanto a la explotación el atún aleta amarilla es una de las principales especies blanco de la pesquería internacional de altura en el Océano Pacífico Oriental (OPO), donde la captura en el 2000 fue casi un tercio de la captura mundial de atún aleta amarilla (Bayliff, 2002). La captura anual de atún aleta amarilla de 1985 a 2004, con todos los artes de pesca, en el OPO fue en promedio de aproximadamente 297,000 mt (intervalo 226,000-440,000 mt)

(Anónimo, 2005). Una reciente evaluación del stock de aleta amarilla en el OPO (Hoyle y Maunder, 2006) indica que la biomasa disminuyó durante 2002-2004 y que el stock al parecer está por debajo del promedio de rendimiento máximo sostenible. En México, la pesquería del atún es la segunda pesquería en volumen, después de la sardina y la segunda en valor, después del camarón (Fishstat, 2001).

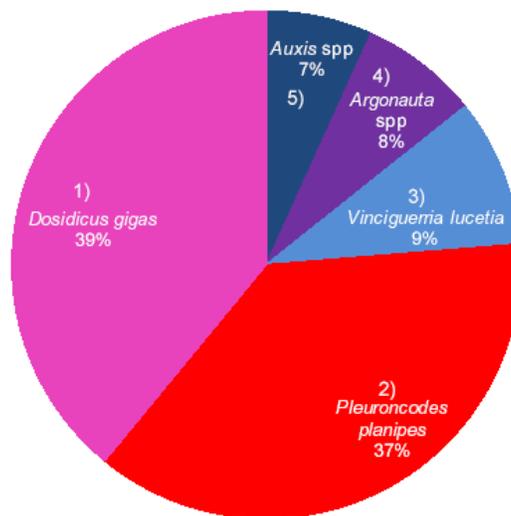


Figura 6. Espectro trófico general del atún aleta amarilla del Océano Pacífico Oriental expresado en valores porcentuales de importancia relativa (Tomado de Alatorre, 2007).

Las áreas de captura de atún aleta amarilla, comprendidas en la zona económica exclusiva de México, en el Pacífico son: Bancos de la costa occidental de la Península de Baja California (localizados frente a 300 millas) a la costa oeste de Baja California, entre isla de Cedros y cabo San Lucas), islas Revillagigedo (comprende el sur de cabo San Lucas y el área que circunda a estas islas), Golfo de California (entrada del Golfo, en el área comprendida entre cabo Corrientes al sudeste, cabo San Lucas al noroeste y Mazatlán al

este) y costa del sur México (desde Manzanillo hasta el Golfo de Tehuantepec) (Ruíz, 1985). En términos generales las temporadas de captura del atún aleta amarilla son: en la zona occidental de Baja California desde julio hasta fines de septiembre; en las islas Revillagigedo de marzo a mayo; en el área del Golfo de California de enero a marzo; mientras que en la costa sur de México, concentrándose en el área del sudoeste de Acapulco y frente al Golfo de Tehuantepec, las capturas se realizan de noviembre a mayo (Ruiz, 1985).

El principal proceso industrial a que se somete el atún es el enlatado y en menor medida el congelado y enhielado, destinándose los desperdicios a la producción de harina de pescado. De la industrialización de los túnidos se obtienen los siguientes productos: atún enlatado (en aceite, en tomate y en salmuera); atún fresco; harina de pescado y subproductos para alimentar animales domésticos (Ruíz, 1985). El consumo interno de atún se realiza preponderadamente bajo la forma de enlatados en aceite; la lata de 198 gramos de peso neto, tiene mayor demanda, aunque existen presentaciones de latas de 80 y 400 gramos. Se considera que más del 50% del mercado interno se localiza en el área metropolitana de la capital del país, debido a la capacidad de compra. En las regiones cercanas a los lugares de desembarque se consumen atunes frescos. Mientras que su exportación se realiza principalmente en estado fresco congelado, factor que produce pocas divisas (Ruiz, 1985).

6. METODOLOGÍA

6.1. Trabajo de campo

6.1.1. Recolección de atún aleta amarilla

La recolección de las muestras la realizaron los técnicos observadores de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) de la flota atunera de barcos cerqueros de México, en dos áreas del Océano Pacífico Oriental donde se realizan las mayores capturas (Fig. 1). Las muestras fueron recolectadas durante los meses de octubre a diciembre del 2006.

A bordo de los barcos se midió la longitud furcal en milímetros (mm), se determinó el sexo, se recolectó tejido muscular de la parte anterior dorsal del atún, se recolectó el estómago y se registró la posición del lance. Una vez obtenidas las muestras se almacenaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas y se mantuvieron congeladas hasta su traslado al Laboratorio de Ecología de Peces del CICIMAR en La Paz, Baja California Sur.

6.1.2. Recolecta de las presas de atún aleta amarilla

En el Laboratorio de Ecología de Peces se recolectaron las presas a través de los contenidos estomacales de los atunes procedentes de la costa occidental de Baja California Sur, México. Se consideraron las presas que se encontraron en un estado de digestión I (ejemplares frescos) (Galván-Magaña, 1999), las cuales fueron identificadas utilizando claves taxonómicas generales para organismos completos de peces, cefalópodos y otros invertebrados

(Iverson y Pinkas, 1971; Miller y Lea, 1972; Wolff, 1982; Wolff, 1984; Brusca, 1980; Allen y Robertson, 1994; Fischer *et al.*, 1995;), y se mantuvieron en congelación hasta su análisis.

6.2. Trabajo de laboratorio

La determinación de mercurio total se realizó en el Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Veterinaria y Zootecnia de la UNAM, en la ciudad de México; previo a ello las muestras fueron transportadas en una hielera con hielo a una temperatura de aproximadamente 4°C y almacenadas en los congeladores (-4°C) del laboratorio hasta su análisis.

Debido al pequeño tamaño de la langostilla, ésta fue separada en ocho grupos donde el peso de cada uno fue de aproximadamente 2 g. Para el caso de los cefalópodos y los peces estos fueron separados por ejemplar.

Se pesó una submuestra de aproximadamente 5 g de tejido muscular de atún y se sometieron a un proceso de deshidratación en una estufa a 60° C durante 36 h con el propósito de obtener el peso seco. Posteriormente se maceraron con la ayuda de un mortero y se almacenaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas. Este mismo procedimiento se realizó con cada una de las presas previamente identificadas.

6.2.1. Extracción (digestión) de las muestras

Las muestras secas fueron sometidas a un proceso de digestión en un medio ácido utilizando un digestor electromagnético de sistema cerrado (CEM-MDS, 2000), el cual permite que elementos que son volátiles como el mercurio no se pierdan. En cada vaso del digestor se colocaron 0.5 g de muestra pulverizada, se agregaron 2 mL de agua destilada, 3 mL de ácido nítrico (HNO₃ al 70%) y 1 mL de peróxido de hidrógeno (H₂O₂ al 30%), lo que permite eliminar la materia orgánica y generar el estado iónico del mercurio. Las muestras se mantuvieron en reposo durante media hora, para permitir que las muestras reaccionaran, y evitar que la liberación de gases por parte de los carbonatos presentes, pudieran causar algún daño al digestor de microondas. El proceso de digestión utilizó un protocolo de 5 etapas de aproximadamente 15 minutos cada una, bajo 10, 20, 40, 80 y 120 *psi* (libras por pulgada cuadrada) de presión y una fuente de 80 %. Una vez concluido el proceso y enfriadas las muestras durante una hora, se aforaron hasta 15 mL con agua desionizada y se almacenaron en frascos de plástico previamente etiquetados y se mantuvieron en refrigeración, para posteriormente ser leídas en un espectrofotómetro de absorción atómica.

6.2.2. Lectura de las muestras por espectrofotometría de absorción atómica.

Los reactivos que se emplearon fueron los siguientes: solución acuosa de borohidruro de sodio al 3% diluido en 1% de hidróxido de sodio, solución

acuosa de ácido clorhídrico al 1.5% y solución acuosa de permanganato de potasio al 5%.

La determinación de Hg total en las muestras se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica acoplado a un generador de hidruros (Perkin Elmer AAnalyst 100) utilizando la técnica de vapor frío. Se utilizaron las condiciones de operación del espectrofotómetro de acuerdo al manual de operación del fabricante del equipo como son: lámpara específica de cátodo hueco, longitud de onda, abertura espectral, tiempo de lectura y repeticiones. Previo a la lectura de las muestras se determinó la curva patrón en cada sesión de trabajo utilizando concentraciones de referencia de 25, 50, 100 ng de mercurio preparados a partir de una solución madre de 1000 ng. La lectura consistió en identificar la absorbancia de cada concentración. El procedimiento se realizó al accionar el sistema neumático (gas-nitrógeno) que inyecta la solución de boro hidruro de sodio (NaBH_4) en el frasco de reacción donde está la muestra en solución ácida (ácido clorhídrico) y tres gotas de permanganato de potasio. Al entrar en contacto el NaBH_4 con la muestra se forma el mercurio elemental (Hg^0) que es acarreado hasta la celda de cuarzo donde es detectada la absorbancia.

Toda la cristalería y los plásticos que se utilizaron en análisis de las muestras fueron sumergido en una solución de ácido clorhídrico al 20% y enjuagados con agua doblemente destilada (Sistema de purificación de agua Milli-Q) antes y después de cada uso.

Las ecuaciones de regresión obtenidas de la curva patrón fueron utilizadas para transformar la absorbancia de cada muestra a concentración de mercurio. Esta concentración es equivalente al volumen de la alícuota, dicha alícuota se refiere al volumen de suspensión de la muestra para llegar al factor de dilución. El cálculo final se obtiene al multiplicar la cantidad de mercurio obtenido en la alícuota con el factor de dilución con respecto al volumen total de la muestra, que al dividirlo por los gramos de la muestra proporciona la cantidad de nanogramos de mercurio en cada gramo de muestra (Perkin Elmer, 1994). Las concentraciones de mercurio (ng Hg g^{-1} peso seco) fueron expresadas en microgramos del analito por gramo de peso seco ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.).

Para validar la calidad de los procedimientos analíticos utilizados para la determinación de mercurio total por espectrofotometría de absorción atómica se tomaron en cuenta los parámetros de linealidad, exactitud y precisión. Los valores de linealidad fueron aceptables (media: $R^2=0.99$; intervalo: $R^2=0.98-0.99$) con concentraciones de 25, 50, 100 ng de Hg. Valores de recuperación de mercurio en muestras de material de referencia (homogenizado de músculo de pescado IAEA-407), con valores certificados de 22 ng g^{-1} (intervalo $22-23 \text{ ng g}^{-1}$), fueron de 20 ng Hg g^{-1} (promedio= 90.64 ± 23 % de recuperación). Y el coeficiente de variación de la precisión en 5 lecturas de cada concentración estándar fue para 25 ng de 4.22, para 50 ng de 4.02 y para 100 ng de 2.64 y el promedio del coeficiente de variación de los tres estándares fue de 3.63.

Para comparaciones con otros estudios y normas y/o estándares que regulan el contenido de Hg en los productos marinos los valores de mercurio en

peso seco ($\mu\text{g Hg g}^{-1}$ p.s.) fueron transformados a peso húmedo ($\mu\text{g Hg g}^{-1}$ p.h.). Para ello se calculó el porcentaje de humedad de los ejemplares. Dichos porcentajes fueron obtenidos por una substracción de peso húmedo y peso seco registrado en cada una de las muestras que fueron deshidratadas.

Por otro lado, las normas sanitarias de contenido Hg en las partes comestibles de pescado no consideran la cantidad de consumo de pescado por parte de los consumidores. En este estudio, el riesgo potencial en la salud por consumo de atún fue estimado calculando la tasa de entrada semanal tolerable de Hg (TEST, $\mu\text{g g}^{-1}$ semanal⁻¹) utilizando la siguiente formula:

$$\text{TEST} = [CPP] [CM] [PC]$$

donde *CPP* es la cantidad de atún que en promedio consume un adulto de acuerdo a la Comisión Nacional de Pesca (CONAPESCA, 2006) (e. g. el consumo promedio nacional de atún es de 1.30 kg por persona al año), *CM* es la concentración del metal (Hg) presente en el músculo del atún en peso húmedo ($\mu\text{g g}^{-1}$, p. h.), y *PC* es el peso corporal promedio de la población en general o en las subpoblaciones según sea el caso (e. g. 70 Kg en el hombre, 60 Kg en la mujer, y 16 Kg en niños de 4-6 años).

Los valores de TEST por consumo de atún aleta amarilla fueron comparados con las concentraciones de entrada semanal tolerable permisible (ESTP en $\mu\text{g semana}^{-1}$ Kg⁻¹ de peso corporal) establecidas como seguras por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Para el caso de Hg total el valor de

ESTP es de $5.0 \mu\text{g semana}^{-1} \text{ Kg}^{-1}$ por peso corporal, y esta restringido a $2.45 \mu\text{g semana}^{-1} \text{ Kg}^{-1}$ por peso corporal para mujeres embarazadas, debido a que los fetos son más sensibles a la toxicidad del Hg, para madres en lactancia y para niños pequeños menores a 10 años (Chan, 1998; DHHS y EPA, 2004). El valor de ESTP es un estimado de la cantidad de un contaminante que puede ser ingerido durante la vida sin causar un riesgo importante.

6.3. Análisis estadístico

Los datos obtenidos de concentración de mercurio en músculo de atún aleta amarilla fueron agrupados por sitio de captura, longitud y sexo. Se consideraron dos sitios principales de captura, la costa occidental de Baja California Sur, México (BCS) y la zona ecuatorial del Océano Pacífico Oriental (ZEC). Una vez organizado los datos se evaluó la normalidad y homogeneidad de varianzas de estos utilizando la prueba de Kolmogorov–Smirnov y Levene (Zar, 1999), respectivamente. En los subsecuentes análisis se utilizaron pruebas no paramétricas dado que los datos se desviaron de una distribución normal.

La influencia del sexo y localización del sitio de captura sobre las concentraciones de Hg en los atunes fue evaluada por medio de pruebas de U de Mann-Whitney (U); ya que los datos no presentaron una distribución normal (Zar, 1999).

Se aplicaron modelos de regresión lineal simple entre la longitud del atún y la concentración de mercurio en el músculo de los atunes y se estimó el índice de correlación de Spearman para evaluar la asociación entre ambas variables.

Se ha demostrado que en muchos peces marinos, el contenido de Hg se incrementa con el tamaño del individuo (Menasveta y Siriyong, 1977; Boush y Thieleke, 1983; Adams, 2004; Kojadinovic *et al.*, 2006; García-Hernández *et al.*,

2007). Por lo que, las diferencias en longitud de los atunes generan un sesgo cuando se comparan subgrupos utilizando las pruebas de comparación antes mencionadas. Con la finalidad de evaluar el efecto por influencia del sitio de captura o el sexo, se aplicó un análisis de covarianza (ANCOVA), utilizando al sitio y al sexo como factores principales y la concentración de mercurio como la variable dependiente. La covariable (longitud furcal) fue utilizada para compensar las diferencias relacionadas con el tamaño de los atunes entre los sitios y el sexo.

Asimismo, para comparar atunes con un estado de madurez similar (longitud igual) y evitar resultados erróneos en la comparación de ambos sitios por efecto de una diferencia en estado de madurez de los atunes, se escogió de cada sitio un subgrupo de atunes jóvenes y adultos de acuerdo a la talla de madurez propuesta por Shaefer (1998). Para cada subgrupo se aplicaron pruebas de U de Mann-Whitney entre ambos sitios de captura, así como un análisis de varianza de Kruskal-Wallis (KW) dentro de cada sitio (Zar, 1999). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete estadístico SPSS 15.0 para Windows.

El análisis de biomagnificación de mercurio se realizó utilizando el factor de biomagnificación (FB) propuesto por Gray (2002), el cual debe ser > 1 para que exista una biomagnificación entre niveles tróficos inmediatos. La fórmula es: $FB = \text{concentración en el depredador} / \text{concentración en la presa}$.

7. RESULTADOS

7.1. Bioacumulación

7.1.1. Contenido de mercurio por talla, sexo y sitio

En la Tabla 2 se presenta un resumen de los datos obtenidos para el atún aleta amarilla capturado en dos sitios del Océano Pacífico Oriental. Un total de 68 atunes procedentes de la costa occidental de Baja California Sur (BCS) presentaron una longitud furcal de 546 a 942 mm (media=740 mm LF). Las concentraciones de mercurio total variaron de 0.17 a 1.82 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. con un promedio de $0.50 \pm 0.32 \mu\text{g g}^{-1}$ p. s. Mientras que de un total de 200 atunes aleta amarilla capturados en la zona ecuatorial (ZEC), su longitud furcal varió de 614 a 1459 mm (media=922 mm LF). Las concentraciones de mercurio total variaron de 0.05 a 3.10 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. s. con un promedio de $0.98 \pm 0.68 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s. Ambos sitios de muestreo presentaron una diferencia significativa en la concentración promedio de mercurio (Prueba de U de Mann-Whiney, $p < 0.05$; Tabla 2).

De los 68 atunes examinados para BCS, 38 fueron machos y 30 fueron hembras. Los machos fueron significativamente más grandes (media=775 mm LF) que las hembras (media=700 mm LF) (Prueba de U de Mann-Whiney; $p < 0.05$; Tabla 3). La concentración promedio de mercurio en los machos (media= $0.43 \pm 0.25 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) fue significativamente menor a la de las hembras (media= $0.60 \pm 0.38 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) (Prueba de U de Mann-Whiney, $p < 0.05$; Tabla 4) por lo que éstos fueron tratados por separado.

Tabla 2. Concentración de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) y longitud furcal (mm) en atún aleta amarilla de dos sitios de muestreo en el Océano Pacífico Oriental.

| | Baja California Sur (BCS) | N | Zona ecuatorial (ZEC) | N | Comparación |
|------------------|------------------------------|----|--------------------------|-----|-------------|
| Conc. Hg. | | | | | |
| (media \pm DS) | 0.50 \pm 0.32 | 68 | 0.98 \pm 0.68 | 200 | 0.000* |
| CV (%) | 63 | | 69 | | |
| Longitud | | | | | |
| (media) | 740 mm | 68 | 922 mm | 200 | 0.000* |
| (mín -máx) | (546-942) | | (614-1459) | | |

DS: Desviación estándar. CV: Coeficiente de variación. *La diferencia es significativa al nivel de $p < 0.05$.

Con respecto a los 200 atunes de la ZEC, 119 fueron machos y 81 fueron hembras. Los machos (media= 915 mm LF), no registraron una diferencia significativa en la longitud con respecto a las hembras (media=933 mm LF) (Prueba de U de Mann–Whiney, $p=0.44$; Tabla 3). Las concentraciones de mercurio en los machos (media= $0.965 \pm 0.65 \mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) fueron significativamente similares a las de las hembras (media= $1.004 \pm 0.71 \mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) (Prueba de U de Mann–Whiney, $p=0.82$; Tabla 4), por lo que fueron analizados en un solo grupo.

Las concentraciones de mercurio en tejido muscular fueron positivamente correlacionadas con la longitud de los atunes, siendo significativa la relación en los atunes procedentes de la ZEC (Figura 7) y no así en los atunes de BCS (Fig. 8). Mientras que por sexo, no se encontró una asociación significativa

entre la longitud y la concentración de Hg en los machos y las hembras de Baja California Sur (Fig. 9), pero si en los atunes de la zona ecuatorial (Fig. 10).

Tabla 3. Valores de p de la prueba de U de Mann-Whitney para la comparación sexual por talla dentro de ambos sitios de captura.

| Zona | Longitud (mm) | | Comparación |
|---------------------|---------------|---------|-------------|
| | Machos | Hembras | Valor- p |
| Baja California Sur | 775±88 | 700±130 | 0.01* |
| Zona ecuatorial | 915±210 | 933±173 | 0.43 |

*La diferencia es significativa al nivel de $p < 0.05$.

Tabla 4. Valores de p de la prueba de U de Mann-Whitney para la comparación sexual sobre la concentración de Hg dentro de ambos sitios de captura.

| Zona | Concentración de Hg | | Comparación |
|---------------------|---------------------|-----------|-------------|
| | Machos | Hembras | Valor- p |
| Baja California Sur | 0.43±0.25 | 0.61±0.38 | 0.01* |
| Zona ecuatorial | 0.96±0.65 | 1.00±0.71 | 0.82 |

*La diferencia es significativa al nivel de $p < 0.05$.

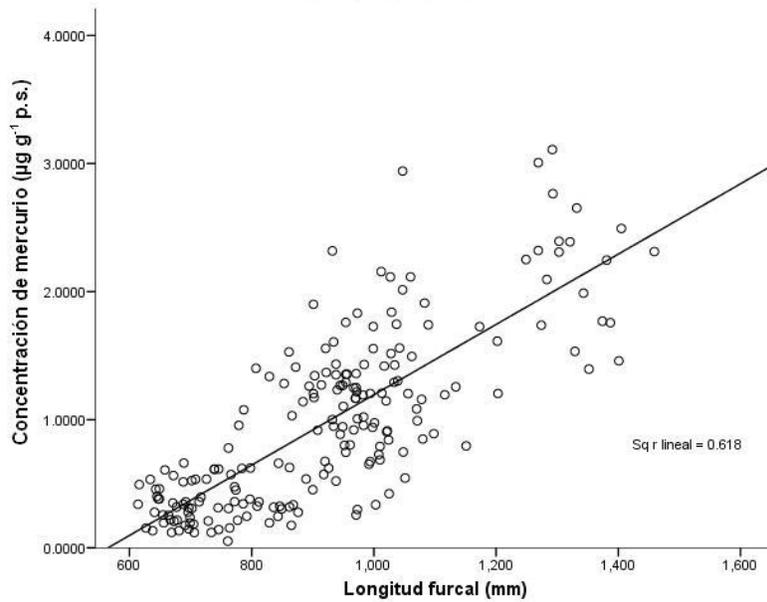


Figura 7. Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en atún aleta amarilla de la zona ecuatorial.

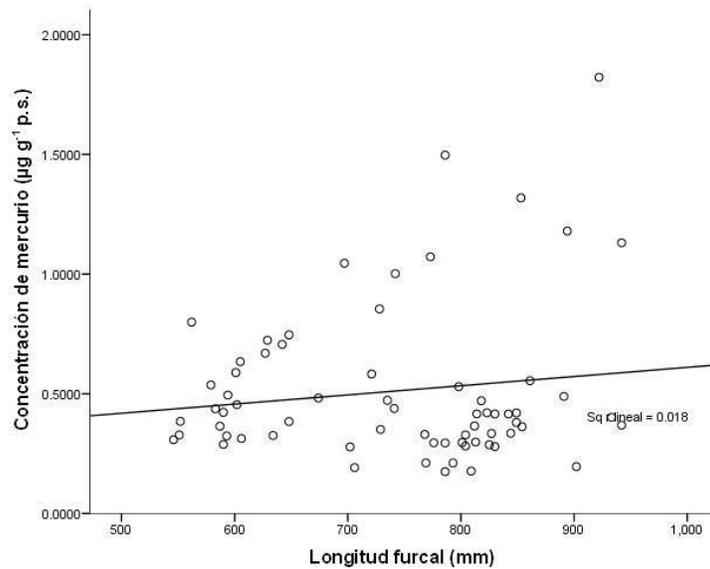


Figura 8. Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en atún aleta amarilla de la costa occidental de Baja California Sur.

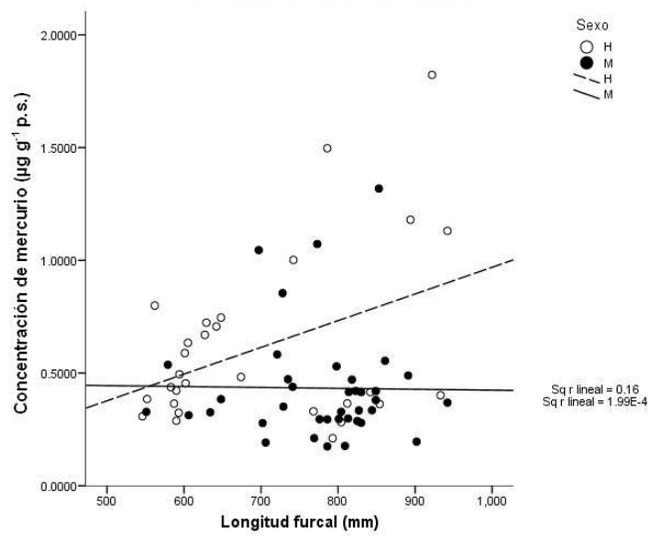


Figura 9. Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) por sexo de atún aleta amarilla procedente de la costa occidental de Baja California Sur. ● y ○, representan machos y hembras, respectivamente.

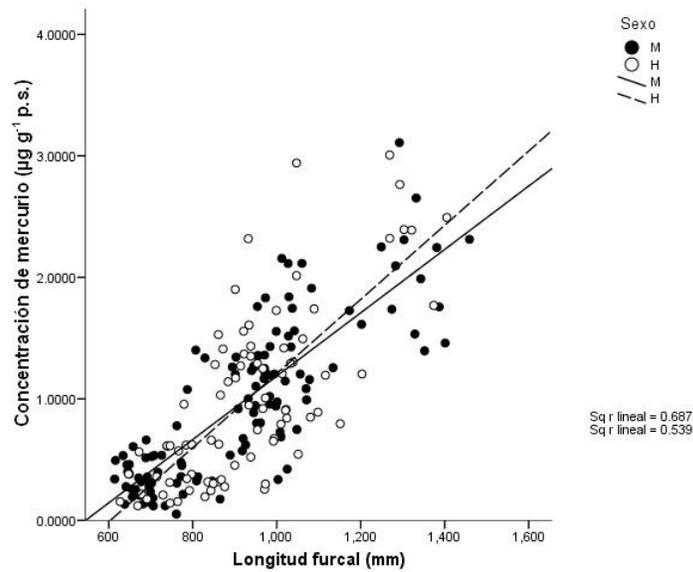


Figura 10. Correlación entre longitud furcal (mm) y concentración de mercurio ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) por sexo de atún aleta amarilla procedente de la zona ecuatorial. ● y ○, representan machos y hembras, respectivamente.

En orden a dejar a un lado el efecto de las diferencias en longitud de los atunes en ambos sitios, el análisis de covarianza revela que existe una variación por sitio en las concentraciones de Hg por efecto del sitio de captura. Las concentraciones de Hg acumulado fueron estadísticamente diferentes en ambos sitios de captura y de igual forma las tasas de acumulación de Hg fueron distintas ($p < 0.01$; Tabla 5). Por sexo, no hubo efecto significativo en las concentraciones de Hg en ambos sitios, y aunque entre machos y hembras de Baja California Sur la tasa de acumulación fue diferente la concentración de Hg acumulado no fue estadísticamente distinta (Tabla 6).

Tabla 5. Resultados del análisis de covarianza examinando el efecto del sitio de captura y sexo sobre el Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) acumulado en atún aleta amarilla del Océano Pacífico Oriental.

| Valor $-p$ | | | |
|----------------|--------------|-------------------|--------------|
| Sitio | | Sexo | |
| BCS vs ZEC | | Machos vs Hembras | |
| Acumulación-Hg | Contenido-Hg | Acumulación-Hg | Contenido-Hg |
| 0.00* | 0.00* | 0.44 | 0.58 |

*La diferencia es significativa al nivel de $p < 0.01$.

Tabla 6. Resultados de análisis de covarianza examinando el efecto del sexo sobre el Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) acumulado en aleta amarilla dentro de cada sitio de captura.

| Valor $-p$ | | | |
|-------------------|--------------|-------------------|---------------|
| BCS | | ZEC | |
| Machos vs Hembras | | Machos vs Hembras | |
| Acumulación-Hg | Contenido-Hg | Acumulación-Hg | Contenido-Hg. |
| 0.08* | 0.19 | 0.18 | 0.18 |

*La diferencia es significativa al nivel de $p < 0.10$.

Tabla 7. Concentración de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. s.) y longitud (mm) en atún aleta amarilla por estado de madurez en dos sitios de captura del Océano Pacífico Oriental.

| Madurez | Baja California Sur (BCS) | | | Zona ecuatorial (ZEC) | | | Comparación entre sitios Valor- <i>p</i> |
|-----------------|------------------------------|--------------------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------------|------------------------|--|
| | N | Longitud media (mín-máx) | [Hg] Media \pm DS | N | Longitud media (mín-máx) | [Hg] media \pm DS | |
| Jóvenes | 58 | 720 (546-850) | 0.48 \pm 0.27 | 75 | 720 (614-850) | 0.39 \pm 0.25 | 0.026* |
| Adultos | 10 | 910 (860-940) | 0.76 \pm 0.55 | 35 | 910 (860-949) | 1.04 \pm 0.48 | 0.119 |
| ≥ 850 | 0 | ----- | ----- | 90 | 1091 (950-1459) | 1.43 \pm 0.63 | ----- |
| Valor- <i>p</i> | | | 0.106 | | | 0.000* | |

*La diferencia es significativa al nivel de $p < 0.05$.

Por estado de madurez, se consideraron atunes jóvenes y adultos en ambos sitios de captura y un tercer subgrupo de atunes adultos en la zona ecuatorial que fueron tratados por separado debido a que no se encontró atunes de talla similar (≥ 850 mm LF) en Baja California Sur. Los jóvenes de ambos sitios presentaron una longitud promedio similar de 720 mm LF (intervalo 546-850, 614-850; respectivamente) (Tabla 7). La concentración promedio de los atunes de BCS fue de 0.48 ± 0.27 y la de los atunes de la ZEC fue de 0.39 ± 0.25 . Ambas concentraciones fueron estadísticamente diferentes (Prueba de U de Mann-Whiney, $p < 0.05$; Tabla 7). Por su parte los atunes adultos de ambos sitios de capturan registraron una longitud promedio similar de 910 mm LF (intervalo 860-940, 860-949; respectivamente). La concentración

media de los atunes de BCS fue de 0.76 ± 0.55 y la de los atunes de la ZEC fue de 1.04 ± 0.48 . Ambas concentraciones no fueron significativamente distintas (Prueba de U de Mann-Whiney, $p=0.119$; Tabla 7). Además, aunque la concentración promedio de Hg entre atunes jóvenes y adultos dentro de cada sitio de captura fue distinta, ésta diferencia fue significativa en los atunes de la zona ecuatorial (Prueba de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$; Tabla 7). Por su parte el grupo extra de atunes de la zona ecuatorial registró una longitud promedio de 1091 mm LF (intervalo 950-1459) y una concentración promedio de 1.43 ± 0.63 .

7.1.2. Contenido permisible de mercurio

Considerando el contenido de humedad en los atunes (Tabla 8) fue posible obtener las concentraciones de mercurio en peso húmedo ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.). La concentración de mercurio en el músculo de los atunes de BCS y ZEC fue en promedio de 0.14 ± 0.10 y $0.21 \pm 0.19 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h., respectivamente. Dichos valores fueron inferiores al nivel máximo permisible para consumo humano de contenido de mercurio total en peces comerciales adoptado por la norma oficial mexicana ($1.0 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) (NOM-SSA1 027, 1993). Sin embargo, considerando que la forma acumulable de Hg en el tejido muscular de los atunes es necesariamente como MeHg (la forma orgánica tóxica de Hg) y que éste representa (95 – 99%) el mayor porcentaje de mercurio total en el músculo de los peces (Bloom, 1998), 5 ejemplares procedentes de la zona ecuatorial y 1 de la costa occidental de Baja California Sur (aproximadamente 2.2 % de todos los atunes) registraron concentraciones mayores al límite de acción de

0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de MeHg para peces comerciales, pero inferiores al valor para grandes depredadores marinos de 1 $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de MeHg adoptado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA por siglas en inglés) de Estados Unidos de América (IPCS, 1987; EPA, 1994) (Figura 11).

Tabla 8. Porcentaje de humedad en el músculo de atún aleta amarilla capturado en Baja California Sur (BCS) y zona ecuatorial (ZEC).

| Zona | N | Contenido de humedad |
|------|-----|----------------------|
| BCS | 68 | 69% |
| ZEC | 200 | 70% |

Por otra parte, en lo que respecta al riesgo potencial que presupone la cantidad de atún consumido, se encontró que la tasa de entrada semanal tolerable de Hg (TEST) por consumo de atún proveniente de la zona ecuatorial fue mayor al valor de entrada semanal tolerable permisible de 5.0 $\mu\text{g semana}^{-1}$ Kg^{-1} por peso corporal (ESTP) establecido como seguro por la OMS (Chan, 1998; DHHS y EPA, 2004) (Tabla 9). Cabe aclarar que dichos valores son en base a un consumo nacional promedio de 25 g de atún a la semana para una persona adulta (CONAPESCA, 2006).

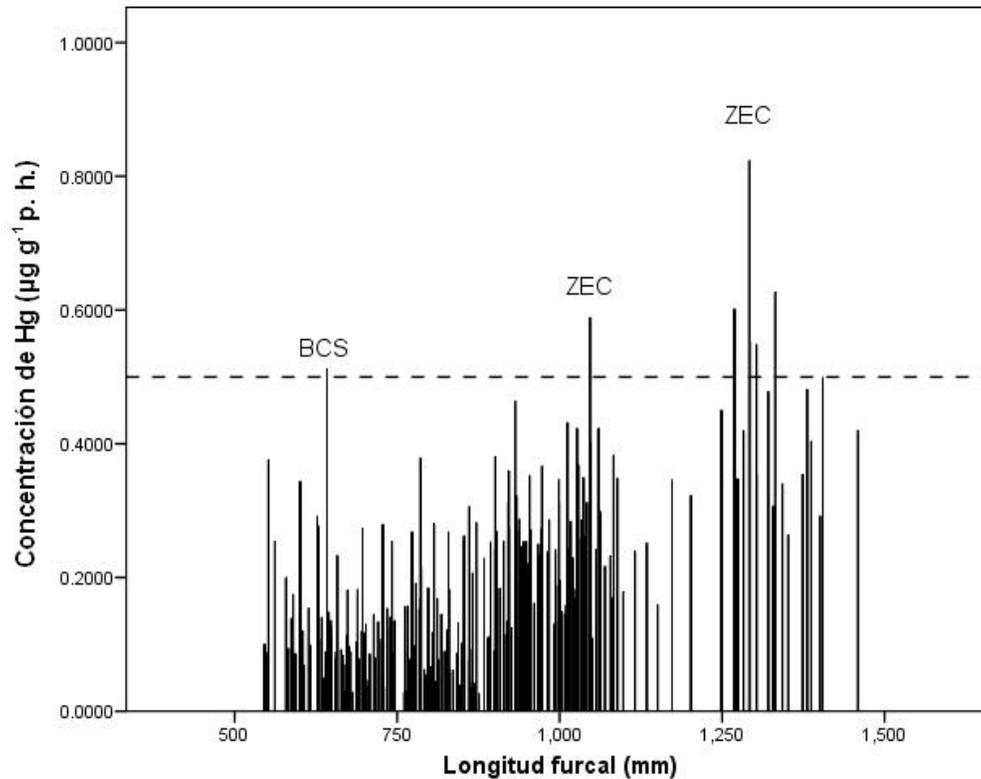


Figura 11. Concentración de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) por talla (LF) individual de atún aleta amarilla procedente de la costa occidental de Baja California Sur (BCS) y la zona ecuatorial (ZEC). La línea horizontal representa el límite de acción de MeHg para peces comerciales ($0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.).

Para los grupos vulnerables de la población (e. g. niños menores a 10 años y mujeres embarazadas o en la lactancia) el ESTP se reduce aproximadamente a la mitad. Tomando en cuenta la cantidad de consumo de pescado recomendado en cada uno de los grupos de la población de acuerdo a la Comisión Nacional de Consumo de Productos Pesqueros en México (e. g. 100 g para niños, 250 g para mujeres embarazadas, y 240 para adultos por semana, consumo promedio nacional de 200 g de pescado a la semana) (COMEPESCA, 2005) y considerando solo las cantidades por consumo de atún (e.g. 12.5 g en niños, 31 g en mujeres embarazadas, y 30 g en adultos a la

semana) (CONAPESCA, 2006) se encontró que las mujeres embarazadas y/o en lactancia se encuentran en un mayor riesgo por exposición a Hg si únicamente incluyen en su dieta atún aleta amarilla procedente de Baja California Sur y/o de la zona ecuatorial (Tabla 9).

Tabla 9. Tasa de entrada semanal tolerable de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$ semana $^{-1}$) en grupos de la población mexicana por consumo de músculo de atún aleta amarilla capturado en dos sitios: Baja California Sur (BCS) y la zona ecuatorial (ZEC).

| Sitio | Hg ($\mu\text{g/g p.h.}$) | Hombre (70 kg) | Mujer (60 kg) | Niño (16 kg) | Adulto (70 kg) | CMS* (g) |
|-------|--------------------------------|-------------------|------------------|-----------------|-------------------|-------------|
| BCS | 0.14 | 294 | 260 | 28 | 245 | 2500 |
| ZEC | 0.21 | 441 | 391 | 42 | 367 | 1666 |

*Consumo máximo de atún a la semana por persona= ESTP / concentración de Hg en atún.

7.2. Biomagnificación

Aunque se analizaron pocos ejemplares de las presas de atún aleta amarilla, éstas son especies representativas en su dieta obtenidas de localidades diferentes de la costa occidental de Baja California Sur (Tabla 10). Las presas registraron concentraciones de mercurio total ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) (Figura 12), sugiriendo que son capaces de acumular mercurio en sus tejidos y ser acumulable por su depredador el atún aleta amarilla. Las concentraciones

mayores de mercurio se registraron en el cefalópodo *Sthenoteuthis oualaniensis* ($0.42 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$), el cangrejo pelágico *Portunus xantusii* ($0.24 \pm 0.02 \mu\text{g g}^{-1}$) y el pez mesopelágico *Vinciguerrria lucetia* ($0.20 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$). Las menores concentraciones de Hg se presentaron en el cefalópodo *Dosidicus gigas* ($0.19 \pm 0.11 \mu\text{g g}^{-1}$); el cefalópodo *Thysanoteuthis rhombus* ($0.17 \pm 0.05 \mu\text{g g}^{-1}$), la langostilla *Pleuroncodes planipes* ($0.16 \pm 0.08 \mu\text{g g}^{-1}$) y el pez globo oceánico *Lagocephalus lagocephalus* ($0.09 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$).

Tabla 10. Especies presa de atún aleta amarilla procedente de la costa occidental de Baja California Sur, México.

| Especies | Nombre común | N | IIR* |
|-------------------------------------|----------------------|----|------|
| Cefalópodos | | | |
| - <i>Dosidicus gigas</i> | - Calamar gigante | 14 | 39 |
| - <i>Thysanoteuthis rhombus</i> | - Calamar diamante | 2 | 4 |
| - <i>Sthenoteuthis oualaniensis</i> | - Calamar volador | 2 | 4 |
| Peces | | | |
| - <i>Vinciguerrria lucetia</i> | - pez mesopelágico | 5 | 9 |
| - <i>Lagocephalus lagocephalus</i> | - pez globo oceánico | 1 | 2 |
| Crustáceos | | | |
| - <i>Pleuroncodes planipes</i> | - Langostilla | 17 | 37 |
| - <i>Portunus xantusii</i> | - Cangrejo pelágico | 1 | 2 |

*Índice de importancia relativa (%) (Alatorre, 2007)

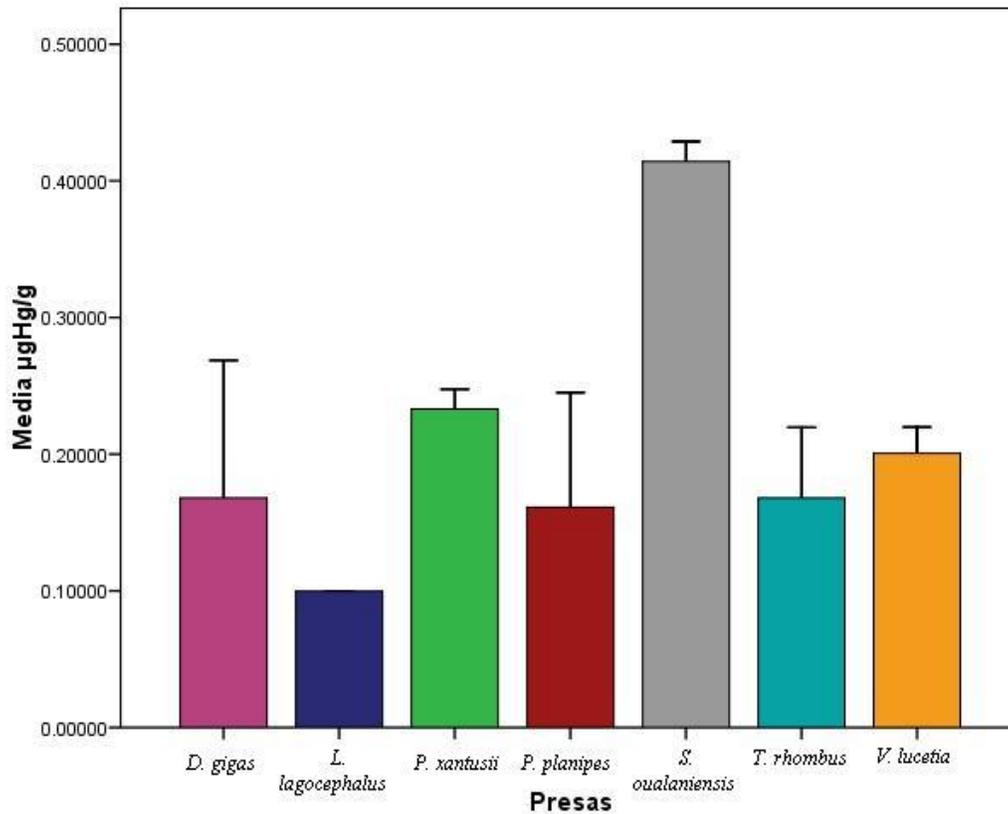


Figura 12. Concentraciones promedio de mercurio total ($\mu\text{g g}^{-1}$ p.s.) en presas de atún aleta amarilla procedentes de la costa occidental de Baja California Sur, México.

El análisis de biomagnificación de mercurio sólo se realizó para la región de Baja California Sur, debido a que las presas analizadas provienen de esa zona. Considerando que el atún aleta amarilla es un depredador tope de la red trófica del Océano Pacífico Oriental y que su dieta en aguas mexicanas se basa principalmente en presas de *Dosidicus gigas*, *Pleuroncodes planipes*, *Auxis* spp., *Argonauta* spp. y peces de la familia Photichthyidae (Galván-Magaña, 1988; Alatorre, 2007), fue posible establecer tres niveles tróficos en la red alimenticia del atún aleta amarilla (Olson y Watters, 2003; Fig. 13). A partir del factor de biomagnificación (FB) calculado en este estudio, el cual debe ser

> 1 para que exista una biomagnificación entre niveles tróficos inmediatos (Gray, 2002), se encontró una biomagnificación de mercurio a través de la red alimenticia de atún aleta amarilla (Fig. 13). En orden creciente los factores de biomagnificación que se encontraron entre el atún aleta amarilla y sus presas fueron los siguientes: en primer lugar el cefalópodo *S. oualaniensis* presentó un FB=1.1, seguido el cangrejo *P. xantusii* con un FB=2.0, después el pez mesopelágico *V. lucetia* con un FB=2.6, más adelante el cefalópodo *D. gigas* que presentó un FB=2.7, enseguida el cefalópodo *T. rhombus* con un FB=2.9, la langostilla *P. planipes* quién presento un FB=3.0 y finalmente el pez globo *L. lagocephalus* con un FB=5.5.

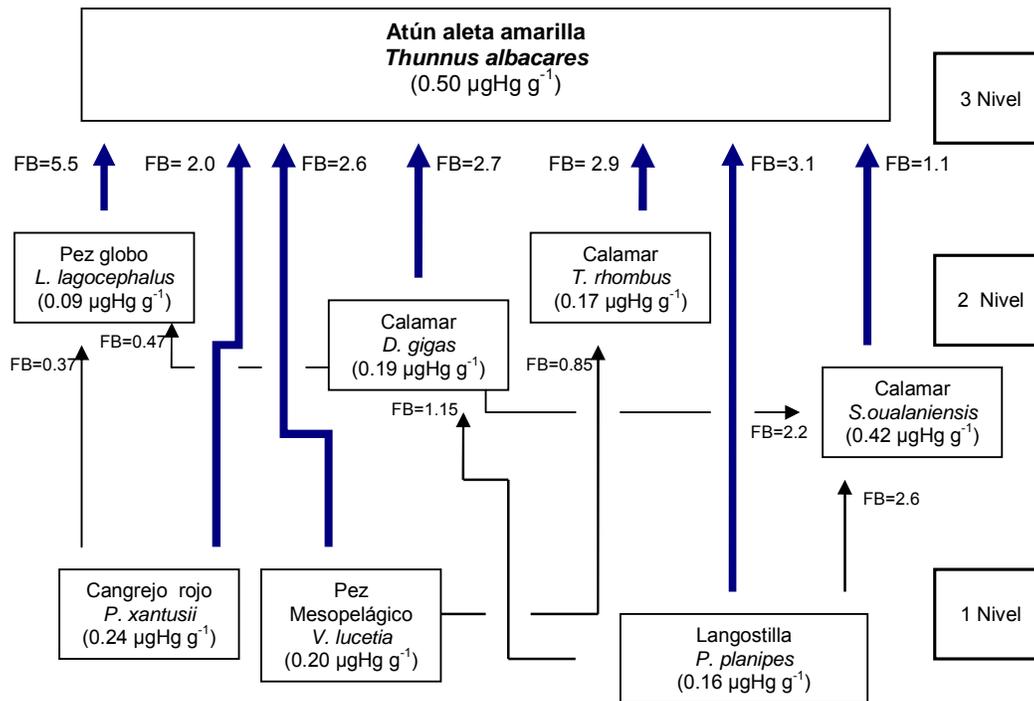


Figura 13. Representación esquemática de la biomagnificación de mercurio en la red alimenticia de atún aleta amarilla de la costa occidental de Baja California Sur. Factor de biomagnificación (FB) = concentración de Hg en el depredador / concentración de Hg en la presa. Niveles tróficos según Olson y Watters (2003).

El calamar gigante *D. gigas* es un cefalópodo de gran importancia en la red trófica del Océano Pacífico Oriental, ya que es una presa altamente consumida por los depredadores que habitan la zona mesopelágica (Olson y Watters, 2003). La alimentación de este calamar se basa principalmente en peces mictófidios y crustáceos decápodos nadadores como la langostilla *P. planipes* (Rosas, 2007), por lo que se consideró a la langostilla *P. planipes* como una de las presas de *D. gigas* y cuyo factor de biomagnificación fue de 1.15, lo que demuestra un incremento de Hg en *D. gigas* a partir de la langostilla (Fig. 13).

El cefalópodo *Sthenoteuthis oualaniensis* es un calamar presa de grandes depredadores meso y epipelágicos como el pez espada, tiburones y el atún. Este cefalópodo se puede alimentar de miembros de su misma subfamilia, particularmente de jóvenes de *D. gigas*, por lo que se podría considerar que ambos cefalópodos ocupan un mismo nivel trófico en donde existe una fuerte competencia debido a la diferencia de tamaños que se puede presentar cuando ambos ocupan el mismo nicho. También se alimenta de peces mictófidios y crustáceos decápodos nadadores. Al considerar que la langostilla *P. planipes* y el cefalópodo *D. gigas* son el alimento de *S. oualaniensis* y calculando el factor de biomagnificación de ambas presas (FB=2.6 y FB=2.2, respectivamente) se observó una biomagnificación de Hg en la red trófica de *S. oualaniensis* (Fig. 13).

Mientras que *Thysanoteuthis rhombus*, es un calamar de grandes dimensiones (100 cm de longitud máxima del manto), que se distribuye en regiones subtropicales y tropicales de todos los océanos del mundo (Young y

Vecchione, 1996), se alimenta principalmente durante el día en aguas profundas (400-600 m) sobre concentraciones de peces mesopelágicos poco activos y de calamares pequeños (Nigmatullim y Arkhipkin, 1998). Considerando al pez mesopelágico *V. lucetia* como alimento se calculó un $FB=0.85$ para *T. rhombus*. El factor de biomagnificación calculado es muy cercano a 1, por lo que no hay un incremento de Hg entre *T. rhombus* y su presa *V. lucetia* (Fig.13).

Finalmente el pez globo *Lagocephalus lagocephalus*, perteneciente a la familia Tetraodontidae, se caracteriza por presentar un cuerpo fusiforme con piel sin escamas, aunque presenta unas espinas libres en el vientre con función defensiva, es un pez oceánico que habita la zona pelágica, pero también entra a esteros. Su coloración es grisácea –plateada, típica de un pez pelágico. El tamaño promedio de este pez es de 61 cm. Su distribución circuntropical en el Océano Pacífico Oriental se centra desde California al Ecuador (menos el Golfo de California) y las islas oceánicas. Este pez que se encuentra a una profundidad promedio de 0-20 m, se alimenta de crustáceos pelágicos; zooplancton, pulpos, calamares y sepias (www.discoverlife.org). Por lo que, considerando al cangrejo *P. xantusii* y el cefalópodo *D. gigas* como una de sus presas, ambas no mostraron una biomagnificación de Hg sobre *L. lagocephalus* ya que los factores de biomagnificación calculados no fueron mayores a 1. El FB entre *L. lagocephalus* y el cangrejo *P. xantusi* fue de 0.37 y entre *L. lagocephalus* y el calamar *D. gigas* fue de 0.47 (Fig. 13).

8. DISCUSIÓN

8.1. Bioacumulación

8.1.1. Contenido de mercurio por talla, sexo y sitio

Varios estudios han encontrado una relación directa entre la talla y/o peso de atún aleta amarilla y la concentración de Hg en su tejido muscular (Menasveta y Siriyong, 1977; Boush y Thieleke, 1983; Adams, 2004; Kojadinovic *et al.*, 2006; García-Hernández *et al.*, 2007). En este estudio se encontró una relación positiva entre la longitud y la concentración de Hg en el tejido muscular de atún aleta amarilla procedente la zona ecuatorial ($R=0.79$, $p<0.01$; Fig. 7). Sin embargo, la relación de contenido de Hg versus la longitud no fue significativa en los atunes de BCS ($R=0.14$, $p=0.25$; Fig. 8). La baja y/o nula asociación entre la longitud y la concentración de Hg en los atunes de BCS puede deberse al limitado intervalo de longitudes individuales de los atunes estudiados y/o al diferencial patrón de acumulación de mercurio encontrado entre los machos y las hembras de ésta zona. En las hembras la relación de contenido de mercurio versus la longitud fue débil pero no significativa ($R=0.41$, $p=0.02$; Fig. 9). En los machos la concentración de mercurio fue invariable con el aumento de la longitud $R=-0.01$, $p=0.99$; Fig. 9). Éste patrón de acumulación de Hg invariable con el aumento de longitud no es común. Sin embargo, se ha encontrado que para concentraciones bajas de mercurio en peces (menor a $0.2 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) no hay incremento, o crece moderadamente el contenido de mercurio con el aumento de la longitud (Johnels y Westermark, 1969). La menor acumulación de Hg en los machos puede deberse a la presencia de una pequeña eficiencia de asimilación de

mercurio a partir de su dieta, que incluye un mayor porcentaje de crustáceos que las hembras (45.8% del crustáceo *P. planipes*, 36.9% del calamar *D. gigas*, 7.5% del escombrido *Auxis* spp, 6.1% del cefalópodo *Argonauta* spp. en los machos versus 36.3% de *P. planipes*, 36.12% de *D. gigas*, 10% de *Argonauta* spp, 9.33% del pez mesopelágico *V. lucetia*, 6.5% de *Auxis* spp en las hembras; Alatorre, 2007). Los crustáceos como la langostilla serían menos asimilados debido a que su cuerpo está constituido por un exoesqueleto de quitina que es difícil de digerir por su depredador (Galván-Magaña, 1988). La menor acumulación de Hg en los machos también podría ser producto de una eliminación de Hg comparable con la bioacumulación de este elemento (Evans *et al.*, 2002; Trudel *et al.*, 2000). Sin embargo, los metales no esenciales no presentan una función en el metabolismo de los peces y por consiguiente no pueden ser regulados por el metabolismo del pez. Hay evidencia de una nula eliminación de mercurio (en su forma orgánica) una vez que se ha bioacumulado (Gray, 2002). Por lo que la concentración de Hg presente en los atunes puede servir como un indicador de niveles de contaminación por Hg.

Por otra parte, las hembras quienes registraron un menor tamaño (en promedio) que los machos presentaron una concentración mayor de mercurio, debido probablemente a que el menor tamaño puede contribuir a que la acumulación de mercurio se de en una mayor concentración. Además, esta diferencial concentración de Hg por sexo puede deberse a la mayor tasa de acumulación de Hg registrada en las hembras que en los machos. Se ha encontrado en pelágicos mayores, que las hembras por lo general presentan una mayor tasa crecimiento que los machos a una misma edad, lo cual puede

contribuir a una mayor entrada de mercurio en las hembras que en los machos (Monteiro y López, 1990). Sin embargo, a pesar que existe una tasa de acumulación de Hg distinta por sexo en los atunes de BCS, esto no influyó en el contenido de mercurio acumulado entre machos y hembras (Tabla 6).

En lo que respecta al sitio de captura, sin importar el sexo, los atunes de la zona ecuatorial fueron más grandes que los atunes de la costa occidental de Baja California Sur, lo cual puede explicar la mayor concentración de Hg en los atunes de la zona ecuatorial que los de Baja California Sur. Sin embargo, no es válido comparar especies de grupos diferentes con diferentes biometrías, debido a que se conoce que existe una relación directa entre la concentración de Hg y la talla (Figura 7). Al no incluir el efecto de la diferencias por talla, se aplicó el análisis de covarianza, se encontró que el sitio de origen es un factor representativo sobre la acumulación de mercurio en los atunes. Sin embargo, esto no significa que se recomiende el consumo de ciertas tallas, o evitar la pesca en determinadas áreas, ya que los atunes pueden presentar variaciones en su contenido de mercurio debido a distintos patrones de acumulación a lo largo de su vida. Recientemente, García-Hernández *et al.* (2007) reportaron concentraciones promedio de Hg total de $0.03 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. en atún aleta amarilla capturado en el Golfo de California. Estos valores son menores a lo registrado en el presente estudio, particularmente en los atunes capturados en la costa occidental de Baja California Sur. Las razones de estas diferencias de valores de Hg se desconocen, pero representan patrones de acumulación de Hg en ambos sitios.

La diferencial acumulación de mercurio en ambos sitios de origen puede estar influenciada por factores ambientales que hay en uno y otro sitio. Por ejemplo, el Océano Pacífico Central es un área en la que prevalece un sistema de diversas corrientes que puede trasladar Hg de países industrializados como Japón y China hacia el Pacífico Central y precipitarlo en el fondo de éste (Goldberg, 1975) por lo que es probable que en las aguas del Pacífico Central exista una mayor biodisponibilidad de Hg, en comparación con la costa occidental de Baja California Sur. Asimismo, el Océano Pacífico Central se caracteriza por presentar una amplia zona de mínimo oxígeno en donde se realiza la producción de MeHg a partir del mercurio inorgánico proveniente de la superficie del agua y de la sub-termoclina (Mason y Fitzgerald, 1990). Sin embargo, en la costa occidental de Baja California Sur existen factores que pueden contribuir a una significativa biodisponibilidad de mercurio en el ambiente. Por ejemplo, existe un aporte importante de materia orgánica, principalmente en la zona de Bahía Magdalena, lo cual puede contribuir a que exista una mayor disponibilidad de mercurio en la columna de agua (Maz y López, 2006), debido a que la materia orgánica retiene metales como el mercurio (Alonso y Pineda, 1997). Además, la presencia de surgencias en gran parte del año en esta zona, que se caracterizan por tener altas salinidades, pueden afectar la liposolubilidad intracelular del mercurio inorgánico que puede estar presente en los atunes, lo que puede contribuir a una mayor acumulación de mercurio en sus tejidos (Hall, 2002). Por lo que, falta realizar estudios que demuestren que dichos planteamientos son posibles factores que afectan las diferencias de Hg detectadas en los atunes procedentes de ambos sitios de origen.

Por otro lado, los atunes pueden presentar distintas características biológicas y ecológicas de un área a otra y esto puede afectar la acumulación de mercurio. Se sabe que la dieta es la principal fuente de entrada de mercurio hacia los consumidores, así que las diferencias en contenido de mercurio en los atunes de ambos sitios de captura pueden ser explicados por cambios en la composición de presas consumidas y/o posición trófica que ocupan en ambos sitios, más que ha diferencias en los niveles ambientales (Kojadinovic *et al.*, 2006). Por ejemplo, la mayor concentración de Hg registrada en los atunes jóvenes de BCS en comparación a los atunes jóvenes de la ZEC (Tabla 7) puede deberse a un mayor consumo de crustáceos y cefalópodos incluidos en su dieta ya que en la costa occidental de Baja California Sur los atunes jóvenes se alimentan del crustáceo *Pleuroncodes planipes* (61%) y del cefalópodo *Dosidicus gigas* (29%); mientras que en la zona ecuatorial consumen 30% de *P. planipes* y 7% *D. gigas* (Alatorre, 2007). Por esta razón se considera que el Hg sea mayor en atunes cuya dieta sea más costera.

Cuando los atunes aleta amarilla son adultos son de hábitos más oceánicos y consumen tanto presas pequeñas como grandes (Galván-Magaña, 1988; Galván-Magaña, 1999, Alatorre, 2007). El consumo de ciertas presas por presencia o ausencia y/o tamaño de éstas puede tener un efecto significativo sobre el contenido de Hg en los atunes. La mayor concentración de Hg en los atunes adultos de la zona ecuatorial en comparación con los adultos de Baja California Sur, puede ser debido al mayor consumo de peces que contienen más Hg (59% de *P. planipes*, 22% del pez mesopelágico *V. lucetia* y 12% del escombrido *Auxis* spp. para la zona ecuatorial versus 96% de peces *Cubiceps*

spp. para BCS) (Alatorre, 2007). Sin embargo, la concentración de Hg en los atunes adultos de BCS no muestra una concordancia con su dieta piscívora (96% de peces en BCS y 34% en la zona ecuatorial) (Alatorre, 2007), ya que particularmente los peces suelen acumular mayores concentraciones de Hg. Se requiere un mayor número de datos para atunes adultos de la zona de BCS para confirmar que estos atunes son menos susceptibles a bioacumular mayores concentraciones de Hg que aquellos capturados en la ZEC.

8.1.2. Comparación del mercurio en atunes con otras localidades mundiales

Las concentraciones de Hg de atunes aleta amarilla registrados en dos áreas del presente estudio son diferentes a las registradas en atunes de la misma especie y especies afines provenientes de distintas partes del mundo a pesar de que tienen una talla similar (Tabla 11). Estas diferencias en contenido de Hg podrían estar asociados a diferentes patrones de contaminación por Hg (e.g. provenientes de zonas oceánicas o costeras y diferencias en los hábitos alimenticios y/o dieta) (Kraepiel *et al.*, 2003). Por ejemplo, la menor concentración de Hg en atunes de un ambiente nerítico podría ser explicada por el consumo de presas de aguas más superficiales, en contraste con atunes oceánicos que se alimentan de presas desde la superficie hasta aguas más profundas donde el Hg es metilado. Estas aguas pobremente oxigenadas, contribuyen a una mayor bioacumulación de Hg en sus presas (Monteiro *et al.*, 1996; Kraepiel *et al.*, 2003). Monteiro *et al.* (1996), registraron una distribución vertical diferencial de Hg en peces y menciona que existe un incremento de 4

veces la concentración de Hg desde la zona epipelágica (100–150 m) a la mesopelágica (300–1200 m) en especies de peces linterna de aguas subtropicales del Atlántico Norte.

Por otra parte, los valores de Hg del presente estudio fueron bajos al compararlos con localidades contaminadas y/o especies afines de niveles tróficos superiores, así el atún albacora (*Thunnus alalunga*), el atún aleta azul (*Thunnus thynnus*) y el atún aleta negra (*Thunnus atlanticus*) todos ellos del Mar Mediterráneo, se encuentran en una zona cercana a numerosos depósitos de mercurio, por lo cual registran concentraciones de mercurio superiores a los $1 \mu\text{g g}^{-1}$ (Storelli *et al.*, 2002; Adams, 2004). Sin embargo, existen registros en pelágicos mayores como el del pez espada (*Xiphias gladius*), que a pesar de encontrarse en áreas bastante contaminadas (Mar Mediterráneo), sus concentraciones de mercurio son menores a los del atún aleta azul (*Thunnus thynnus*), que también se encuentra en la misma zona (Storelli *et al.*, 2002; Storelli, *et al.*, 2005; Pompe *et al.*, 2006) (Tabla 11). Esto puede deberse a que el atún aleta azul es un depredador piscívoro (Sinopoli *et al.*, 2004), en comparación al pez espada que se alimenta principalmente de cefalópodos (Bello, 1991) y es probable que el alto consumo de pescado por parte del atún aleta azul eleve las concentraciones de mercurio que llega a bioacumular en sus tejidos.

En el presente estudio también los atunes aleta amarilla de la zona ecuatorial consumieron una mayor proporción de peces y su valor de mercurio fue mayor con respecto a una zona más costera en Baja California Sur, los cuales se alimentaron de crustáceos y cefalópodos.

Tabla 11. Concentración de Hg (Media \pm DS, $\mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) en músculo de atún y especies afines de distintas áreas geográficas.

| Especie | Origen | N | Sexo | Longitud/ Peso | Hg | Referencias |
|--|--|-----|----------|-------------------|-----------------|--------------|
| Atún aleta amarilla (<i>Thunnus albacares</i>) | Baja California Sur, México* | 68 | M/H | 74 cm LF | 0.14 \pm 0.10 | Este estudio |
| | Zona ecuatorial del Pacífico Oriental* | 200 | M/H | 92 cm LF | 0.21 \pm 0.19 | Este estudio |
| | Océano Pacífico* | 105 | - | - | 0.21 \pm 0.11 | 2 |
| | Océano Atlántico** | 56 | M/H | 84 cm LF | 0.25 \pm 0.12 | 3 |
| | Seychelles** | 5 | - | 17 kg | 0.23 \pm 0.10 | 4 |
| | Canal de Mozambique* | 20 | M/H | 109 cm LF | 0.13 \pm 0.09 | 1 |
| | Isla Reunión** | 19 | M/H | 104 cm LF | 0.21 \pm 0.15 | 1 |
| | Mar Andaman* | 16 | M/H | 135 cm LT | 0.14 \pm 0.05 | 5 |
| | Océano Pacífico* | 100 | - | 45 kg | 0.22 | 6 |
| Golfo de California** | 15 | - | 88 cm LT | 0.03 \pm 0.6 | 12 | |
| Atún patudo (<i>Thunnus obesus</i>) | Mar Andaman* | 8 | M/H | 102 cm LT | 0.11 \pm 0.6 | 5 |
| | Océano Pacífico* | 104 | - | 57 kg | 0.58 | 6 |
| Atún albacore (<i>Thunnus alalunga</i>) | Mar Mediterráneo** | 127 | - | - | 1.17 | 7 |
| | Pacífico Norte* | 91 | - | 69 cm LF | 0.14 \pm 0.05 | 8 |
| Atún aleta azul (<i>Thunnus thunnus</i>) | Mar de Arabia* | 17 | - | - | 0.08 \pm 0.01 | 9 |
| Atún aleta negra (<i>Thunnus atlanticus</i>) | Océano Atlántico** | 37 | M/H | 73 cm LF | 1.07 \pm 0.54 | 3 |
| Atún enano (<i>Euthynnus alletteratus</i>) | Océano Atlántico** | 114 | M/H | 59 cm LF | 0.94 \pm 0.60 | 3 |
| Atún aleta larga (<i>Thunnus tonggol</i>) | Mar de Arabia* | 18 | - | - | 0.03 \pm 0.01 | 9 |
| Barrilete (<i>Katsuwonus pelamos</i>) | Isla Reunión** | 39 | M/H | 68 cm LF | 0.19 \pm 0.66 | 1 |
| | Océano Índico* | 1 | M | - | 0.53 | 10 |
| | Seychelles** | 5 | - | 5 kg | 0.34 \pm 0.11 | 4 |
| Wahoo (<i>Acanthocybium solandri</i>) | Isla Reunión** | 7 | M/H | 95 cm LF | 0.10 \pm 0.08 | 1 |
| | Seychelles** | 5 | - | 16 kg | 0.57 \pm 0.41 | 4 |
| | Océano Índico* | 4 | M/H | 5 kg | 0.11 \pm 0.03 | 10 |
| | Golfo de California** | 3 | - | 128 cm LT | 0.15 \pm 0.12 | 12 |
| Atún de aleta azul (<i>Kishinoella tonggol</i>) | Océano Índico* | 1 | H | - | 0.12 \pm 0.01 | 10 |
| Dorado (<i>Coryphæna hippurus</i>) | Canal de Mozambique* | 5 | M/H | 109 cm LF | 0.17 \pm 0.16 | 1 |
| | Isla Reunión** | 44 | M/H | 87 cm LF | 0.01 \pm 0.05 | 1 |

| | | | | | | |
|--|-----------------------|-----|-----|------------|-------------|----|
| | Océano Indico* | 4 | H | - | 0.07 ± 0.04 | 10 |
| | Océano Indico* | 1 | H | - | 0.14 ± 0.01 | 10 |
| | Océano Indico* | 1 | H | - | 0.12 ± 0.01 | 10 |
| | Golfo de California** | 14 | - | 119 cm LT | 0.05 ± 0.09 | 12 |
| Atún aleta azul (<i>Thunnus thynnus</i>) | Mar Mediterráneo** | 73 | - | 58 cm | 0.20 ± 0.07 | 11 |
| | Mar Mediterráneo** | 161 | - | - | 1.18 | 7 |
| | Mar Adriático** | 29 | - | 100-300 kg | 0.90 | 13 |
| Pez vela (<i>Istiophorus platypterus</i>) | Golfo de California** | 22 | - | 238 cm LT | 0.40 ± 0.95 | 12 |
| Marlin azul (<i>Makaira mazara</i>) | Golfo de California** | 5 | - | 217 cm LT | 0.36 ± 0.48 | 12 |
| Marlin rayado (<i>Tetrapturus audaz</i>) | Golfo de California** | 5 | - | 206 cm LT | 0.14 ± 0.13 | 12 |
| Pez espada (<i>Xiphias gladius</i>) | Mar Mediterráneo** | 58 | - | 66 cm | 0.07 ± 0.04 | 11 |
| | Canal de Mozambique* | 37 | M/H | 123 cm | 0.38 ± 0.26 | 1 |
| | Isla Reunión** | 7 | M/H | 126 cm | 1.24 ± 0.83 | 1 |
| | Océano Atlántico** | 192 | M/H | - | 0.62 ± 0.35 | 14 |
| | Océano Atlántico** | 88 | H | - | 0.93 ± 0.07 | 15 |
| | Océano Atlántico** | 48 | M | - | 1.30 ± 0.17 | 15 |

La información de la tabla es la siguiente. M, Macho; H, Hembra; LF, Longitud Furcal; LT, Longitud Total. *Sitios no contaminados con Hg. **Sitios contaminados y/o enriquecidos con Hg. Referencias: (1) Kojadinovic *et al.*, 2006; (2) Kraepiel *et al.*, 2003; (3) Adams, 2004; (4) Matthews, 1983; (5) Menasveta y Siriyong, 1977; (6) Boush y Thieleke, 1983; (7) Storelli *et al.*, 2002; (8) Morrissey *et al.*, 2004; (9) Jaffar y Ashraf, 1988; (10) Kureishy *et al.*, 1979; (11) Storelli *et al.*, 2005; (12) García-Hernández *et al.*, 2007; (13) Pompe *et al.*, 2006; (14) Méndez *et al.*, 2001; (15) Monteiro y Lopes, 1990.

8.1.3. Riesgo por consumo de atún

Los valores de concentración de mercurio en base húmeda presentes en atún aleta amarilla de ambos sitios de captura (costa occidental de Baja California Sur y zona ecuatorial), están por debajo de los valores de toxicidad emitidos por las normas mexicanas sobre contenido de Hg-total en peces

comerciales ($1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h.) (NOM-027-SSA1-1993) (Secretaría de Salud, 1993a). Cabe destacar que el Hg acumulado en el músculo de los atunes es como MeHg, la forma tóxica de Hg, y que este representa (95-99%) el mayor porcentaje de mercurio total en el músculo de los peces (Bloom, 1998). Las concentraciones promedio de Hg total fueron de $0.14 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. y $0.21 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. para atunes capturados en la costa occidental de Baja California Sur y la zona ecuatorial, respectivamente. Estas concentraciones de Hg son menores a los niveles de Hg recientemente publicados en atún enlatado de seis marcas comerciales producidas en México (Velasco-González *et al.*, 2001). Sin embargo, estos autores no especifican la especie de atún o el área de procedencia de los atunes. Por lo que, se debe tener cautela y no generalizar la información de mercurio en atunes considerando que las concentraciones de mercurio varían con la longitud y la edad del pez y que se tiene un riesgo mayor en la salud cuando se consumen peces de mayor tamaño.

La exposición a Hg por el consumo de productos marinos ha llevado a la emisión de diferentes límites de ingesta diaria aceptable de alimentos que contienen mercurio por distintas organizaciones nacionales e internacionales. La Organización Mundial de la Salud (OMS) establece como norma una entrada semanal tolerable permisible (ESTP) de $5.0 \mu\text{g}$ de Hg total por peso corporal (Chan, 1998; DHHS y EPA, 2004). Las Agencias de salud Canadiense y Francesa (AFSSA) adoptaron la misma norma que la OMS, mientras que la FDA de EUA y la Agencia de Protección Ambiental de EUA (EPA, por sus siglas en inglés) adoptan un límite más estricto de consumo tolerable de MeHg

(0.4 y 0.1 $\mu\text{g día}^{-1} \text{kg}^{-1}$ de peso corporal, respectivamente, para toda la población) (Hirsch, 2002).

En este estudio, se encontró que la entrada de mercurio por consumo de atún aleta amarilla procedente de la zona ecuatorial es mayor al límite de entrada semanal tolerable permisible (ESTP) de Hg establecido como seguro por la Organización Mundial de la Salud en base a una tasa de consumo de atún en la población mexicana de 1.30 kg/persona/año (CONAPESCA, 2006). Esto sugiere que es importante limitar o evitar el consumo de peces provenientes de distintas aguas (que pueden estar altamente contaminadas con Hg) o de peces más grandes, ya que estos registran mayores concentraciones de Hg. Los atunes de la zona ecuatorial en promedio fueron mucho más grandes en tamaño y registraron una mayor concentración de Hg en su tejido muscular que los de Baja California Sur. Sin embargo, una entrada de Hg mayor al ESTP puede no tener consecuencias en la salud, pero si la entrada promedio excede continuamente el ESTP a lo largo de la vida, la salud esta en riesgo.

Cabe mencionar, que para grupos vulnerables de la población (e. g. niños de corta edad, mujeres embarazadas) los límites de entrada semanal tolerable permisible de mercurio se reducen a la mitad (Chan, 1998; DHHS y EPA, 2004) debido a que la exposición a Hg, tanto prenatal como posnatal, afecta las funciones del cerebro y parece afectar diferentes partes de este órgano (Costa, 1988; Rasmussen *et al.*, 2005). En este estudio los valores de TEST de Hg no fueron aceptables para las mujeres embarazadas y/o en lactancia y niños menores a 10 años debido a que quedaron fuera de los valores de ESTP

recomendados para este sector de la población. (Tabla 9). Por lo que los consumidores deberían escoger especies que figuren en la parte baja de la cadena alimenticia y que son pescados en aguas sin contaminación por Hg.

Una manera más confiable de saber que la cantidad de atún que se consume es segura, es calculando el límite de exposición expresado como la cantidad (g) de atún que puede comer un adulto al día, o por semana, el cual no debe exceder el límite de ingesta tolerable adoptado por la OMS de 350 µg a la semana en una persona adulta. En este estudio se encontró que se puede consumir hasta 2500 g de atún aleta amarilla a la semana si el atún proviene de la costa occidental de Baja California Sur y menos de 1666 g a la semana de atún aleta amarilla si es capturado en la zona ecuatorial del Océano Pacífico Oriental (Tabla 9).

8.2. BIOMAGNIFICACIÓN

El atún aleta amarilla, *Thunnus albacares*, es un depredador pelágico del Océano Pacífico Oriental, el cual se alimenta principalmente de crustáceos, cefalópodos y peces (Watanabe, 1958; Alverson, 1963; Galván-Magaña, 1988; Galván-Magaña, 1999; Román-Reyes, 1990, 2005). Las presas (langostilla, calamar gigante, y peces mesopelágicos) analizadas en este estudio son las reportadas como las de mayor importancia relativa en la dieta del atún aleta amarilla que se distribuye en aguas de la costa occidental de Baja California Sur (Tabla 10) (Galván-Magaña, 1988; Galván-Magaña, 1999; Alatorre, 2007) y quienes registraron concentraciones de Hg en su tejido muscular, mostrando

que son capaces de acumular este metal y ser una fuente de entrada de Hg hacia su depredador el atún aleta amarilla (Fig. 12).

Las concentraciones de Hg registradas en las presas fueron menores a las del atún aleta amarilla, sugiriendo una biomagnificación de Hg a lo largo de la cadena alimenticia del atún. La biomagnificación de un elemento es definida como la transferencia de compuesto cenobiótico del alimento al organismo, resultando en él una acumulación mayor que su fuente alimenticia (Connell, 1998). Una manera de evaluar la biomagnificación de un compuesto es calculando el factor de biomagnificación propuesto por Gray (2002) el cual debe ser > 1 para que exista un incremento en la concentración del compuesto entre niveles tróficos inmediatos. Los valores de factor de biomagnificación obtenidos en este estudio, indican una biomagnificación de la langostilla *Pleuoncodes planipes*, el cangrejo rojo *Portunus xantusii*, el calamar gigante *Dosidicus gigas*, el calamar diamante *Thysanoteuthis rhombus*, el calamar volador *Sthenoteutis oualaniensis*, el pez globo oceánico *Lagocephalus lagocephalus* y el pez mesopelágico *Vinciguerria lucetia* hacia el atún aleta amarilla (Figura 13). La biomagnificación de Hg en el atún aleta amarilla es debido a que este pez es un depredador pelágico que se ubica en niveles superiores de la cadena alimenticia del Océano Pacífico Oriental (Olson y Watters, 2003), y a que las presas que consume ocupan distintos niveles tróficos inferiores (Wren y Stephenson, 1991, Nichols *et al.*, 1999).

Al analizar el factor de biomagnificación de cada una de las presas, se observa un aporte representativo de Hg por parte del pez globo hacia el atún

aleta amarilla, el cual no se ve reflejado en la concentración de Hg obtenida en este pez a pesar que consume presas (cangrejo rojo, calamar gigante) con un mayor contenido de Hg, este hecho puede deberse a que la acumulación de Hg se lleva acabo en otros tejidos (hígado, riñón, páncreas, branquias) y no precisamente en el músculo que fue analizado, esto se ve reflejado en una reducción de las concentraciones de Hg por parte del cangrejo rojo *P. xantussi* ($0.24 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) al siguiente nivel trófico (pez globo), la cual fue reducida en una tercera parte de su concentración ($0.09 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.), de igual forma se observa un bajo incremento de Hg del calamar gigante ($0.19 \mu\text{g g}^{-1}$ p.h.) al pez globo (Figura 13). Es probable que la entrada de mercurio en estos peces se deba a su marcada secreción de mucus, la cual es capaz de absorber mercurio y otros cationes polivalentes a partir del agua (Korriga, 1952; Dento y Breck, 1981).

Por su parte los cefalópodos serían una fuente de Hg importante hacia sus depredadores, debido a que esta especie es abundante en gran parte del año en la costa occidental de Baja California Sur. Los reportes de Galván-Magaña (1988) y Alatorre (2007) muestran al calamar gigante como una de las presas más consumidas por el atún aleta amarilla que se distribuye en la costa occidental de Baja California Sur, por lo que la biomasa sería un factor importante en la entrada de Hg con respecto a los peces (pez globo, pez mesopelágico *V. lucetia*) y los crustáceos (langostilla, cangrejo rojo *P. xantussi*). Además los calamares son presas con un alto contenido energético, el cual esta relacionado con un alto contenido de lípidos en sus tejidos, y por ello ser digeridos lentamente por sus depredadores (Schaefer, 1984; Olson y

Boggs, 1986). El largo tiempo de asimilación de los calamares, puede contribuir a una mayor retención del Hg en el tejido muscular de los depredadores y por tanto una mayor acumulación de Hg en los atunes.

Al igual que el calamar gigante la langostilla es una de las presas altamente consumidas por el atún aleta amarilla que se distribuye en la costa occidental de Baja California Sur (Galván-Magaña, 1988; Alatorre, 2007), por lo que el consumo de este crustáceo tendría un aporte importante de Hg hacia su depredador. Sin embargo, la langostilla aportaría menos mercurio debido a que su cuerpo está constituido por un exosqueleto de quitina que es difícil de digerir por su depredador (Galván-Magaña, 1988). Particularmente, la langostilla fue analizada en su totalidad y es probable que en el exoesqueleto de la langostilla exista una acumulación importante de Hg ya que uno de los mecanismos de desintoxicación que existe en este tipo de invertebrados es a través de la muda de su exosqueleto (Walker *et al.*, 1996).

Los resultados encontrados en este estudio muestran que la fuente más importante de acumulación de Hg para los pelágicos mayores, como el atún aleta amarilla, es el alimento ya que la presencia de este metal en aguas oceánicas es muy bajo (Kraepiel *et al.*, 2003) a excepción de zonas enriquecidas con Hg o contaminadas con este metal (Kojadinovic *et al.*, 2006).

9. CONCLUSIONES

La longitud de los atunes es un parámetro biométrico importante para la acumulación de Hg en el músculo de atún aleta amarilla, ya que mientras es más grande el atún mayor es su contenido de mercurio.

Las diferencias de contenido de mercurio entre las dos zonas de estudio (Baja California Sur, México y zona ecuatorial), pueden deberse a diferencias en los hábitos alimenticios de los atunes y a las condiciones ambientales en ambas zonas.

No se observaron diferencias en las concentraciones de mercurio por sexo de los atunes aleta amarilla provenientes del Océano Pacífico Oriental.

Las presas preferenciales de atún aleta amarilla: *Pleuroncodes planipes*, *Portunus xantusii*, *Dosidicus gigas*, *Sthenoteuthis oualaniensis*, *Thysanoteuthis rhombus* y *Vinciguerria lucetia* son susceptibles a bioacumular concentraciones de mercurio en sus tejidos, siendo eslabones importantes en la acumulación de este metal hacia *Thunnus albacares*.

Las concentraciones de mercurio en músculo de atún aleta amarilla de Baja California Sur y zona ecuatorial del Pacífico Oriental no exceden el límite precautorio de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de mercurio total emitido por las normas mexicanas (NOM-027-SSA1-1993), por lo que es seguro su consumo.

Se puede consumir hasta 2500 g por semana de atún aleta amarilla proveniente de la costa occidental de Baja California Sur y menos de 1666 g por semana de atún proveniente de la zona ecuatorial, basado en el consumo semanal permisible de mercurio adoptado por la OMS.

9. CONCLUSIONES

La longitud de los atunes es un parámetro biométrico importante para la acumulación de Hg en el músculo de atún aleta amarilla, ya que mientras es más grande el atún mayor es su contenido de mercurio.

Las diferencias de contenido de mercurio entre las dos zonas de estudio (Baja California Sur, México y zona ecuatorial), pueden deberse a diferencias en los hábitos alimenticios de los atunes y a las condiciones ambientales en ambas zonas.

No se observaron diferencias en las concentraciones de mercurio por sexo de los atunes aleta amarilla provenientes del Océano Pacífico Oriental.

Las presas preferenciales de atún aleta amarilla: *Pleuroncodes planipes*, *Portunus xantusii*, *Dosidicus gigas*, *Sthenoteuthis oualaniensis*, *Thysanoteuthis rhombus* y *Vinciguerria lucetia* son susceptibles a bioacumular concentraciones de mercurio en sus tejidos, siendo eslabones importantes en la acumulación de este metal hacia *Thunnus albacares*.

Las concentraciones de mercurio en músculo de atún aleta amarilla de Baja California Sur y zona ecuatorial del Pacífico Oriental no exceden el límite precautorio de $1 \mu\text{g g}^{-1}$ p. h. de mercurio total emitido por las normas mexicanas (NOM-027-SSA1-1993), por lo que es seguro su consumo.

Se puede consumir hasta 2500 g por semana de atún aleta amarilla proveniente de la costa occidental de Baja California Sur y menos de 1666 g por semana de atún proveniente de la zona ecuatorial, basado en el consumo semanal permisible de mercurio adoptado por la OMS.

10. GLOSARIO

Bentónico: (en relación a organismos marinos) Organismos que se desarrollan en íntima relación con el fondo (Sevilla, 1988).

Epipelágico: Especie que vive y/o se alimenta en aguas abiertas a profundidades de entre la superficie y los 200 metros de profundidad (Enciclopedia en línea Wikipedia)

Longitud furcal: Longitud de un pez medida desde la punta del hocico hasta el extremo de los radios caudales centrales (www.fishbase.org)

Mesopelágico: Especie que vive y/o se alimenta en aguas abiertas a profundidades de entre 200 y 1000 metros (Enciclopedia en línea Wikipedia).

Nerítico: Dicho de un organismos acuático, animal o vegetal, que vive en zonas próximas al litoral, a diferencia de los pelágicos. (DICCIONARIO DE LA LENGUA ESPAÑOLA-Vigésima segunda edición en línea).

Surgencias: Fenómeno que determina que aguas profundas, ricas en nutrientes, lleguen a niveles superficiales (Sevilla, 1988).

Termoclina: Zona de transición térmica en el agua que establece separación entre la zona heterótrofa o superficial, sujeta a cambios, y las capas profundas más o menos homotermas (Sevilla, 1988).

Pelágico: Peces que viven en mar abierto (o lagos muy grandes) en las capas superficiales o entre aguas, evitando o limitando al máximo su contacto con la costa y el fondo (Enciclopedia en línea Wikipedia).

Zona eufótica: Se le llama zona eufótica o nivel eufótico a la profundidad en la que la intensidad de la luz queda reducida a un 1% de la que ha penetrado la superficie, el límite por debajo del cual no queda lugar para la fotosíntesis (Enciclopedia en línea Wikipedia).

11. LITERATURA CITADA

- Ache, B. W., Boyle, J. D., Morse, C. E. 2000. A survey of the occurrence of mercury in the fisheries resources of the Gulf of Mexico. Prepared by Battelle for the U. S. EPA Gulf of Mexico Program, Stennis Space Center, M. S.
- Adams, D. H. 2004. Total mercury levels in tunas offshore waters of the Florida Atlantic coast. *Mar. Pollut. Bull.* 49:659-663.
- Alatorre, V. 2007. Hábitos alimenticios del atún aleta amarilla *Thunnus albacares* y barrilete *Katsuwonus pelamis* en cardúmenes mixtos del Océano Pacífico Oriental Tropical. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN., La Paz, B.C.S., México. 86 pp.
- Allen, G. R. y Robertson, D. R. 1994. Peces del Pacífico Oriental Tropical. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Agrupación Sierra Madre y CEMEX. México. 327 pp.
- Alonso, D. y Pineda, P. 1997. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en dos especies ícticas de diferente nivel trófico en la Bahía de Cartagena y la Ciénega Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Proyecto de grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 78 pp.
- Alverson, F. 1963. The food of yellowfin and skipjack tunas in the eastern tropical Pacific Ocean. (El alimento del atún aleta amarilla y del barrilete en el Océano Pacífico oriental tropical). *Bull. Inter. Am. Trop. Tuna Comm.* 7(5):295-396.

- Andren, A. y Nriagu, J. O. 1979. The global cycle mercury. En: Nriagu, J. O. (ed.). The Biogeochemistry of mercury in the environment. Elsevier-North Holland, Amsterdam, 1-21 pp.
- Anónimo. 2005. Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2004. Fishery status report no. 3. Inter Am. Trop. Tuna Comm. 119 pp.
- Bayliff, W. H. 2002. Annual report for 2001. Inter. Am. Trop. Tuna Comm. 18. 107 pp.
- Bello, G. 1991. Role of cephalopods in the diet of the swordfish, *Xiphias gladius*, from the eastern Mediterranean Sea. Bull. Mar. Sci. 49:312-324.
- Benoit, J., Gilmour, C., Heyes, A., Masson, R. P., Miller, C. 2003. Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in Aquatic ecosystems. En: Chai, Y., Braids, O. C. (ed.). Biogeochemistry of environmentally important trace elements, ACS symposium serie # 835. American Chemical Society, Washington, DC. 262-297 pp.
- Berntssen, M., Hylly, K., Julshamn, K., Lundebye, A. K. y Waagbo, R. 2004. Maximum limits of organic mercury in fish feed. Aquaculture Nutrition. 10:83-97.
- Blackburn, M. 1965. Oceanography and the ecology of tunas. Oceanogr. Mar. Ann. Rev. 3:299-322.
- Blackburn, M. 1969. Condition related to upwelling which determine distribution of tropical tunas off western Baja California. Fish. Bull. 68:147-176.
- Bloom, N. S. 1998. Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection. Can. J. Fish Aquat. Sci. 46:1131-1140.

- Bodaly, R. A., Hecky, R. E., Funge, R. J. P. 1984. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba. Can. J. Fish Aquat Sci., 41: 682-691.
- Bodaly, R. A., Rudd, J. W. M., Funge, R. J. P., Nelly, C. A. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield lakes. Can. J. Fish Aquat Sci., 50: 980-987.
- Boush, G. M. y Thieleke, J. R. 1983. Total mercury content in yellowfin and bigeye tuna. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30:291-297.
- Brusca, R. C. 1980. Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. The University of Arizona Press. (2nd. Ed.). E. U. A. 513 pp.
- Burger, J. y Gochfeld, M. 2005. Heavy metals in commercial fish in New Jersey. Environ. Res. 99(3):403-412.
- Cabana, G. y Rasmussen, J. B. 1994. Modeling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. Nature, 372:255-257.
- Cabana, G., Tremblay, A., Kalff, J., Rasmussen, J. B. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). Can. J. Fish Aquat Sci., 51: 381-389.
- Cai, Y. 2005. Bioaccumulation of mercury in pelagic fishes in NW Gulf of Mexico. Ph. M. thesis, Texas A&M University. 62 pp.
- Chan, H. M. 1998. Metal accumulation and detoxification in humans. Metal metabolism in fish in aquatic environments. Ecotoxicology series. London, UK: Chapman y Hall. 415-138 pp.
- Cole, J. S. 1980. Synopsis of biological data on the yellowfin tuna *Tunnus albacares* (Bonaterre, 1788) in the Pacific Ocean. En: Bayliff, W. H. (ed.)

- Synopsis of biological data on eight species of scombrids. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Spec. Rep. 2:71-150.
- COMEPESCA. 2005. Consejo Mexicano de Promoción de los Productos Pesqueros y Acuícolas A. C. En: www.comepesca.com.mx
- Connell, D. 1998. Biomagnification by aquatic organism-a proposal. Chemosphere. 19:1573-1584.
- CONAPESCA. 2006. Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca. Capítulo III. Comercialización y consumo. En: www.conapesca.sagarpa.gob.mx
- Costa, L. G. 1998. Interactions of neurotoxicants with neurotransmitter systems. Toxicology. 49:359-366.
- Crowder, L. B. y Magnuson, J. J. 1981. Cost-benefit analysis of temperature and food resource use: a synthesis with example from the fishes. In: W. P. Aspey and S. I. Lustic (eds). Behavior Energetics. Columbus, OH: Ohio Univ. Press. 189-221 pp.
- Dabeka, R., McKenzie, A.D., Forsyth, D.S., y Conacher, H.B. 2004. Survey of total mercury in some edible fish and shellfish species collected in Canada in 2002. Food Addit Contam. 21:434-440.
- Dento, G. R. W. y Breck, W. G. 1981. Mercury marine organisms from North Queensland. Mar. Poll. Bull. 12 (4):116-121.
- DHHS, EPA. 2004. What you need to know about mercury in fish and shellfish. Tech. rep., U. S. Department of Health and Human Services and U. S. Environmental Protection Agency, U. S. A.
- EPA. 1994. Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Risk assessment and fish consumption limits. Tech rep. Philadelphia, PA: Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency.

- Evans, D. W., Kathman, R. D. y Walker, W. W. 2002. Trophic accumulation and depuration of mercury by blue crabs (*Callinectes sapidus*) and pink shrimp (*Penaeus duorarum*). Mar. Environ. Res. 49:419-434.
- Fishstat. 2001. FAO Dirección de Estadística 2001. En: <http://faostat.fao.org/site/610/DesktopDefault.aspx?PageID=610#ancor>
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K. E. y Niem, V. H. 1995. Guía FAO para la identificación de peces para los fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental. Vol. II y III. Vertebrados, Parte 1 y 2:647-1813.
- Fitzgerald, W. F. y Clarkson, T. W. 1991. Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. Environ. Health Perspect. 96:159-166.
- Freeman, H. C., Shum, G. Uthe, J. F. 1978. The selenium content in swordfish (*Xiphias gladius*) in relation total mercury content . J. Environ. Sci. Health, A13:235-240.
- Galván, M. F. 1988. Composición y análisis de la dieta del atún aleta amarilla *Thunnus albacares* en el Océano Pacífico Mexicano durante el período 1984-1985. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN., La Paz, B.C.S., México. 86 pp.
- Galván, M. F. 1999. Relaciones tróficas interespecíficas de la comunidad de depredadores epipelágicos del Océano Pacífico Oriental. Tesis Doctoral. CICESE. 212 pp.
- García-Hernández J., Cadena-Cárdenas L., Betancourt-Lozano M., García de la Parra L. M., García-Rico L. y Márquez-Farías F. 2007. Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, México. Toxicol. Environ. Chem. 89(3):507-522.

- Gill, G. A., Bloom, N. S., Cappellino, S., Driscoll, C. T., Dobbs, C., McShea, L., Mason, R., Rudd, J. 1999. Sediment-water fluxes of mercury in Lavaca Bay, Texas. *Environ. Sci. Technol.* 33:663-669.
- Gilmour, C. C., Riedel, G. S., Ederington, M. C., Bell, J. T., Benoit, J. M., Gill, G. A., Stordal, M. C. 1998. Methylmercury concentrations and production rates across a trophic gradient in the northern Everglades. *Biogeochemistry.* 40:327-345.
- Goldberg, E. D. 1975. Marine Pollution. En *Chemical Oceanography*, (Riley y Skirrow, eds). London: Academic Press.
- Gray, J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.* 45:46-52.
- Häkanson, L., Nilsson, A., Anderson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. *Environ. Pollut.*, 49: 145-162.
- Hall, B. D., Bodaly, R. A., Funge, R. J. P., Rudd, J. W. M., Rosenberg, D. M. 1997. Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollut.* 100:13-24.
- Hall, J. E. 2002. Bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification in Puget Sound Biota: Assessing the ecological risk of chemical contaminants in Puget Sound. University of Washington Tacoma. <http://courses.washington.edu/uwtjelissues>
- Hirsch, M. 2002. Avis de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments relative à l'évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition au mercure des femmes enceintes et allaitantes et des jeunes enfants. Tech. Rep. AFSSA.

- Hoyle, S. y Maunder, M. N. 2006. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. Stock assessment report 6. Status of the tuna billfish stocks in 2004. Inter American Tropical Tuna Commission. 6:3-102 pp.
- Iverson, L. K. y Pinkas, L. 1971. A pictorial guide to beak of certain eastern Pacific cephalopods. California Div. Fish and Game. Fish. Bull. 152: 83-105.
- IPCS. 1987. Principle for safety assessment of food additives and contaminants in food. Tech. Rep. International programme on chemical safety in cooperation with the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA).
- Jaffar, M. y Ashraf, M. 1988. Selected trace metal concentrations in different tissues of fish from coastal waters of Pakistan (Arabian Sea). Indian J. Mar. Sci. 17:231-234.
- Jernelöv, A. 1969. Conversion of Mercury-Compounds. In: Chemical Fallout (M. W. Miller and G. G. Berg, eds), Charles C. Thomas, Springfield, Illinois.
- Johnels, A. G. y Westermark, T. 1969. Mercury contamination of the environment in Sweden. In Chemical Fallout: Current Research of Persistent Pesticides. 221-241 pp. (Miller, M. W. y Berg, G. G. eds.). Springfield, IL.: Charles C. Thomas.
- Krapiel, A. M. L., Keller, K., Chin, H. B. Malcolm, E. G. y Morel, F. M. M. 2003. Sources and variations of mercury in tuna. Environ. Sci. Technol. 37:5551-5518.
- Kitchel, J. F., Neil, W. H., Dizon, A. E. y Magnuson, J. J. 1978. Bioenergetic spectra of skipjack and yellowfin tunas. In: G. Sharp and A. Dizon. (eds).

- The physiological Ecology of tunas. New York: Academic Press, 357-168 pp.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Core, M., Cosson, R. P. y Bustamante, P. 2006. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. *Sci. Total Environ.* 366:688-700.
- Korriga, P. 1952. Recent advances in oyster biology. *Rev. Biol.* 27:266-308, 339-365.
- Kraepiel, A. M. L., Keller, K., Chin, H. B., Malcolm, E. G. y Morel, F. M. M. 2003. Sources and variations of mercury in tuna. *Environ. Sci. Technol.* 37:5551-5558.
- Kureishy, T. W., George, M. D. y Sen Grupta, R. 1979. Total mercury content in some marine fish from the Indian Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 10:357-360.
- Laurier, F. J. G., Mason, R. P., Gill, G. A., y Whalin, L. 2004. Mercury distributions in the North Pacific Ocean – 20 years of observations. *Mar. Chem.* 90(1-4):3-19.
- López, S. C. y Schmitter-Soto, J. J. 1995. Marco geológico y ambiental del área de estudio. En: Aureoles-Gamboa, D. y Balart, E. F. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. 233 pp.
- Lyle, J. M. 1984. Mercury concentrations in four carcharhinid and three hammerhead sharks from coastal waters of the Northern Territory. *Aust. J. Mar. Freshw Res.*, 35:441-445.
- Mason, R. P. y Fitzgerald, W. F. 1990. Alkylmercury species in the equatorial Pacific. *Nature.* 347:457-459.
- Matsumoto, H., Koya, G. y Takeuchi, T. 1965. Fetal Minamata disease. *J. Neuropathol. Exp. Neurol.* 24:563-574.

- Matthews, A. D. 1983. Mercury content of comercial important fish of the Seychelles, and hair mercury levels of a selected part of the population. Environ. Res. 30:305-312
- Maz, A. y López, C. 2006. Biomagnificación y bioacumulación de mercurio en cuatro especies de tiburón de la península de Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 77 pp.
- Menasveta, P. y Siriyong, R. 1977. Mercury content of several predacious fish in the Andaman Sea. Mar. Pollut. Bull. 8(9):200-203.
- Méndez, E., Giudice, H., Pereira, A. Inocente, G. y Medina, D. 2001. Total mercury content-fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the Southwest Atantic Ocean. J. Food Compos. Anal. 14:453-460.
- Miller, D. J. y Lea, R. N. 1972. Guide to the coastal marine fishes of California. California Department of Fish and Game. Fish. Bull. 157:249 pp.
- Monteagudo, F. A. 2002. Evaluación de la contaminación por mercurio en la población de mineros artesanales de oro de la comunidad de Santa Filomena-Ayacucho- Perú durante el periodo Agosto 2000. –Septiembre 2001. Tesis para optar al título de Químico Farmacéutico. Universidad Nacional, mayor de San Marco. 60 pp.
- Monteiro, L. R. y Lopes, H. D. 1990. Mercury content of Swordfish, *Xiphias gladius*, in relation to length, weight, age, and sex. Mar. Pollut. Bull. 21(6):293-296.
- Monteiro, L. R., Costa V, Furness, R. W. y Santos, R. S. 1996. Mercury concentrations in prey fish indicate enhanced bioaccumulation in mesopelagic environments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 141:21-25

- Morrisey, M. T., Rasmussen, R. y Okada, T. 2004. Mercury Content in Pacific Troll-Caught Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*). J. Aquat. Food Prod. Tech. 13(4):41-52.
- Nichols J., Bradbury S. y Swartout J. 1999. Derivation of wildlife values for mercury. J. Toxicol. Environ. Health B. Crit. Rev. 2:325-355.
- Nigmatullin, C. M. y Arkhipkin, A. I. 1998. A review of the biology of the squid, *Thysanoteuthis rhombus* (Oegopsida: Thysanoteuthidae), In: Okutani, T. (Ed), Contributed papers to International Symposium on Large Pelagic Squids. July 18-19, for JAMARC's 25th anniversary of its foundation. 155-181 pp.
- Norton, J., McCain, D., Brainard, R. y Husby, D. 1985. The 1982-1983 El niño event of Baja and alta California and it ocean climate context. 44-72. In: Wooter, W.S y D.C Fluharty (eds.). El Niño North: Niño effects in the eastern subartic Pacific Ocean.
- NOAA. 2005. National marine fishery service. <http://www.nmfs.noaa.gov>
- Olson, R. J. y C. H. Boggs. 1986. Apex predation by yellowfin tuna (*Thunnus albacares*): independent estimates from gastric evacuation and stomach contents, bioenergetics, and cesium concentrations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:1760-1775.
- Olson, R. J. y G. M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 22(3):1-17.
- Pacheco-Sandoval, P. 1991. Oceanografía Física. 151-168 pp. En G. de la Lanza E. (Compiladora). Oceanografía de Mares Mexicanos. AGT Editor: México. 569 pp.

- Perkin Elmer. 1994. Analytical Methods for Atomic Absorption Spectroscopy. The Perkin elmer Corporation. United States of America. Copyrigh. 300 pp.
- Petit, M. 1991. Contribution de la télédétection Aérospatiale à l'élaboration des bases de l'halieutique: l'exemple des pêcheries thonières tropicales de surface (aspect évaluatif). These Université Paris VI. 129 pp.
- Pompe, J., Srebocan, E. y Prevendar-Crnica, A. 2006. Mercury concentrations in bluefin tunas (*Thunnus thynnus*). Abstracts/Toxicology Letters, 164S:S1-S324.
- Rasmusen, R. S., Nettleton, J. y Morrissey, M. T. 2005. A review of mercury in seafood: special focus on tuna. J. Aqua. Food Prod. Tech. 14(4):71-100.
- Román-Reyes, J. C., Santos, M. y Valdez Ochoa. 1990. Análisis del contenido estomacal y gonadal de *Thunnus albacares* (Atún aleta amarilla) en el Océano Pacífico Oriental Tropical (ciclo 1988-1989). Tesis de licenciatura Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, México.
- Román-Reyes, J. C. 2005. Análisis del contenido estomacal y la razón de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}C$) y nitrógeno ($\delta^{15}N$) del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), delfín manchado (*Stenella attenuata*) y delfín tornillo (*Stenella longirostris*) del Océano Pacífico Oriental. Tesis de doctorado. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S. México. 161 pp.
- Rosas, L. R. 2007. Descripción de la alimentación del calamar gigante *Dosidicus gigas* D'Orbigny, 1835 en la costa Occidental de la Península de Baja California. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. 84 pp.

- Ruelas-Inzunza J., Meza-López G. y Páez-Osuna F. 2008. Mercury in fish of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *J. Food Comp. Anal.* 21:211-218.
- Ruelas-Inzunza J. y Páez-Osuna F. 2005. Mercury in fish and shark tissues from two coastal lagoons in the Gulf of California, México. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 74:294-300.
- Ruíz, D. 1985. Recursos pesqueros de las costas de México. Limusa, Mexico. 208 pp.
- Sevilla, M. L. 1988. Biología pesquera. 3er ed. CECSA, México, D. F. 100 pp.
- Schaefer, K. M. 1984. Swimming performance, body temperatures and gastric evacuation times of the black skipjack, *Euthynnus lineatus*. *Copeia*. 4:1000-1003.
- Schaefer, K. M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern pacific ocean. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Commn.* 21(5):75.
- Schaefer, M. B., B. M. Chatwin y G. C. Broadhead. 1961. Tagging and recovery of tropical tunas, 1955-1959. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comn.* 5(5):341-416.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, (SEMARNAP). 1996. Lo que usted debe saber sobre el mercurio y su situación en América del Norte. Serie Mercurio no. 1, Instituto Nacional de Ecología, México D.F. 1-11 pp.
- Secretaría de Salud. 1993a. NOM-027-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias Secretaría de Salud, México, D. F.

- Secretaría de Salud. 1993b. NOM-031-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos y congelados. Especificaciones Sanitarias Secretaría de Salud, México, D. F.
- Simpson, J. J. 1987. Transport processes affecting the survival of pelagic fishstocks in the California Current. American Fisheries Society Symposium. 2:39-60.
- Sinopoli, M., Pipitone, C., Campagnuolo, S., Campo, D., Castriota, L., Mostrada, E. y Andaloro, F. 2004. Diet of young of the year bluefin tuna, *Thunnus thunnus* (Linnaeus, 1758), in the southern Tyrrhenian (Mediterranean) Sea. Journal of Applied Ichthyology. 20:310-313.
- Storelli, M. M., Giacomini-Stuffler, R., Storelli, A. y Marcotrigiano, G.O. 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. Marin. Pollut. Bull. 50: 993-1018.
- Storelli, M.M., Stuffler, R.G., y Marcotrigiano, G.O. 2002. Total and methyl mercury residues in tuna-fish from the Mediterranean sea. Food Addit Contam. 19(8):715-720.
- Stretta, J. M. 1991. Contribution de la teledetection Aerospatale a l' alaboration des bases de l' halieutique operationnelle: l' exemple des pecheres thonieres tropicales de surface (aspects predictifs). These de Doctorat d'etat, Unirsite Paris VI. 125 pp.
- Sund, P. N., Blackburn, M. y Williams, F. 1981. Tunas and environment in the Pacific Ocean: a review. Oceanogr. Mar. Biol. 19:443-512.
- Thomas, W. H. 1977. Nutrient-phytoplankton interrelationships in the eastern tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 17(3):172-212.

- Topping, G. y Davies, I. M. 1981. Methylmercury production in the marine water column. *Nature*. 290:243-244.
- Trudel, M., Tremblay, A., Schetagne, R. y Rasmussen, J. B. 2000. Estimating food consumption rates of fish using a mercury mass balance model. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 57:414-428.
- Tsubaki, T. y Takahashi, H. 1986. Recent advances in Minamata disease studies. Methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan Kodansha, Tokyo, Japan
- Velasco-González O., Echeverría-Almeida S., Pérez-lópez M. E. y Villanueva-Fierro I. 2001. Contenido de mercurio y arsénico en atún y sardinas enlatadas mexicanas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 17:31-35.
- Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M. y Peakall, D. B. 1996. Principles of ecotoxicology. Taylor & Francis, UK. 321 pp.
- Walker, T. I. 1976. Effects of species, sex, length and locality on the mercury content of school shark *Galeorhinus australis* (Macleay) and gummy shark *Mustelus antarcticus* (Guenther) from South-eastern Australian waters. *Aust. J. Mar Freshw Res.*, 27: 603-616.
- Watanabe, H. 1958. On the difference of the stomach contents of the yellowfin and bigeye tunas from the western equatorial Pacific. *Nankai Reg. Fish. Res. Lab., Rep.* 7:72-81.
- Wiener, J. G. y Spry, D. J. 1996. Toxicological significance of mercury in freshwater fish. In: Beyer, W. N., Heinz, G. H. and Redmon-Norwood, A. W. (ed.). *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations*. Lewis Publishers, Boca Raton , FL. 297-339 pp.

- Wiener, J. G., Krabbenhoft, D. P., Heinz, G. H. y Scheuhammer, A. M. 2003. Ecotoxicology of mercury. En: Hoffman, D. J., Ratter, B. A., Burton, G. A. J. and Cairns, J. J. (ed.). Handbook of ecotoxicology: Lewis Publishers, New York.
- Wolff, C. A. 1982. A beak key for eight eastern tropical pacific cephalopods species, with relationship between their beak dimensions and size. Fish. Bull. 80(2):537-370.
- Wolff, C. A. 1984. Identification and estimation of size from the beaks of eighteen species of cephalopods from the Pacific Ocean. NOAA Technical Report NMFS. 17:50 pp.
- Wren, C. D. y Stephenson, G. L. 1991. The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals in freshwater invertebrates. Environ. Pollut. 71:205-241.
- Wyrki, K. 1964. Equatorial currents in the Pacific 1950 to 1970 and their relations to the trade winds. J. Phys. Oceanog. 4:374-380.
- Wyrki, K. 1965. Corrientes superficiales del Océano Pacífico tropical oriental. Interam. Trop. Tuna Conm. 9:295-304.
- Wyrki, K. 1967. Circulation and water masses in the Eastern Equatorial Pacific Ocean. Int. J. Oceanol. Limnol. 1(2):117-147.
- Young, R. E. y Vecchione, M. 1996. *Thysanoteuthidae* Kerferstin, 1866. *Thysanoteuthis rhombus* Troschel, 1857. The diamondback squid. Version 01 January 1996.
http://tolweb.org/Thysanoteuthis_rhombus/19420/1996.01.01
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical análisis (4th ed). Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 1-1029 pp.