



**Acumulación de mercurio en ostiones de la especie  
*Striostrea prismatica* en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa**

**T E S I S**

que para obtener el grado académico de:

**MAESTRA EN CIENCIAS  
(QUÍMICA ACUÁTICA)**

presenta:

**Q. IVETTE ARELLANO CAMACHO**

Director de tesis:

Dra. Ana Carolina Ruíz Fernández

Comité tutorial:

Dr. Federico Páez Osuna  
Dr. Evgueni Choumiline  
Dr. Jorge Ruelas Inzunza  
Dr. Martín Frías Espericueta

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.

*A Héctor por ser el amor de mi vida y a nuestra bebé que está por nacer.*

Este trabajo de investigación se realizó en el laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) bajo la dirección de la Dra. Ana Carolina Ruíz Fernández y con el apoyo del Dr. Federico Páez Osuna y la Dra. Rosalba Alonso con el Proyecto "Monitoreo de metales pesados y otros contaminantes en el ostión de roca *Striostrea prismatica* (= *Ostrea iridescens*) en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México".

## ÍNDICE GENERAL

<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>2. GENERALIDADES</b>	<b>2</b>
2.1. Características del mercurio	2
2.2. Incorporación y efectos del mercurio en los humanos	3
2.3. Incorporación del mercurio en los organismos acuáticos	4
2.4. Biomonitores	6
2.5. Descripción de la especie	8
<b>3. ANTECEDENTES</b>	<b>9</b>
3.1. Estudios a nivel mundial	9
3.2. Estudios en México	13
<b>4. OBJETIVOS</b>	<b>16</b>
4.1 Objetivo general	16
4.2. Objetivos particulares	16
<b>5. HIPÓTESIS</b>	<b>16</b>
<b>6. ÁREA DE ESTUDIO</b>	<b>17</b>
<b>7. METODOLOGÍA</b>	<b>21</b>
7.1. Organismos	21
7.1.1. Muestreo	21
7.1.2. Procesamiento de las muestras	21
7.2. Sedimentos	22
7.2.1. Muestreo	22
7.2.2. Procesamiento de las muestras	22
7.2.2.1. Análisis granulométrico	23

7.2.2.2. Determinación de materia orgánica	23
7.2.2.3. Determinación de Hg	24
<b>8. ESTADÍSTICA Y CONTROL DE CALIDAD</b>	<b>26</b>
8.1. Precisión	26
8.2. Exactitud	26
8.3. Límite de detección	27
8.4 Análisis estadístico	27
8.4.1 Distribución de t-Student	27
8.4.2 Análisis de varianza de un factor	27
8.4.3 Análisis de regresión y correlación	28
<b>9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>30</b>
9.1 Niveles de concentración de mercurio en ostiones	30
9.2 Relación entre los niveles de concentración de mercurio y parámetros morfométricos	32
9.2.1 Niveles de concentración de Hg con respecto a la talla	32
9.2.2 Niveles de concentración de Hg con respecto al peso	33
9.3 Variación estacional de las concentraciones de Hg	33
9.4 Comparación de las concentraciones de Hg en ostiones entre sitios de muestreo	34
9.5 Concentraciones de Hg en sedimentos	39
9.6 Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993	41
<b>10. CONCLUSIONES</b>	<b>42</b>
<b>11. LITERATURA CITADA</b>	<b>44</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo generalizado de la acumulación de los metales pesados en los organismos acuáticos

Figura 2. Localización de los sitios de muestreo

Figura 2.1. Localización del sitio control de muestreo

Figura 3a. Esquema que resume el procedimiento experimental para la determinación de Hg en el tejido blando de ostión

Figura 3b. Esquema que resume el procedimiento experimental para la determinación de Hg en los sedimentos

Figura 4. Concentraciones de Hg encontrados en los ostiones recolectados en el sitio “Emisor”

Figura 5. Concentraciones de Hg en los ostiones recolectados en el sitio “Valentinos”

Figura 6. Concentraciones de Hg en los ostiones recolectados en el sitio “Oceánica”

## ÍNDICE DE TABLAS

- Tabla 1. Concentración de Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en ostiones y recolectados en la Bahía de Mazatlán
- Tabla 2. Promedio de intervalos de concentraciones de Hg en bivalvos con variación estacional reportadas en la literatura
- Tabla 3. Concentración de Hg en organismos recolectados en el Emisor
- Tabla 4. Concentración de Hg en los ostiones recolectados recolectados en el sitio “Valentinos”
- Tabla 5. Concentración de Hg en organismos recolectados en el sitio “Oceánica”
- Tabla 6. Concentración de Hg y talla de los organismos recolectados en el sitio “Piactla”.
- Tabla 7. Resultados del análisis granulométrico y las concentraciones de la materia orgánica, carbonatos y Hg en sedimentos recolectados en la Bahía Mazatlán

## 1. INTRODUCCIÓN

El mercurio, al igual que otros metales puede encontrarse de manera natural en el medio ambiente debido al desgaste de la corteza terrestre, el transporte atmosférico, las erupciones volcánicas, las emisiones oceánicas, hidrotermalismo y se genera por actividades antropogénicas (inadecuado manejo de procesos industriales o accidentes de transportación) por lo cual, las cantidades presentes en la biosfera se han incrementado considerablemente a partir del inicio de la edad industrial. Aunque la concentración de mercurio en el ambiente es muy baja, debido a la actividad antropogénica ha aumentado considerablemente en las últimas décadas (Gochfeld, 2003).

La contaminación del ambiente marino por compuestos del Hg resulta de los fenómenos naturales y las descargas antropogénicas; las descargas de origen humano contribuyen a incrementar el flujo de Hg y a modificar las formas y especies químicas de este elemento en la columna de agua y en los sedimentos (André *et al.*, 1990). Cuando el mercurio es liberado a la atmósfera se encuentra en su forma elemental ( $\text{Hg}^0$ ), este es transformado a una especie soluble ( $\text{Hg}^{2+}$ ), dicha transición de un compuesto inorgánico a su forma orgánica (MeHg) es el primer paso en el proceso de acumulación del ambiente acuático y se forma en los sedimentos por la metilación bacteriana del Hg inorgánico. Después de la actividad bacteriana, la mayoría del MeHg formado ingresa al tejido biológico debido a su gran afinidad con los grupos sulfhidrilo y los lípidos y es eventualmente acumulado en los organismos acuáticos, con los subsecuentes fenómenos de biomagnificación a lo largo de la cadena trófica (Fitzgerald y Mason, 1996). La acumulación de Hg en los organismos marinos es bien conocida. Se han encontrado concentraciones mayores de Hg en función del nivel trófico debidas al proceso de biomagnificación (Palmisano *et al.*, 1995). El mercurio (Hg) es un contaminante persistente y bioacumulativo, cuyos efectos tóxicos en el sistema nervioso humano se conocen desde hace siglos y, aunque actualmente existe un nivel razonable de entendimiento de sus efectos y las medidas necesarias para proteger la salud humana y el ambiente, la realidad es que aún en nuestros días, se considera un serio problema ambiental (USEPA, 2002).

## 2. GENERALIDADES

### 2.1. Características del mercurio

El mercurio pertenece al grupo II B de los metales de transición de la tabla periódica de los elementos químicos y se considera un metal pesado ( $\geq 5 \text{ g cm}^{-3}$ ) ya que cuenta con un peso específico de  $13.6 \text{ g cm}^{-3}$ . Es un metal líquido entre  $-39$  y  $60 \text{ }^\circ\text{C}$ , de color plata brillante y, debido a su alta presión de vapor se evapora fácilmente a temperatura ambiente (Whittaker, 1969).

El mercurio representa el  $8.5 \times 10^{-6} \%$  de la corteza terrestre (Libes, 1992),  $56 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$  en la corteza superior y  $21 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$  en la corteza inferior (Wedepohl, 1995). Se encuentra en el ambiente de manera natural debido a los desprendimientos o el desgaste de la corteza terrestre, el transporte atmosférico, las erupciones volcánicas y las emisiones oceánicas (Moore, 2000; Gochfeld, 2003) y por las actividades antropogénicas, como resultado de la quema de combustibles, desechos industriales e incineración de basura (Selmer y Larger, 1992). Se estima que aproximadamente de 2700 a 6000 ton de Hg son introducidas anualmente a la atmósfera por fuentes naturales y otras 2000 a 3000 ton ocasionadas por las actividades antropogénicas (Foulker, 1994; Hylander y Meili, 2003).

La minería aurífera es una actividad de gran importancia económica en la cual el mercurio es utilizado sobre todo en el proceso de amalgamación. Usualmente, los depósitos de oro con partículas muy delgadas necesitan del mercurio para una buena recuperación del mismo.

En el proceso de amalgamación, el oro es atrapado por el mercurio en el seno de una pulpa acuosa para formar una sustancia altamente viscosa y de color blanco brillante, denominada amalgama. La recuperación final del oro se realiza mediante un fuerte calentamiento de la aleación (evaporación del mercurio) o la utilización de ácido nítrico (disolución del mercurio).

Los riesgos sobre la salud y el medio ambiente no son tenidos en cuenta por la población minera que ignora los daños que puede ocasionar un mal manejo del mercurio. La exposición a esta sustancia no se limita a los trabajadores, sino que se extiende a sus familiares, ya que en muchos casos los mineros y los comerciantes destilan la amalgama a fuego abierto ("quema de la amalgama") en la cocina o en el patio de sus casas manipulando el mercurio metálico, sin ninguna protección, durante las diferentes etapas del proceso.

El mercurio es un metal ampliamente utilizado para la fabricación y reparación de instrumentos científicos como termómetros, barómetros, bombas de vacío, tubos fluorescentes, tubos de rayos X, lámparas rectificadoras y termostatos automáticos; en la síntesis de sosa cáustica y ácido acético glacal, en la extracción de oro y plata para la formación de amalgamas y en la fabricación de juguetes electrónicos y químicos. Es útil también en la industria del sombrero, donde es empleado para la fabricación de terciopelo a partir del pelo de conejo. Diversas sales inorgánicas se emplean en pinturas

protectoras y papel. El óxido se usa en la fabricación de baterías secas de larga duración y como antiséptico; el cloruro de mercurio se usa como conservador de tejidos y catalizador químico; el fulminato se usa en terapias dermatológicas y el mercurio amoniaco como antiséptico (MPCA, 2002). Los compuestos alquílicos son usados en la agricultura como plaguicidas. Los compuestos fenil-mercúricos se emplean en el tratamiento de maderas y granos, como antisépticos y también han sido empleados como diuréticos, pero su utilización fue proscrita debido a que el mecanismo para incrementar la diuresis ocasiona daño al túbulo renal. Otro uso muy controvertido es el de las amalgamas dentales, ya que éstas desprenden vapores tóxicos que afectan principalmente a dentistas y técnicos dentales, aunque se ha demostrado que la gente con amalgamas en los dientes, aunque presenta mayor concentración de Hg en su organismo, no está expuesta a ningún riesgo de intoxicación ya que las cantidades a las que se exponen son mínimas. Su uso en pesticidas, conservadores de semillas, pinturas y cosméticos se ha restringido en algunos países, pero todavía existen muchas compañías que lo utilizan (Barreto-Serrano, 2002).

## **2.2. Incorporación y efectos del mercurio en los humanos**

Aunque el mercurio puede ser absorbido a través de la piel y el tubo digestivo, el envenenamiento suele ser consecuencia de la absorción de los vapores por vía pulmonar. Después de penetrar en el organismo, su oxidación es lenta en la sangre y se ioniza en los tejidos depositándose principalmente en los riñones, y en cantidades menores, en el cerebro, hígado, bazo, corazón, mucosa intestinal y glándulas salivales. La excreción del mercurio se hace principalmente por la piel, heces y orina. En cuanto a los síntomas de intoxicación por mercurio, pueden ser agudos o crónicos. En el envenenamiento por mercurio el principal órgano afectado es el cerebro y uno de los primeros signos es un temblor tenue de las manos, párpados, piernas, brazos y labios. El mercurio puede causar también dermatitis por contacto. La inhalación de vapor de Hg por periodos prolongados de tiempo origina lesiones del sistema nervioso central ya que es fácilmente absorbible a través del parénquima pulmonar. En el tracto gastrointestinal se absorbe menos del 0.01 % del total de una dosis de Hg líquido ingerido. La intoxicación aguda, no severa, por Hg inorgánico produce dolor abdominal, náuseas, diarrea, dificultad para respirar e insuficiencia renal; si la intoxicación es severa, pueden aparecer signos y síntomas neurológicos, tales como falta de coordinación en la actividad muscular voluntaria, disminución de la agudeza visual (que puede llegar a la ceguera), retardo mental y patrones encefalográficos anormales (Picazo-Sánchez, 2002).

Una de las principales enfermedades ocasionadas por el contacto con mercurio es el mercurialismo y sus síntomas principales son salivación abundante, así como irritabilidad y temblor de las manos; si la intoxicación es debida a la inhalación de vapor, también se observa disnea. Los síntomas del mercurialismo crónico son reversibles si el paciente pierde contacto total con el mercurio (Morales y Barceló, 2001).

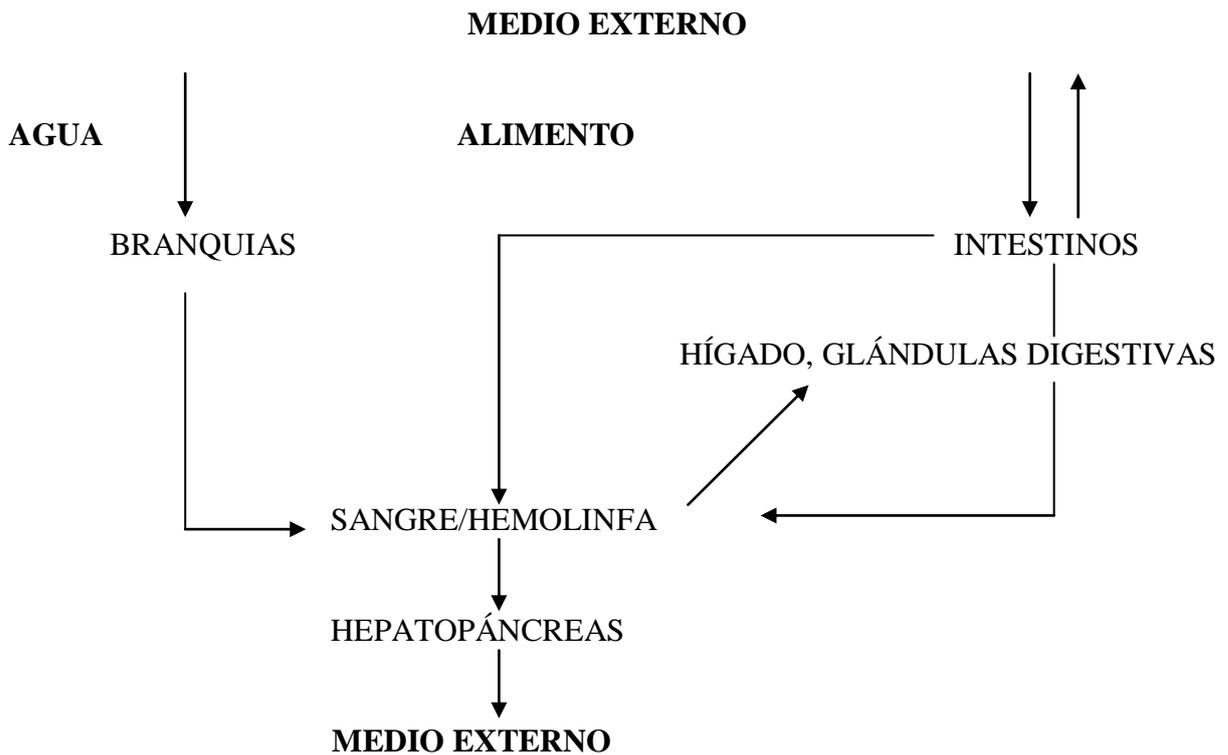
La alta toxicidad del mercurio se deriva principalmente de la alta afinidad que tienen por los metales pesados los grupos sulfhídricos presentes en las estructuras de las proteínas y las membranas celulares, en general, de tal manera que el mercurio tiene la capacidad de alterar casi todas las funciones orgánicas en las que participan proteínas, incluyendo la producción energética celular y la actividad mitocondrial, así como de dañar la permeabilidad y capacidad de transporte de la membrana celular (Fitzgerald y Mason, 1996).

Otra enfermedad ocasionada por el contacto con mercurio es el *Mad hat* mejor conocida como enfermedad del “sombrero loco”, la cual era común en los fabricantes de sombreros que empleaban soluciones de nitrato de mercurio para ablandar los pelos de los animales con los que se fabricaban los sombreros (Torrente y Montiel, 2001).

Los infantes son 4 o 5 veces más sensibles al Hg que las personas adultas y pueden desarrollar acrodinia, también llamada “enfermedad rosada”. Este raro síndrome causa severos calambres en las piernas, irritabilidad y dedos rosados y dolorosos, resultando a veces en la exfoliación de la piel de las manos. El daño causado por el Hg durante la gestación o en la infancia puede provocar retraso locomotor o en el habla, además de problemas permanentes de aprendizaje (NAS, 2000).

### **2.3. Incorporación del mercurio en los organismos acuáticos**

Los animales acuáticos están naturalmente expuestos a una gran variedad de metales, cuyas formas químicas y concentraciones están gobernadas por procesos geoquímicos naturales y por actividad antropogénica. En estos metales, se incluyen metales esenciales, necesarios para favorecer procesos biológicos y metales no esenciales, con funciones biológicas desconocidas. Un modelo generalizado para la ingesta, transportación, almacenamiento y liberación de metales en animales acuáticos se muestra en la Figura 1.



**Figura 1.** Modelo generalizado de la acumulación de los metales pesados en los organismos acuáticos.

En cuanto los metales son absorbidos a través de las barreras epiteliales de las branquias o del sistema digestivo, son distribuidos a los órganos internos para su utilización, almacenamiento y liberación. Los componentes de la sangre y hemolinfa son su medio de transporte. Después se redistribuyen para su excreción en el hígado, glándulas digestivas o riñones y de esta manera los metales son liberados del organismo por mecanismos de excreción.

Los mecanismos celulares asociados con varios órganos y sistemas operan de una manera altamente integrada para coordinar la asimilación, transporte y liberación de los metales (Roesijadi y Robinson, 1993).

Es por esto, que los contaminantes son adquiridos a través de los productores y se mueven a la grasa de los consumidores. Si el consumidor es capturado y comido, su grasa es digerida y el contaminante se traslada a la grasa del nuevo consumidor, provocando un aumento progresivo en la concentración del contaminante en los tejidos grasos del consumidor subsecuente (Gochfeld, 2003), este proceso se conoce como bioacumulación.

La bioacumulación es el proceso que causa un incremento en la concentración de una sustancia química en un organismo acuático, comparado con la correspondiente en agua, debido a la captura que incluye a todas las rutas de exposición i.e. la absorción desde los alimentos ingeridos, transporte a través de la superficie respiratoria y absorción dérmica (Mackay y Fraser, 2000).

La biomagnificación es la tendencia de los contaminantes a concentrarse en niveles tróficos sucesivos. El primer paso para la biomagnificación se presenta cuando un contaminante que se asemeja químicamente a nutrientes inorgánicos esenciales entra en el ambiente, ya que es entonces incorporado y almacenado “por error” en los organismos primarios, los cuales concentran dichos contaminantes a niveles superiores a los encontrados en el ambiente que los rodea. La segunda etapa se presenta cuando dicho organismo se convierte en alimento de un organismo secundario, el cual a su vez incorpora el contaminante acumulado en la biomasa del productor (Picazo-Sánchez, 2002).

Usualmente los contaminantes solubles en agua no pueden biomagnificarse de esta manera debido a que se disuelven en los fluidos corporales del consumidor y ya que los organismos pierden agua al ambiente, los contaminantes se pierden también. Así, para que haya biomagnificación, el contaminante debe presentar tres condiciones (Picazo-Sánchez, 2002): 1) tener una larga vida, 2) ser concentrado por los productores y 3) ser soluble en grasas.

La concentración natural de Hg en el ambiente es muy baja, sin embargo, debido a la actividad antropogénica, ha aumentado considerablemente provocando cambios irreversibles, pues aún cuando se controlen las fuentes de emisión, no siempre es posible restablecer el ecosistema original (Levinson, 1980, Callahan *et al.*, 1994) debido a que el mercurio por su poder de bioacumulación, se va incrementando en los organismos consumidores, causando un fuerte efecto deletéreo (Keckes y Miettinen, 1972).

## **2.4. Biomonitores**

La importancia de los metales pesados en los sistemas biológicos (Simkiss y Mason, 1983) radica en que son:

- Activadores y constituyentes enzimáticos.
- Formadores de metaloproteínas.
- Participan en los procesos redox y de transferencia de electrones.

Los biomonitores proporcionan mediciones integradas en el tiempo de los niveles de contaminantes disponibles en sus aguas.

Algunas de las características con las que debe contar un organismo para ser considerado como biomonitor (Phillips, 1980) son: El organismo deberá acumular el contaminante, debe ser sedentario, abundante, longevo, fácil de muestrear y capaz de sobrevivir en condiciones de laboratorio, deberá de ser de talla razonable de manera que proporcione el tejido suficiente para llevar a cabo los análisis,

deberá existir una correlación simple entre el contenido de contaminante en el organismo y la concentración promedio en las aguas donde habita y los efectos sobre el organismo de las variaciones de salinidad y temperatura deberán ser conocidas.

Las ventajas de utilizar a los bivalvos como centinelas de la contaminación costera son las siguientes (Farrington, *et al.*, 1983):

- Son organismos con una amplia distribución mundial en las aguas costeras.
- Son sedentarios y por ende efectivos en diagnosticar la contaminación para un área dada.
- Concentran la mayoría de los contaminantes de interés con respecto a las concentraciones del agua por factores de 100 a 1000 veces.
- Debido a que las sustancias de interés son analizadas directamente en los bivalvos, es posible obtener una medida de su disponibilidad biológica.
- Exhiben una baja o indetectable actividad de los sistemas enzimáticos que metabolizan muchos compuestos xenobióticos.
- Ocurren frecuentemente en grandes poblaciones, de tal manera que un muestreo sobre una base anual no pone en riesgo su sobrevivencia.
- Parecen ser especialmente resistentes a los contaminantes y comúnmente sobreviven en zonas donde otros organismos son eliminados.
- Pueden ser fácilmente transplantados de una a otra área.
- Son productos comercialmente importantes, los cuales son consumidos extensivamente en algunas áreas del mundo.
- La vida media de los contaminantes en los bivalvos fluctúa de periodos de semanas a meses.

Algunos de los problemas en el uso de los bivalvos como centinelas de la contaminación pueden ser:

- Algunas formas de la contaminación no pueden ser monitoreadas por los bivalvos, tales como nitratos y fosfatos.
- El grado de bioacumulación de un contaminante dado, está sujeto además de los factores ambientales a factores biológicos como el sexo, edad, ciclo reproductivo, etc.

A pesar de que no existe un biomonitor ideal, los bivalvos son considerados buenos biomonitores debido a que cuentan con la mayoría de las características antes mencionadas.

## 2.5. Descripción de la especie

El ostión *Striostrea prismatica* es un molusco bivalvo de interés particular porque es ampliamente usada para el consumo humano y porque cumple con varios de los requisitos descritos en estudios previos para ser un biomonitor (Goldberg *et al.*, 1978; Phillips, 1980; Farrington *et al.*, 1983; Rainbow and Phillips, 1993). La especie *Striostrea prismatica* está asociada con sustratos de roca, habita en áreas intermareales en bahías y costas abiertas (Stuardo y Martínez, 1975).

*Striostrea prismatica* conocido como “ostión de piedra” comúnmente, se encuentra distribuido geográficamente desde el Golfo de California hasta el norte de Perú, vive fijo a un sustrato expuesto al oleaje por debajo de la zona de mareas a lo largo de las costas rocosas. Se alimentan de pequeños organismos como protozoarios y diatomeas por medio de filtración (Baqueiro, 1984).

Los ostiones son unisexuales de junio a noviembre, sus gametos son expulsados al agua, produciéndose la fecundación en el fondo y entre 24 y 36 horas después el huevo fecundado se transforma en larva ciliada. Antes de terminar su vida planctónica se forma una glándula que segrega una especie de pegamento o cemento con el que se unirá la larva a un sustrato, cuando caiga al fondo. Una vez fijada la larva se inicia la vida sedentaria del ostión; no obstante, al llegar a la edad adulta puede desprenderse del sustrato al que está adherida y mantenerse libre sobre el fondo, sin peligro de ser arrastrada por las corrientes gracias a que no tienen bajo peso.

### 3. ANTECEDENTES

Los estudios de acumulación de metales pesados pueden tener dos orientaciones principales: (a) la determinación de los niveles básicos de referencia y distribución de estos elementos en los tejidos de los organismos procedentes de sitios no contaminados, que servirán de base para identificar los posibles eventos de contaminación antropogénica, y (b) la evaluación de las concentraciones que llegan a alcanzar estos contaminantes en los organismos que habitan las zonas contaminadas (PROFEPA, 1995), con lo cual se podría evaluar el potencial de toxicidad de los metales sobre cada especie y hábitat en particular.

En diversas partes del mundo, incluido el puerto de Mazatlán se han realizado estudios para determinar concentraciones de mercurio y de otros metales pesados en organismos acuáticos en los cuales están incluidos los moluscos bivalvos.

Entre los trabajos que se han realizado en bivalvos de la especie *Striostrea prismatica* (antes llamada *Crassostrea iridescens*) se encuentran los efectuados por Páez-Osuna et al. (1988, 1995), Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas (1990a, b).

#### 3.1. Estudios a nivel mundial

Balkas *et al.* (1982) evaluaron los niveles de Cd, Hg y Pb en peces del noreste Mediterráneo (Turquía). En particular para Hg, los valores alcanzados fluctuaron entre  $8 \mu\text{g kg}^{-1}$  en *Boops salpa* y  $250 \mu\text{g kg}^{-1}$  en *Upeneus moluccensis*.

Francesconi y Lenanton (1992) midieron los niveles de Hg en peces provenientes de una bahía al oeste de Australia, que recibió efluentes industriales contaminados por un lapso de 30 años. Las diferencias entre las concentraciones de Hg para las diferentes especies de peces fueron explicadas con base a sus hábitos alimenticios. Los niveles de Hg encontrados en la mayoría de los peces analizados ( $10.3 \text{ mg/kg}$  promedio) sobrepasaron los niveles máximos permisibles de acuerdo a la legislación australiana ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).

Bidone et al. (1997) midieron las concentraciones de mercurio en diversas especies de peces en la porción brasileña del Amazonas con la finalidad de evaluar el grado de exposición del hombre al mercurio a través del consumo de estas especies de peces. De los organismos analizados 27 especímenes presentaron niveles de mercurio mayores a  $500 \mu\text{g kg}^{-1}$  con base a peso seco, que se considera como el nivel máximo permisible en pescado fresco para el consumo humano de acuerdo a la legislación de Brasil.

Joiris et al. (1998) recolectaron bivalvos de la especie *Anadara (Senilia) senilis* de una laguna cerrada y dos abiertas en Ghana y de un estuario en Nigeria para analizar el contenido de mercurio total y mercurio orgánico. Encontraron que la concentración de mercurio total tiende a aumentar en las lagunas y a disminuir en el estuario durante la época de secas; así como en las lagunas, la concentración de mercurio total disminuye con la talla de las especies; mientras que la concentración de mercurio orgánico es relativamente estable tanto en época de lluvias como de secas, además de que no presentó ninguna relación con respecto a la talla de las especies.

Olivero et al. (1998) midieron los niveles de mercurio en peces de dos sitios asociados a la minería de oro en el norte de Colombia. En el sitio más impactado, tres de las especies presentaron niveles mayores al nivel máximo establecido ( $500 \mu\text{g kg}^{-1}$  en base a peso seco) para peces de consumo humano por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2000).

Sbriz et al. (1998) estudiaron la acumulación de mercurio y otros contaminantes en *Crassostrea rizhoporae*, *Isognomon alatus*, *Codakia orbicularis* Linné, y *Tellina fausta* recolectados en las áreas costeras de República Dominicana. Encontraron concentraciones de mercurio (con base a peso seco) desde 0.49 hasta  $7.2 \text{ mg kg}^{-1}$ , en los organismos de la especie *C. Rizhoporae*, entre 0.59 y  $0.98 \text{ mg kg}^{-1}$  en *Isognomon alatus* y  $0.29 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $0.75 \text{ mg kg}^{-1}$  en *Tellina fausta*. Las altas concentraciones de mercurio que se encontraron, fueron en organismos recolectados en dos estaciones cercanas a una conocida fuente de contaminación de mercurio en los sedimentos.

St-Amand et al. (1999) estudiaron los efectos del Hg inorgánico sobre la respiración y la actividad natatoria en crías de pájaros carpinteros de la especie *P. borealis* provenientes del Golfo de St. Lawrence, Canadá. Los resultados indicaron que el Hg afecta principalmente los procesos respiratorios, ya que las larvas contaminadas no fueron capaces de adaptar su metabolismo al estrés fisiológico provocado por este metal.

Fishelson et al. (1999) determinaron la concentración de Cd, Fe, Cu y Hg en bivalvos de la especie *Donax trunculus* recolectados en tres sitios a lo largo de la costa de Israel, de los cuales, uno recibe desechos de una industria de polímeros, otro de una industria petroquímica y el último es un sitio considerado "limpio". Encontraron mayores concentraciones de Hg ( $> 6 \text{ mg kg}^{-1}$ ), en los organismos recolectados donde se reciben los desechos de la industria de polímeros, seguido por los recolectados en el sitio "limpio" ( $< 2 \text{ mg kg}^{-1}$ ). En los organismos recolectados en el sitio que recibe los desechos de la industria petroquímica no encontraron mercurio.

Kawaguchi et al. (1999) determinaron los niveles de concentración de mercurio en ostiones de la especie *Crassostrea virginica* en Carolina del Sur, recolectados en 40 estuarios (9 de ellos considerados prístinos) encontrando un valor promedio de  $25.0 \pm 4.92$  y  $22.4 \pm 3.17 \text{ mg kg}^{-1}$  de Hg respectivamente, lo cual no demuestra gran diferencia entre los sitios prístinos y no prístinos.

Szefer *et al.* (1999) determinaron la concentración de Ag, Cr, Co, Ni y Hg en tejido blando y byssus de *Mytilus edulis* recolectados en tres sitios del este de Japón. Las mayores concentraciones de Hg en el tejido y en el byssus se encontraron en los organismos recolectados cerca de una área industrializada (2.3 – 2.6 mg kg<sup>-1</sup> y 4.8 – 6.0 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente). Concluyeron que el biso es un tejido más sensible para Hg, Cr, Co y Ni que el tejido blando.

Costa *et al.* (2000) determinaron la concentración de mercurio total en almejas (*Perna perna*), recolectadas en dos sitios cercanos a la Bahía Guanabara en Brasil, en dos muestreos realizados con 10 años de diferencia (1988 y 1998). En el primer sitio no encontraron variación significativa entre las concentraciones promedio de Hg obtenidas en los dos muestreos (32.8 y 34.1 mg kg<sup>-1</sup>, en 1988 y 1998 respectivamente). En el segundo sitio, las concentraciones promedio obtenidas en el muestreo de 1998 fueron significativamente mayores a las de 1988 (22.8 y 53.5 mg kg<sup>-1</sup>), lo cual se atribuyó a cambios en la calidad del agua debidos al aporte de desechos humanos y descargas riverinas.

Alonso *et al.* (2000) evaluaron los niveles de Hg en el tejido muscular de dos especies de peces en la bahía de Cartagena (sitio industrializado) y en Ciénega Grande (estuario no contaminado) en Colombia. Los niveles más elevados de Hg se detectaron en el pez omnívoro *Eugerres plumieri* recolectado en la bahía de Cartagena, mientras que los niveles más bajos correspondieron al pez detritívoro *Mugil incilis* localizado en Ciénega grande.

Miao *et al.* (2001) midieron la concentración de diversos metales incluyendo Hg, en diversos organismos acuáticos recolectados en tres Islas de Hawaii en el Pacífico norte, encontrando que las concentraciones de Hg en los peces estudiados (*Stegastes fasciolatus*, *Neoniphon sammara* y *Mulloidichthys vanicolensis*) fluctuaron entre 0.01 y 0.04 mg kg<sup>-1</sup>.

Plessi *et al.* (2001) midieron el contenido de Hg y Se en diversos productos marinos. En ninguno de los productos analizados se hallaron niveles superiores al límite máximo permitido en la Unión Europea (0.5 mg kg<sup>-1</sup>), aunque se observaron diferencias significativas entre el Hg detectado en peces (0.057 mg kg<sup>-1</sup> en el lenguado *Solea vulgaris* y 0.579 mg kg<sup>-1</sup> en pez espada *Xiphias gladius*) y el detectado en camarones (0.150 mg kg<sup>-1</sup>).

Uryu *et al.* (2001) realizaron un estudio en el Amazonas para evaluar los niveles de contaminación por Hg en peces y otras especies de vida silvestre, concluyendo que las especies omnívoras y piscívoras que viven cerca de zonas mineras presentan un alto riesgo de contaminación por Hg y que las concentraciones presentes en dichos organismos son lo suficientemente altos para causar efectos dañinos en animales de niveles tróficos más altos. La concentración media de Hg encontrada para las tres especies de peces estudiadas (*Hidrolycus scomberoides*, *Brachyplatystoma filamentosum* y *Angenoideus sp*) fue de 1.35 mg kg<sup>-1</sup>.

Méndez *et al.* (2001) midieron el contenido total de Hg en peces espada (*Xiphias gladius*) capturados en el Sudoeste del océano Atlántico, en los cuales se hallaron valores desde 0.4 mg kg<sup>-1</sup> hasta 2.21 mg kg<sup>-1</sup>, observando que las concentraciones más altas correspondieron a los organismos mayores de 100 kg.

Al-Saleh y Al-Doush (2002) analizaron el contenido de Hg en ejemplares completos de especies de peces (*Lethrinus miniatus*, *Epinephelus taurina*, *Siganus canaliculatus*, *Acanthoparagus bifasciatus*) y en el camarón *Penaeus semisulcatus*. Los niveles de Hg encontrados estuvieron por debajo del límite máximo permitido por la legislación Árabe (1 mg kg<sup>-1</sup>).

Berzas *et al.* (2003) midieron la concentración de mercurio total y mono metilmercurio en agua, sedimentos y bivalvos de agua dulce (*Unio pictorum*) en Almadén España, encontrando en los bivalvos concentraciones de mercurio total entre 1.3 y 4.6 mg kg<sup>-1</sup>; en agua encontraron concentraciones desde 0.62 hasta 20.3 µg/L y sedimentos desde 0.57 hasta 107 mg kg<sup>-1</sup>.

Chen *et al.* (2003) determinaron la concentración de Hg en ostiones de la especie *Crassostrea gigas* recolectados en tres sitios al suroeste de Taiwán. Encontraron que la concentración de metales tiene un patrón estacional de máximo en invierno-primavera y mínimo en verano. Los niveles más altos de Hg fueron encontrados en enero. La concentración promedio de Hg en los organismos de los tres sitios fue de 0.097 ± 0.056 mg kg<sup>-1</sup>.

Otchere *et al.* (2003) encontraron para los bivalvos *Anadara (Senilia) senilis*, *Perna perna* y *Crassostrea tulipa* durante la época de secas concentraciones de mercurio total desde 0.16 hasta 0.37 mg kg<sup>-1</sup> en época de lluvias y durante la época de secas desde 0.11 hasta 0.26 mg kg<sup>-1</sup>. (En época de secas los organismos son de mayor tamaño).

Saavedra *et al.* (2004) determinaron la concentración de Hg en bivalvos de la especie *Mytilus galloprovincialis* recolectados en las entradas costeras de Galicia y encontraron una concentración media de Hg de 0.477 ± 0.741 mg kg<sup>-1</sup>. No encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de metal a diferentes tallas.

Baudrimont *et al.* (2005) encontraron en bivalvos de las especies *Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* y *ruditapes philippinarum* recolectados en el estuario Gironde en Francia concentraciones de mercurio entre 0.005 ± 0.012 mg kg<sup>-1</sup> y 0.200 ± 0.237 mg kg<sup>-1</sup>.

Vaisman *et al.* (2005) encontraron en ostiones de manglar recolectados en el noreste de Brasil de la especie *Crassostrea rhizophorae* una concentración promedio de mercurio de 0.063 ± 0.019 mg kg<sup>-1</sup> y en sedimentos de 0.041 ± 0.007 mg kg<sup>-1</sup>.

Maanan (2008) determinaron la concentración de mercurio en mejillones, almejas y ostiones de las especies *Mytilus galloprovincialis*, *Venerupis decussatus* y *Crassostrea gigas*, respectivamente

recolectados en las costas de Francia, encontrando una concentración de mercurio promedio de  $0.530 \pm 0.052 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Senthil *et al.* (2008) determinaron en bivalvos de la especie *Crassostrea virginica* concentraciones de Hg que se encuentran entre  $0.093 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $0.910 \text{ mg kg}^{-1}$  y en sedimentos entre  $1.2 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $1.9 \text{ mg kg}^{-1}$ .

### 3.2. Estudios en México

Gutiérrez-Galindo *et al.* (1988) determinaron la concentración de mercurio en tilapia (*Tilapia mossambica*) y almeja (*Corbicula fluminea*) recolectados en los canales de irrigación y los drenes del valle agrícola de Mexicali, con el fin de evaluar la contaminación debida a este metal generada por la Planta Geotérmica Cerro Prieto, Baja California. Las concentraciones de mercurio que se encontraron en la tilapia van de  $0.01$  a  $0.14 \text{ mg kg}^{-1}$  y para la almeja se encontraron concentraciones de mercurio desde  $0.01$  hasta  $0.32 \text{ mg kg}^{-1}$  en base a peso seco, de donde se concluyeron que las diferentes tendencias de las dos especies para acumular mercurio en su cuerpo están probablemente asociadas a sus hábitos alimenticios.

La Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA, 1995) presentó los niveles de Hg en hígado, riñón y bazo de *Delphinus capensis*, *Tursiops truncatus* y del género *Stenella*, recolectados durante un evento de mortandad de aves y mamíferos en el alto Golfo de California. Los niveles más elevados se presentaron en el riñón. Se concluyó que la causa más probable de la mortandad fue un trazador químico altamente tóxico, caracterizado por sus elevados niveles de cianuro.

Villanueva y Páez-Osuna (1996) analizaron concentraciones de Hg en agua, sedimentos y organismos (moluscos, crustáceos y peces) procedentes de lagunas y ríos de Tamaulipas, Veracruz, Tabasco y Campeche, así como del mar abierto en el Golfo de México. Los mayores niveles de Hg detectados en la columna de agua, sedimentos y músculo del pez *Bairdiella ronchus* se hallaron en el estado de Veracruz, alcanzando una concentración de  $7.5 \text{ } \mu\text{g/L}$ ,  $10.05 \text{ mg kg}^{-1}$  y  $3.59 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente.

Kot *et al.* (1999) estudiaron la distribución, niveles y procedencia de Hg en 80 muestras de los sedimentos de la Laguna de La Paz (Península de Baja California). La concentración media encontrada fue de  $0.02 \text{ mg kg}^{-1}$ , característica de sedimentos no contaminados y las más altas concentraciones se detectaron cerca de un sitio de antigua descarga de agua residual.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2000) estudiaron la distribución de Hg en tres tejidos (músculo, hígado y riñón) de delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en el Golfo de California. Los resultados indican niveles similares de Hg en músculo para hembras y machos ( $1.73$  y  $1.59 \text{ mg kg}^{-1}$

respectivamente) y en muestras de riñón se observó que la relación entre el peso y concentración de Hg se incrementa en los machos y disminuye en las hembras. En ambos sexos, las más altas concentraciones se observaron en el hígado.

Frías-Espericueta *et al.* (2001) estudiaron la toxicidad de Hg en postlarvas de *L. vannamei* recolectadas en Mazatlán, Sinaloa. Los autores calcularon una concentración máxima permisible de 0.012 mg/L de Hg para esta especie en condiciones de cultivo. Además, estudiaron experimentalmente la toxicidad aguda de Cd, Hg y Pb en postlarvas (PL 12) de *L. vannamei*. En el caso del mercurio la concentración letal media (LC50) casi a 96 h fue del 0.23 mg/L, dos veces mayor a Cd y 10 veces mayor a Pb, con lo cual se demostró que los crustáceos marinos son mucho más susceptibles a Hg que a Cd, Pb y otros metales.

Velazco-González *et al.* (2001) determinaron la concentración de Hg y As en 84 muestras de atún y sardinas enlatadas mexicanas. Encontrando que el 36% de las muestras de atún analizadas rebasaron la concentración máxima de 1.0 mg kg<sup>-1</sup> de Hg en pescado, establecido por la Administración de Alimentos y Drogas de E.U.A.; mientras que el contenido de As supera el valor máximo permisible por la legislación inglesa (2.2 mg kg<sup>-1</sup>), por lo que se infiere la urgencia de establecer un muestreo en mayor escala, que permita detectar la magnitud del problema, así como también cuantificar los contenidos orgánico e inorgánico de As y Hg en productos pesqueros mexicanos.

Angulo-García (2002) determinó los niveles de concentración de Hg en tejidos de las aves migratorias *Recurvirostra americana*, *Dendrocygna autumnalis*, *Anas cyanoptera* y *Fulica americana*. Encontró las concentraciones más altas en las plumas y el hígado, registrando que la especie *Recurvirostra americana* contenía los niveles más elevados de Hg.

García-Rosales (2002) determinó la concentración y distribución de Hg en hepatopáncreas, exoesqueleto y músculo de cinco especies de camarones peneidos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, encontrando la máxima concentración de mercurio en el hepatopáncreas de *L. vannamei* con un valor promedio de 0.72 ± 0.069 mg kg<sup>-1</sup>.

Arvizu-Merín (2003) determinó la concentración de Hg total en tejidos de las aves acuáticas *Pelecanus occidentalis*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Ardea alba*, *Bubulcus ibis* y *Plegadis chihi* residentes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, con el fin de estimar el grado de acumulación de Hg como resultado del incremento de las actividades antropogénicas. La mayor concentración de Hg se encontró en hígado y plumas, alcanzando niveles de hasta 5.08 mg kg<sup>-1</sup> en el hígado y 3.19 mg kg<sup>-1</sup> en las plumas de *Phalacrocorax brasilianus*. Estos valores fueron comparados con los obtenidos en aves migratorias de la misma área de estudio, siendo las aves residentes las que presentaron en promedio los niveles más elevados en los tejidos examinados.

Monzalvo-Santos (2003) determinó la concentración de Hg total en peces de las especies *Cherublemma emmelas* y *Zalieutes eláter*. Los niveles promedio de concentración de mercurio (con base a peso seco) fueron de  $0.36 \pm 0.23 \text{ mg kg}^{-1}$  y de  $0.40 \pm 0.20 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2003) determinaron la concentración de Hg total y de MeHg en tejidos (músculo, hígado y riñón) de ballenas grises (*Eschrichtius robustus*) y delfines tornillo (*Stenella longirostris*) que se encontraron varados a lo largo de las costas del bajo Golfo de California. La mayor concentración se encontró en el riñón de las ballenas alcanzando niveles de hasta  $0.277 \pm 0.140 \text{ mg kg}^{-1}$  y en el hígado del delfín de hasta  $61 \pm 28 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Ruelas-Inzunza *et al.* (2004) determinaron la concentración de Hg total en tejidos de diferentes especies de camarones peneidos adultos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, encontrando que en general, el hepatopáncreas fue el tejido que más Hg acumuló siendo la mayor concentración  $0.72 \pm 0.07 \text{ mg kg}^{-1}$ , seguido por el músculo ( $0.30 \pm 0.36 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y al final el exoesqueleto ( $0.14 \pm 0.01 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Green-Ruíz *et al.* (2005) encontraron para ostiones de la especie *Crassostrea gigas* recolectados en la Bahía de Guaymas en la costa este del Golfo de California una concentración promedio de mercurio de  $0.230 \pm 0.314 \text{ mg kg}^{-1}$  y en sedimentos de la capa superficial de  $1.00 \pm 0.51 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Ruelas-Inzunza *et al.* (2005) midieron la concentración de diversos metales pesados en tejidos de vestimentíferos gigantes de la Cuenca de Guaymas en el Golfo de California, siendo las concentraciones encontradas de  $22.2 \pm 1.2 \text{ mg kg}^{-1}$  en el trofosoma y de  $22.5 \pm 1.4 \text{ mg kg}^{-1}$  en la estructura muscular de la parte superior del poliqueto.

Acevedo (2005), determinó la concentración de biotoxinas del tipo PSP (Envenenamiento paralizante por consumo de mariscos) durante un ciclo anual en el tejido del ostión de piedra *Striostrea prismatica*, encontrando las concentraciones de toxinas determinadas en los organismos recolectados en los meses de marzo, abril y diciembre, los cuales rebasaron los límites permisibles por la norma mexicana NOM-EM-005-SSA1-2001.

Ruelas-Inzunza, *et al.* (2007) midieron la concentración de Hg en diversas especies de peces pertenecientes a diferentes hábitats de las costas de Sinaloa y encontraron concentraciones de Hg desde 0.05 hasta  $6.60 \text{ mg kg}^{-1}$  perteneciendo las mayores concentraciones a las especies carnívoras, después a los omnívoros y por último los detritívoros.

## 4. OBJETIVOS

### 4.1 Objetivo General

- Evaluar la variación espacial y temporal de la concentración de mercurio en organismos bivalvos de la especie *Striostrea prismatica* , Hanley recolectados en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa y comparar con sus niveles en los sedimentos de los sitios de muestreo.

### 4.2. Objetivos Particulares

1. Determinar los niveles de concentración de mercurio en el tejido blando de ostiones (*Striostrea prismatica* ) recolectados en tres puntos de la Bahía de Mazatlán.
2. Evaluar la relación que existe entre los niveles de concentración de mercurio y la talla y el peso promedio de los grupos analizados.
3. Evaluar la influencia estacional sobre los niveles promedio de mercurio detectados (secas y lluvias).
4. Evaluar si existen diferencias espaciales significativas en los niveles de concentración de mercurio, de acuerdo al grado de influencia antropogénica que se considera que recibe cada sitio de muestreo.
5. Evaluar si los niveles de concentración promedio de mercurio encontrados se encuentran dentro de los límites permisibles establecidos por Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993.
6. Comparar los niveles de concentración promedio de mercurio obtenidos con otros estudios realizados en organismos bivalvos de sitios impactados de características similares, publicados en la literatura internacional.
7. Comparar las concentraciones de mercurio en los sedimentos de los sitios caracterizados por la presencia de descargas residuales urbanas, contra el sitio considerado como no impactado.

## 5. HIPÓTESIS

La concentración de mercurio en las muestras de organismos y sedimentos recolectadas en los sitios caracterizados por la presencia de descargas residuales urbanas, serán mayores a las encontradas en el sitio considerado como no impactado.

## 6. ÁREA DE ESTUDIO

La Bahía de Mazatlán se localiza en la costa norte del Pacífico Mexicano entre los 23°10'25'' y 23°13'00'' de latitud Norte y los 106°20'00'' y 106°26'00'' de longitud Oeste, a 38 km del Trópico de Cáncer. El clima de la región es cálido sub-húmedo con temperaturas que oscilan entre 24° y 34° C (García, 1973), con lluvias en verano, las mayores precipitaciones son en septiembre y el promedio anual es de 857.5 mm (INEGI, 2000). La zona es afectada por tormentas tropicales y huracanes que se forman en el Pacífico Este, en los meses de julio a octubre.

Los vientos que predominan durante el año son del oeste y noroeste, los cuales tienen una velocidad promedio de 2.6 a 3.4 m s<sup>-1</sup>. Durante el invierno prevalecen los vientos del oeste y en el verano soplan vientos fuertes y de corta duración del sur y sureste. Durante la mayor parte del año las corrientes costeras en la Bahía de Mazatlán son principalmente hacia el norte (Peraza-Vizcarra, 1985).

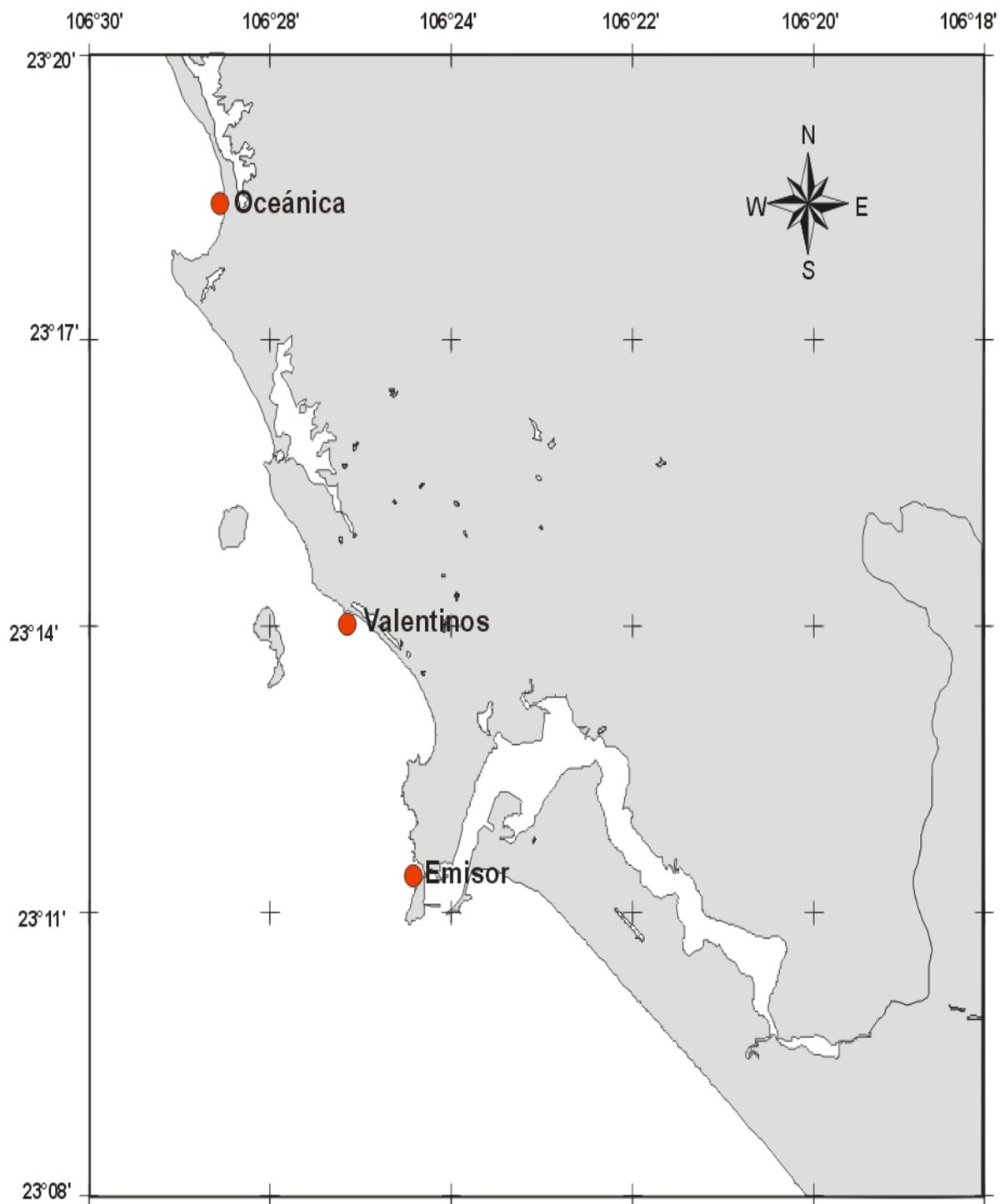
La hidrodinámica de la bahía y del puerto ha sido estudiada por Montañón-Ley y Aldeco-Ramírez (1986) y señalan que la bahía se encuentra localizada en una zona de dispersión de energía. En un trabajo realizado por la Secretaría de Marina (1974), se indica que la corriente litoral en noviembre es en dirección sur. En el centro de la bahía la corriente en el fondo se dirige al este y la de la superficie hacia el sur, de acuerdo con la dirección del viento.

La Bahía de Mazatlán tiene una economía basada en el turismo, la pesca, el procesamiento de productos pesqueros y en menor proporción en la industria naval. Cuenta con una población cercana a los 380,509 habitantes (INEGI, 2000), la cual puede incrementarse durante las épocas de mayor afluencia de turismo en un 20 % (70,000 personas).

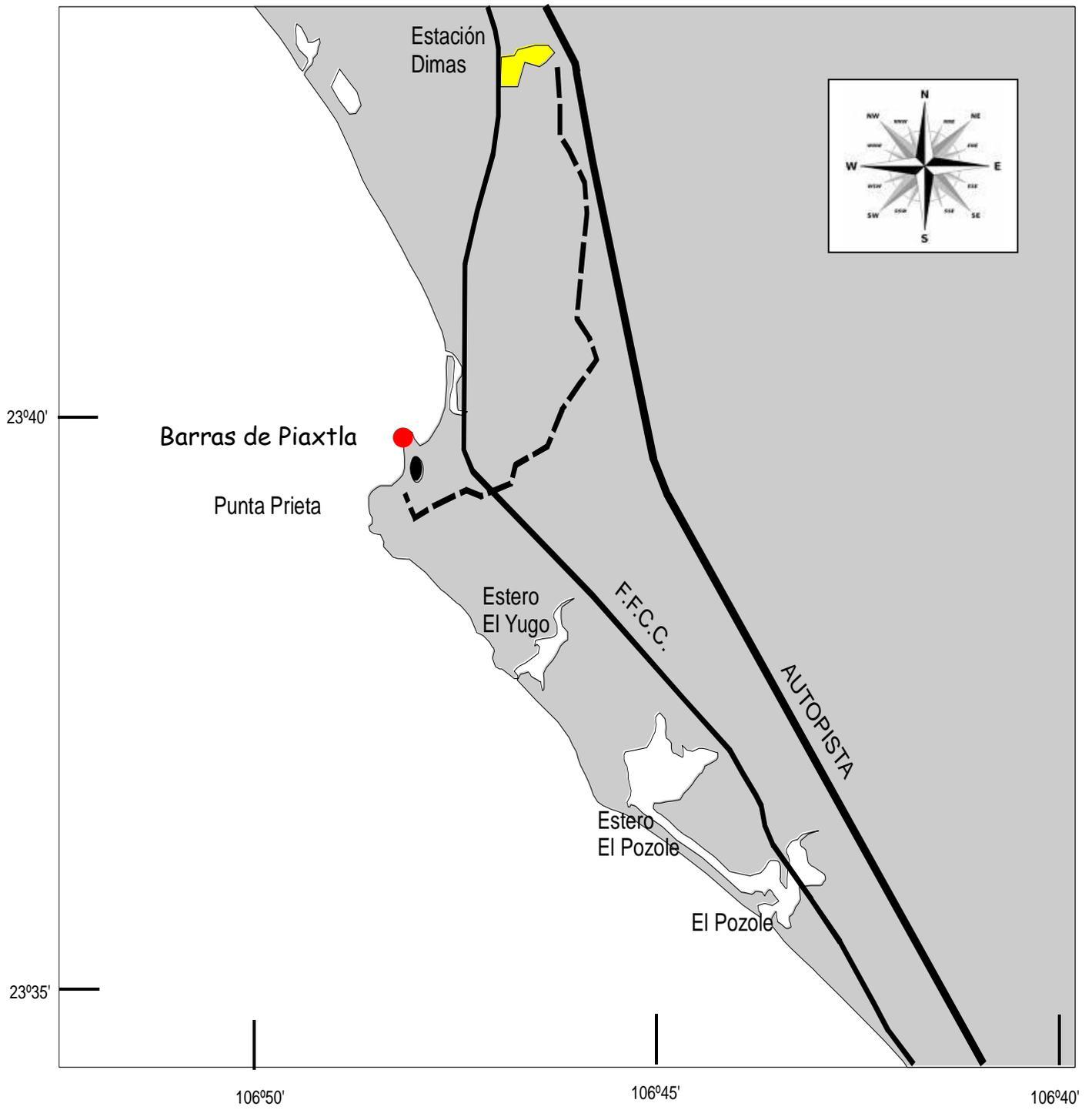
Las aguas negras generadas en la ciudad de Mazatlán se conducen a una planta de tratamiento situada al sur del Puerto. Esta planta inició sus actividades en 1985 y cuenta con una capacidad de 828 L s<sup>-1</sup>, aplica tratamiento primario mecanizado. En operación regular, se descargan 1500 L s<sup>-1</sup> de aguas negras a través de un emisor submarino con una longitud de 800 m a una profundidad menor a 20 m (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000). Solamente el 60% del agua recibe tratamiento primario, el resto se descarga directamente y la mayor parte es de tipo doméstico (Capella-Vizcaíno, 1994). Según los registros de Schafer (1984) y Gutiérrez-Galindo *et al.* (1994), entre 1971 y 1988 en el sur del Golfo de California se vertieron aguas residuales con una carga de sólidos suspendidos de 162,000 toneladas en promedio al año, los cuales transportaron importantes cantidades de metales. De acuerdo con Osuna-López *et al.* (1997), en el periodo de 1985 a 1995 la zona costera y las aguas interiores del Puerto de Mazatlán recibieron un promedio anual de 22 millones de m<sup>3</sup> de aguas residuales y 58,400 m<sup>3</sup> de lodos municipales, a través de la planta de tratamiento primario Mazatlán I y del emisor submarino (700 m de longitud), que vierte sus desechos en la isobata de los 20m.

En la Figura 2, se presentan los sitios “Oceánica”, “Valentino” y “Emisor” de recolección de muestras, los cuales fueron elegidos de acuerdo a los siguientes criterios. El sitio “Emisor” se denomina así porque recibe directamente la influencia de los aportes de la planta tratadora de residuos municipales. El sitio “Valentinos” aunque está alejado del emisor (3.5 km), todavía está influenciado por la planta y el sitio “Oceánica” se encuentra más alejada del emisor (9.4 km).

El cuarto sitio, “Barras de Piaxtla”, (Figura 2.1) está situado a los 23° 42’ de latitud norte y a los 106° 50’ de longitud oeste. Se encuentra ubicado en la parte sur del estado de Sinaloa. Presenta el clima más seco de los áridos con régimen de lluvias en verano, temperatura media anual de 27°C y con una precipitación promedio de 502.8 mm (Salazar, 2000). Las rocas de la playa son de basalto brechado (roca ígnea extrusiva). La punta rocosa está formada por una pendiente moderada y acantilados bajos, presentando una amplia banqueta de abrasión con zonas semiprotegidas, dando origen a fragmentos gruesos. Gran parte de la banqueta de abrasión corresponde al medio litoral, tiene un gran número de albercas de marea pero en general la fauna es pobre debido a que no presenta fracturas o piedras bajo las cuales se puedan proteger los organismos. Gran parte de Piaxtla está expuesta al oleaje, y solamente hacia el sur, cerca de la entrada al estero, las olas llegan con menos fuerza debido a la presencia de una barra de arena (Vázquez-Cureño, 1985). Debido a que Barras de Piaxtla es un lugar prístino porque no recibe descargas debidas a actividades antropogénicas se tomó como el sitio control para el muestreo.



**Figura 2. Localización de los sitios de muestreo.**



**Figura 2.1. Localización del sitio control de muestreo.**

## 7. METODOLOGÍA

### 7.1. Organismos

#### 7.1.1. Muestreo

Las muestras de ostiones fueron recolectadas de cada uno de los sitios indicados en la Figura 2, mediante buceo libre con una frecuencia aproximadamente mensual a partir de febrero del 2003 hasta enero del 2004 . Se recolectaron 36 ostiones en cada muestreo.

#### 7.1.2. Procesamiento de las muestras

Los organismos fueron transportados al laboratorio en contenedores previamente lavados y se procesaron de acuerdo al esquema presentado en la Figura 3a. Los ostiones fueron limpiados de restos de lodo y se separaron en grupos de acuerdo a su talla, en intervalos de 1 cm.

Se registró la talla y el peso de cada organismo, se colocó el tejido blando en charolas de polietileno previamente lavadas con ácidos diluidos (HCl, 2M y HNO<sub>3</sub>, 2M) (Moody y Lindstrom, 1977), donde se congelaron a -20°C y se liofilizaron durante 72 horas a -45°C. Los tejidos secos fueron molidos en un equipo automático equipado con mortero de ágata durante diez minutos. Las muestras se almacenaron en recipientes de plástico para su posterior análisis.

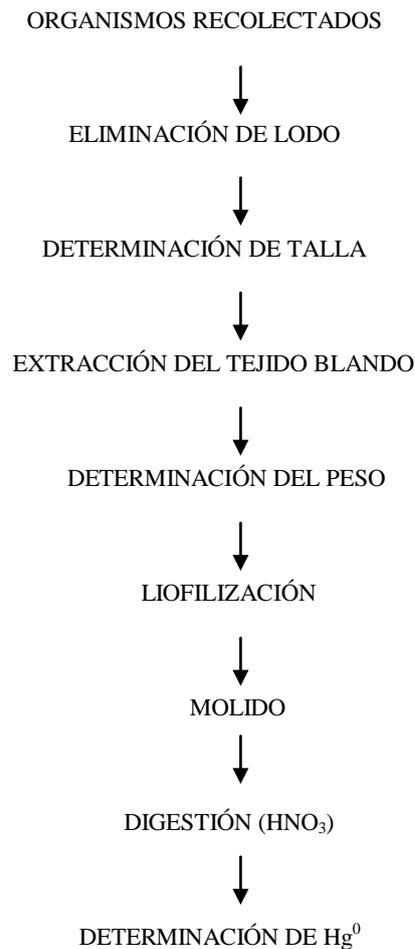
Se pesaron 0.5 g de cada muestra seca y se sometieron a una digestión con 10 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado en un equipo de microondas, para eliminar la materia orgánica contenida en la muestra.

Una vez realizada la digestión, se analizaron las muestras por el método propuesto por Hatch y Ott (1968), modificado por Loring y Rantala (1995). La solución digerida se colocó en una botella de vidrio y se aforó a 100 mL con agua destilada; la botella se conectó al analizador de mercurio y se inyectaron 2 mL de solución de SnCl<sub>2</sub> al 1%. La cantidad de mercurio de la muestra se conoció en cuanto se estabilizó la aguja de lectura del espectrofotómetro; esta lectura estaba en µg. El mercurio presente en la muestra se redujo a su estado elemental utilizando SnCl<sub>2</sub> al 1% y fue removido de la solución. El vapor de mercurio pasó a través de una celda posicionada en el paso de un haz de luz de un espectrofotómetro de absorción atómica (Analizador de Mercurio por Vapor frío Buck Scientific, modelo 400<sup>a</sup>) y la absorbancia medida era función de la concentración de mercurio. Una vez obtenido este dato, se realizaron los cálculos correspondientes para obtener la concentración de mercurio en µg/g con base a peso seco:

$$\mu\text{g Hg/g} = (40 \text{ mL} * \text{lectura de la muestra } (\mu\text{g}) / 25 \text{ mL}) / \text{peso de la muestra (g) donde:}$$

40 mL: volumen al que se aforó el material digerido,

25 mL: volumen utilizado para la lectura del Hg.



**Figura 3a.** Esquema que resume el procedimiento experimental para la determinación de Hg en el tejido blando de ostión.

## 7.2. Sedimentos

### 7.2.1. Muestreo

Las muestras de sedimento fueron recolectadas de la capa superficial (1 cm), utilizando tubos de plástico de 7 cm de diámetro, ya que su forma es parecida a la de un núcleo y esto ayuda a preservar la estructura de la columna sedimentaria, dichos tubos fueron previamente lavados e inmediatamente se transfirieron a bolsas de plástico previamente lavadas (HCl, 2M y HNO<sub>3</sub>, 2M).

### 7.2.2. Procesamiento de las muestras

Una vez que ya se tenían las muestras en el laboratorio, se registró el peso de cada muestra, se colocó en charolas de polietileno previamente lavadas con ácidos diluidos (HCl, 2M y HNO<sub>3</sub>, 2M), donde se congelaron a -20°C y se liofilizaron durante 72 horas a -45°C.

El procedimiento analítico para la determinación de Hg de las muestras de sedimentos se presenta en la Figura 3b.

### 7.2.2.1. Análisis Granulométrico

Una vez liofilizadas las muestras, se realizó el análisis parcial de granulometría, es decir, solo se calculó el porcentaje de carbonatos, arenas y materia orgánica de los sedimentos mediante tamizado en malla de 63  $\mu\text{m}$  y pipeteo, usando los procedimientos estándares (Galehouse, 1971):

Para eliminar la materia orgánica de la muestra se pesaron 10 g de sedimento en un vaso de precipitados y se agregó peróxido de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) al 30% hasta que no se produjo efervescencia. Se evaporó y se agregó agua destilada y se volvió a evaporar hasta sequedad para remover el exceso de peróxido. Se registró el peso (Jackson, 1970).

Para determinar el porcentaje de arenas se tamizó la muestra de sedimento a la que ya se le había eliminado la materia orgánica, utilizando agua destilada y una malla 230 (0.063 mm de luz de malla) para separar las arenas de los finos (limos y arcillas). Se secó la fracción que quedó en el tamiz (Folk, 1974).

Para determinar el porcentaje de limos y arcillas, se utilizó el método basado en la velocidad de sedimentación de las partículas (Carver, 1971; Folk, 1974). La muestra se puso en suspensión en una probeta de 1 L y se agregaron 0.6 g de hexa-m-fosfato de sodio como dispersante para evitar la floculación de la arcilla. Se agitó y se tomaron alícuotas de 25 mL a tiempos y profundidades determinadas. Dichas alícuotas se colocaron en cápsulas de porcelana y se evaporaron a sequedad. Los tiempos y profundidad dependieron del tamaño de la partícula de la cual se deseaba conocer su contenido de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$T = h / (1500 \times A \times d^2)$$

donde :

T = tiempo [minutos]

h = profundidad [cm]

A = constante que depende de la viscosidad del agua (en función de la temperatura), la fuerza gravitacional y la densidad de las partículas.

d = diámetro de la partícula [mm]

### 7.2.2.2. Determinación de materia orgánica

Para determinar la cantidad de materia orgánica se colocó 1 g de sedimento en un crisol de porcelana previamente pesado, se secó a  $100^\circ\text{C}$  durante 12 horas y se registró el peso. La muestra se

calentó a 550° C durante 1 hora, se dejó enfriar a temperatura ambiente y se registró el peso nuevamente. Enseguida la muestra se calentó a 1000° C durante una hora, se dejó enfriar a temperatura ambiente y se registró el peso; esto último es para calcular la cantidad de carbonatos (como calcita, CaCO<sub>3</sub>), (Dean, 1974).

El contenido de carbonato (como calcita, CaCO<sub>3</sub>) se calculó utilizando las siguientes expresiones (Heiri, et al., 2001):

$$\text{LOI}_{550} (\%): ((\text{DW}_{100} - \text{DW}_{550}) / \text{DW}_{100}) * 100$$

donde:

DW<sub>100</sub> = peso seco de la muestra antes de la combustión del carbono orgánico.

DW<sub>550</sub> = peso seco de la muestra después de calentar a 550° C (combustión de la materia orgánica)

en un segundo paso, el dióxido de carbono es convertido en carbonato:

$$\text{LOI}_{1000} (\%): ((\text{DW}_{550} - \text{DW}_{1000}) / \text{DW}_{100}) * 100$$

donde:

DW<sub>1000</sub> = peso seco de la muestra después de calentar a 1000° C.

### 7.2.2.3. Determinación de Hg

Se pesaron 0.5 g de cada muestra seca y molida y se digirieron utilizando 10 mL de una mezcla de ácidos (HNO<sub>3</sub> : HF : HCl = 5 : 1 : 4) en un equipo de microondas, para liberar a los metales de sus estructuras silíceas, dado que los silicatos son resistentes a la mayoría de los ácidos minerales (Trimm et al., 1998).

Una vez realizada la digestión, la solución se transfirió a envases de plástico que contienen 2.5 g de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> y se aforaron a un volumen de 40 mL con agua destilada. Dichas muestras se analizaron por el método propuesto por Hatch y Ott (1968), modificado por Loring y Rantala (1995). El mercurio presente en la muestra se redujo a su estado elemental utilizando SnCl<sub>2</sub> y fue removido de la solución. El vapor de mercurio pasó a través de una celda posicionada en el paso de un haz de luz de un espectrofotómetro de absorción atómica (Analizador de Mercurio por Vapor frío Buck Scientific, modelo 400<sup>a</sup>) y la absorbancia medida es función de la concentración de mercurio.

La solución digerida se colocó en una botella de vidrio y se aforó a 100 mL con agua destilada; la botella se conectó al analizador de mercurio y se inyectaron 2 mL de solución de SnCl<sub>2</sub>. La cantidad de mercurio de la muestra se conoció en cuanto se estabilizó la aguja de lectura del espectrofotómetro;

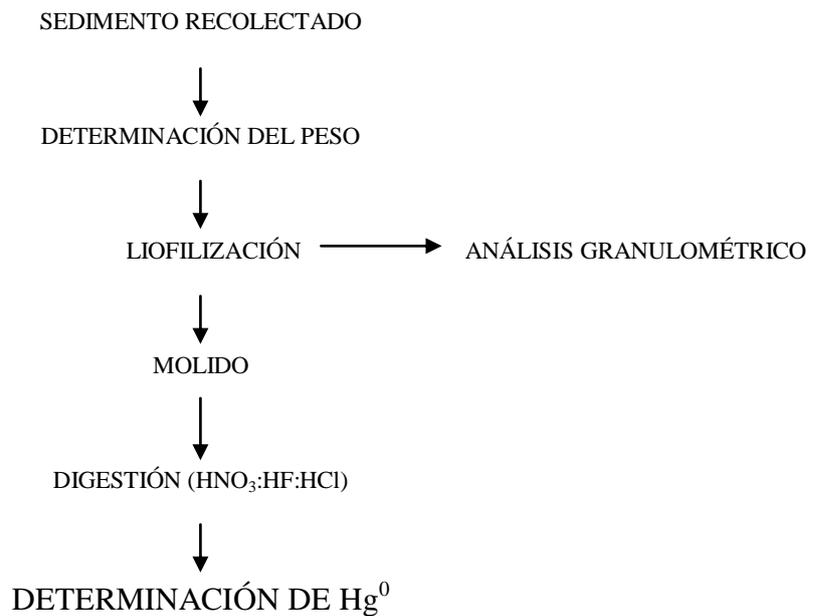
esta lectura estaba en  $\mu\text{g}$ . Una vez obtenido este dato, se realizaron los cálculos correspondientes para obtener la concentración de mercurio en  $\mu\text{g/g}$  con base a peso seco.

$$\mu\text{g Hg/g} = (40 \text{ mL} * \text{lectura de la muestra } (\mu\text{g}) / 25 \text{ mL}) / \text{peso de la muestra (g)}$$

donde:

40 mL: volumen al que se aforó el material digerido.

25 mL: volumen utilizado para la lectura del Hg.



**Figura 3b.** Esquema que resume el procedimiento experimental para la determinación de Hg en los sedimentos.

## 8. ESTADÍSTICA Y CONTROL DE CALIDAD

### 8.1. Precisión

Es la variabilidad aleatoria del procedimiento analítico y puede variar entre grupos de muestras; por lo tanto, una estimación de la precisión de un solo grupo de análisis puede dar una estimación inadecuada de los subsecuentes resultados analíticos de rutina. La precisión debe estimarse a partir de una serie de réplicas del mismo material, conducidos por un periodo de tiempo, y la variable que permite estimarla es el coeficiente de variación, definido como el porcentaje que representa la desviación estándar respecto al promedio de las réplicas analizadas.

La precisión permite separar el error que surge de las variaciones entre las muestras y entre grupos de muestras. Esta información puede ser útil para identificar el sitio y magnitud de las fuentes de incertidumbre, por ejemplo, un gran valor de desviación estándar entre grupos de muestras puede indicar un cambio de calibración; similarmente, un valor grande de desviación estándar entre muestras de un mismo grupo puede indicar un problema de contaminación.

En este trabajo, se analizaron seis muestras del mismo grupo de tallas correspondientes al mismo sitio y fecha de muestreo; así como un sextuplicado de la misma muestra. De los resultados obtenidos para cada sextuplicado, se calculó el promedio y la desviación estándar, así como el coeficiente de variación:

$$CV (\%) = (\text{desviación estándar} / \text{promedio}) \times 100$$

### 8.2. Exactitud

Puede definirse como la cercanía de un valor medido al valor verdadero (UNEP, 1990); está influenciada por errores sistemáticos (sesgo), inherente en el método o causado por algún artificio de la determinación y la variabilidad aleatoria (precisión) del método. La exactitud de un método analítico se mide a través del porcentaje de recuperación logrado.

Se calcula de acuerdo a:

$$\% \text{ recuperación} = ([M^+]_{\text{medido}} / [M^+]_{\text{verdadero}}) \times 100$$

Este se calculará analizando réplicas de material de referencia certificado (MRC), el cual provee una estimación de la exactitud del método en su totalidad.

Si los resultados obtenidos para el MRC caen fuera del intervalo del 95% de confianza ( $\pm 2\sigma$ ), es indicativo de que el método necesita ajustes para mejorar su exactitud; no obstante, el porcentaje de recuperación obtenido no debe usarse como factor de corrección para compensar pérdidas aparentes del procedimiento (EPA, 1986).

Para esta prueba se utilizó el material de referencia certificado MAB 3/TM que está compuesto de músculo de pez liofilizado y SRM 2976 compuesto de tejido de mejillón (IAEA, 1987; NIST, 1998).

### **8.3. Límite de Detección**

El límite de detección se define como la concentración más pequeña de un elemento que puede ser detectada con certeza razonable usualmente calculada como 2 ó 3 veces la desviación estándar del ruido de fondo instrumental (Van Loon, 1980).

Para este análisis se utilizaron blancos, que generalmente presentaron niveles muy cercanos a cero (18 lecturas). La desviación estándar de estas concentraciones obtenidas se multiplicó por dos para obtener un límite de detección de 0.006 µg/g de Hg.

### **8.4 Análisis estadístico**

Para analizar los datos de concentración de Hg en los bivalvos estudiados, se usaron tres herramientas estadísticas: la prueba de comparación de medias de t-Student, el análisis de varianza (ANOVA) y el análisis de correlación, utilizando el programa estadístico Statistica 5.0. Los propósitos y fundamentos de cada herramienta se describen a continuación (Zar, 1984).

#### **8.4.1 Distribución de t-Student**

Utilizando la prueba de comparación de medias de t-Student, se compararon las hipótesis nula  $H_0: \mu_1 = \mu_2$  y alternativa  $H_a: \mu_1 \neq \mu_2$ .

El método requiere del cálculo estadístico  $t = (\bar{X}_1 - \bar{X}_2) / \text{error estándar} (\bar{X}_1 - \bar{X}_2)$ ; y del valor crítico de t de tablas ( $t_{\alpha} (2), n$ ), donde  $\alpha (2)$  se refiere a la probabilidad de dos colas de  $\alpha=0.05$  y n, a la suma de los tamaños de las dos poblaciones en cuestión. Si el valor absoluto de t (calculada) es mayor que el valor t (tablas), se rechaza  $H_0$  y se acepta  $H_a$ .

#### **8.4.2 Análisis de varianza de un factor**

Se utilizó para probar la igualdad de los promedios de concentración de Hg obtenidos para cada grupo de tallas en ambas especies de peces, contrastando las hipótesis siguientes:

$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_k$ , y

$H_a$ : las concentraciones promedio de Hg en los grupos de talla (k) no son iguales

El ANOVA asume que las varianzas de los grupos son iguales y aunque no es una condición indispensable, es deseable que el tamaño de las muestras en cuestión también lo sean. Para su realización se contempló el uso de diversas variables como:  $N$  = número total de individuos,  $n$  = número de individuos por grupo y  $k$  = número de grupos; así como el cálculo de:

1. la suma de cuadrados
  - total ( $SC_{total}$ ),
  - por grupo ( $SC_{grupo}$ )
  - de los errores ( $SC_{errores}=SC_{total}-SC_{grupo}$ )
  
2. los grados de libertad (GL)
  - total ( $GL_{total}=N-1$ )
  - por grupo ( $GL_{grupo}=k-1$ )
  - de los errores ( $GL_{error}=N-k$ )
  
3. la media de los cuadrados (MC)
  - por grupo ( $MC_{grupo}=SC_{grupo}/GL_{grupo}$ )
  - de los errores ( $MC_{error}=SC_{error}/GL_{error}$ )
  
4. estadístico de Fisher
  - F calculada ( $F_c=MC_{grupo}/MC_{error}$ )
  - F tablas ( $F_{\alpha}(1), (k-1), (N-k)$ )
  - Si  $F_{\alpha}(1), (k-1), (N-k) < F_c$  se rechaza  $H_0$  (al menos alguna de las medias es diferente),  $P < 0.05$

### 8.4.3 Análisis de regresión y correlación

Se llama “regresión” a la relación de dependencia funcional que puede existir entre dos variables. Esto es, la magnitud de una de las variables (la variable dependiente) se asume que está determinada por la magnitud de la segunda variable (la variable independiente), mientras que lo contrario es falso.

La relación funcional más simple entre dos variables es la regresión lineal simple:

$$Y_i = m X_i + b$$

Es decir, la ecuación general de una línea recta, donde  $m$  = pendiente y  $b$  = la ordenada al origen. Generalmente, existe una considerable variabilidad de datos alrededor de una línea recta que pudiera ser dibujada a través de ellos; sin embargo, lo que se busca es definir lo que comúnmente se

llama la línea de “mejor ajuste” a través de los datos, la cual se elige utilizando el concepto de mínimos cuadrados y que describe la mejor relación entre las variables mediante la obtención de:

el coeficiente de correlación  $r$ , que indica la intensidad con la cual las variables están asociadas;

(i) el coeficiente de determinación  $r^2$ , que es una medida de la variabilidad total de  $Y$  a partir de la variación en  $X$ .

(ii) la pendiente de la recta (o coeficiente de regresión  $m$ ) que expresa la tasa de cambio de la variable dependiente  $Y$  asociada con el cambio de una unidad en la variable independiente  $X$ . Sus unidades estarán dadas por las unidades de  $Y$  divididas por las unidades de  $X$ ; y

(iii) el intercepto de  $Y$  (u ordenada al origen) que es el valor de  $Y$  cuando  $X=0$ . Una vez conocidos los parámetros  $m$  y  $b$  para la ecuación de la recta, se puede predecir el valor esperado de la variable dependiente  $Y_i$  a partir de un valor dado de  $X_i$ .

La significancia del coeficiente de correlación se probó con la prueba de t-Student ( $\alpha=0.05$ ), calculando el estadístico  $t=r/sr$ , donde  $sr$  representa el error estándar del coeficiente de correlación  $r$ :

$$sr = \frac{\sqrt{1 - r^2}}{\sqrt{n - 2}}$$

## 9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 9.1 Niveles de concentración de mercurio en ostiones

En la Tabla 1, se muestran las concentraciones de mercurio encontradas en los organismos recolectados en los 3 sitios de muestreo, para los cuales se observó una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y se encontró que la concentración de mercurio más baja fue de  $0.195 \pm 0.004 \text{ mg kg}^{-1}$  en los organismos recolectados en el sitio “Valentinos” en el mes de abril durante época de secas y la más alta fue de  $0.459 \pm 0.058 \text{ mg kg}^{-1}$  en el sitio “Emisor” durante el mes de octubre en época de lluvias.

Tabla 1. Concentración de Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en ostiones y recolectados en la Bahía de Mazatlán.

Sitio	Fecha de Muestreo	Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Temporada
Emisor	15-02-2003	$0.440 \pm 0.056$	Secas
Emisor	22-03-2003	$0.318 \pm 0.018$	Secas
Emisor	28-04-2003	$0.304 \pm 0.067$	Secas
Emisor	16-05-2003	$0.323 \pm 0.040$	Secas
Emisor	11-06-2003	$0.349 \pm 0.037$	Lluvias
Emisor	11-07-2003	$0.347 \pm 0.056$	Lluvias
Emisor	29-08-2003	$0.371 \pm 0.041$	Lluvias
Emisor	13-09-2003	$0.340 \pm 0.063$	Lluvias
Emisor	21-10-2003	$0.459 \pm 0.058$	Lluvias
Emisor	13-11-2003	$0.358 \pm 0.052$	Lluvias
Emisor	07-12-2003	$0.412 \pm 0.102$	Secas
Emisor	09-01-2004	$0.356 \pm 0.030$	Secas
Emisor			
Valentinos	15-02-2003	$0.256 \pm 0.135$	Secas
Valentinos	19-03-2003	$0.320 \pm 0.045$	Secas
Valentinos	28-04-2003	$0.195 \pm 0.004$	Secas
Valentinos	16-05-2003	$0.280 \pm 0.011$	Secas
Valentinos	11-06-2003	$0.286 \pm 0.040$	Lluvias
Valentinos	28-06-2003	$0.337 \pm 0.083$	Lluvias
Valentinos	11-07-2003	$0.325 \pm 0.044$	Lluvias
Valentinos	12-09-2003	$0.357 \pm 0.029$	Lluvias
Valentinos	17-10-2003	$0.415 \pm 0.124$	Lluvias
Valentinos	14-11-2003	$0.363 \pm 0.057$	Lluvias

Valentinos	08-12-2003	0.411 ± 0.078	Secas
Valentinos	09-01-2004	0.393 ± 0.063	Secas
Valentinos			
Oceánica	15-02-2003	0.365 ± 0.065	Secas
Oceánica	15-03-2003	0.320 ± 0.045	Secas
Oceánica	11-04-2003	0.313 ± 0.036	Secas
Oceánica	28-04-2003	0.387 ± 0.004	Secas
Oceánica	16-05-2003	0.376 ± 0.033	Secas
Oceánica	11-06-2003	0.328 ± 0.070	Lluvias
Oceánica	28-06-2003	0.300 ± 0.052	Lluvias
Oceánica	11-07-2003	0.312 ± 0.042	Lluvias
Oceánica	15-09-2003	0.340 ± 0.038	Lluvias
Oceánica	18-10-2003	0.384 ± 0.072	Lluvias
Oceánica	14-11-2003	0.339 ± 0.051	Lluvias
Oceánica	08-12-2003	0.357 ± 0.034	Secas
Oceánica	09-01-2004	0.345 ± 0.025	Secas
Oceánica			Secas

Esto concuerda con otros estudios realizados por Otchere et al. (2003), Chen y Chen (2003), Joiris, et al. (1998) y con Wright y Mason (1999), en los que se observó que las concentraciones de Hg en bivalvos son mayores en épocas de lluvia que en la época de secas (Tabla 2).

Tabla 2. Promedio de intervalos de concentraciones de Hg en bivalvos con variación estacional reportadas en la literatura.

SITIO	ESPECIE	Hg (mg kg <sup>-1</sup> )	ÉPOCA	REFERENCIA
Ghana (África)	<i>Anadara (senilia) senilis</i>	0.11 – 0.21	lluvias	Otchere et al. (2003)
Ghana (África)	<i>Perna perna</i>	0.20 - 0.26	lluvias	Otchere et al. (2003)
Ghana (África)	<i>Crassostrea tulipa</i>	0.12 - 0.14	lluvias	Otchere et al. (2003)
Ghana (África)	<i>Anadara (senilia) senilis</i>	0.16 - 0.36	secas	Otchere et al. (2003)
Ghana (África)	<i>Perna perna</i>	0.33 – 0.37	secas	Otchere et al. (2003)
Ghana (África)	<i>Crassostrea tulipa</i>	0.13 - 0.21	secas	Otchere et al.

Chi-ku (Taiwan)	<i>Crassostrea gigas</i>	0.099	lluvias	(2003) Chen and Chen, (2003)
Tai-shi (Taiwan)	<i>Crassostrea gigas</i>	0.068	lluvias	Chen and Chen, (2003)
Tapeng (Taiwan)	<i>Crassostrea gigas</i>	0.037	lluvias	Chen and Chen, (2003)
Chi-ku (Taiwan)	<i>Crassostrea gigas</i>	0.104	secas	Chen and Chen, (2003)
Tapeng (Taiwan)	<i>Crassostrea gigas</i>	0.079	secas	Chen and Chen, (2003)
Okrika, Andoni and Bonay (Nigeria)	<i>Anadara (senilia) senilis</i>	0.03 – 0.36	lluvias	Joiris et al. (1998)
Okrika, Andoni and Bonay (Nigeria)	<i>Anadara (senilia) senilis</i>	0.02 – 0.27	secas	Joiris et al. (1998)
Inglaterra	<i>Mytilus edulis</i>	0.03 – 0.36	lluvias	Wright and Mason, (1999)
Inglaterra	<i>Mytilus edulis</i>	0.02 – 0.27	secas	Wright and Mason, (1999)

## 9.2 Relación entre los niveles de concentración de mercurio y parámetros morfométricos

Los organismos recolectados en el sitio Oceánica (5-18 cm; 1.334 g – 22.351 g) fueron más grandes que los recolectados en los demás sitios, siendo los más pequeños los del Emisor (3-13 cm; 0.988 g – 9.483 g), lo cual mostró una correlación significativa entre la concentración de Hg y la talla ( $p > 0.05$ ).

### 9.2.1 Niveles de concentración de Hg con respecto a la talla

Al realizar el análisis de correlación para tallas y concentración de mercurio, no se observó una correlación significativa ( $p > 0.05$ ) y se encontró que la correlación entre la talla y la concentración de mercurio no es consistente en todos los muestreos.

Se observó una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) directamente proporcional de la concentración de mercurio con la talla únicamente en los sitios “Emisor” (septiembre 2003), “Oceánica” (octubre 2003) y “Valentinos” (diciembre 2003) y una correlación inversamente proporcional en la estación “Valentinos” en el mes de enero de 2004.

Lo anterior, concuerda con Wright y Mason (1999), quienes encontraron que la concentración de mercurio sí puede ser influenciada por la talla de los organismos al igual que Usero *et al.*, (199) quienes también encontraron que existe una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) entre la concentración de mercurio y la talla en bivalvos de la especie *Ruditapes philippinarum* y *Ruditapes decussatus* en las

costas del Atlántico al sur de España; esto es debido a que los organismos de mayor talla, tienen mayor cantidad de tejido blando y ya ha sido reportado que éste es un indicador muy sensitivo de Hg, Cu, Co, Cr, Ni, Fe y Mn (Szefer *et al.*, 1999).

Sin embargo, no concuerda con lo reportado por Joiris *et al.*, (1998), quienes recolectaron bivalvos de la especie *Anadara (Senilia) seniles* y encontraron que la concentración de mercurio total disminuye conforme aumenta la talla de las especies, ni con Saavedra *et al.* (2004), quienes determinaron la concentración de Hg en bivalvos de la especie *Mytilus galloprovincialis* y no encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de metal a diferentes tallas. O con Haraguchi *et al.*, (2000), quienes al analizar la correlación entre el tamaño y la concentración de mercurio en bivalvos de la especie *Mytilus galloprovincialis*, encontraron que los coeficientes de correlación mostraron no ser significativos.

### **9.2.2 Niveles de concentración de Hg con respecto al peso**

El promedio total del peso de los organismos fue de 5.86 g, siendo el de menor peso encontrado (0.988 g), para un organismo recolectado en el sitio “Emisor” en el mes de junio y el de mayor peso (22.351 g), para un organismo recolectado en el sitio “Oceánica” en el mes de junio.

Al realizar el análisis de correlación para peso y concentración de mercurio, no se observó una correlación significativa ( $p < 0.05$ ) y al igual que con las tallas, que la correlación entre el peso y la concentración de mercurio no es consistente en todos los muestreos.

Lo anterior concuerda con los resultados encontrados por Costa *et al.* (2000), quienes reportaron que no existe diferencia significativa entre el peso de los organismos y la concentración de mercurio en bivalvos de la especie *Perna perna* en la Bahía de Guanabara en las costas del sureste de Brasilia. Similarmente, coincide con los resultados obtenidos por Szefer *et al.* (1999), quienes encontraron en bivalvos de la especie *Mytilus edulis* en Akmizu, Japón que conforme aumenta el peso, disminuye la concentración del mercurio y con Fishelson *et al.* (1999), quienes observaron altas concentraciones de metales incluido el mercurio en bivalvos de la especie *Donax trunculus* pequeños, lo cual puede indicar la posibilidad de que ellos metabolizan más alimento en relación a su demanda de crecimiento.

### **9.3 Variación estacional de las concentraciones de Hg**

Se realizó la ANOVA para comparar los valores de concentración de mercurio en las épocas de lluvias y secas. Se encontró que las concentraciones de mercurio determinadas durante las dos épocas no son significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ), Chen *et al.* (2003) determinaron la concentración de

Hg en ostiones de la especie *Crassostrea gigas* en el suroeste de Taiwán, encontraron que la concentración de metales tiene un patrón estacional de máximo en invierno-primavera y mínimo en verano contrario a Otchere *et al.* (2003) que encontraron para los bivalvos *Anadara (Senilia) senilis*, *Perna perna* y *Crassostrea tulipa* que durante la época de secas las concentraciones de mercurio total son mayores a las encontradas durante la época de lluvias.

Wright y Mason (1999), encontraron que la concentración de mercurio tuvo su máximo en verano y su mínimo en invierno. Joiris *et al.* (1998), determinaron para bivalvos de la especie *Anadara (senilia) senilis* que la concentración total de mercurio fue mayor en la época de secas que en la época de lluvias.

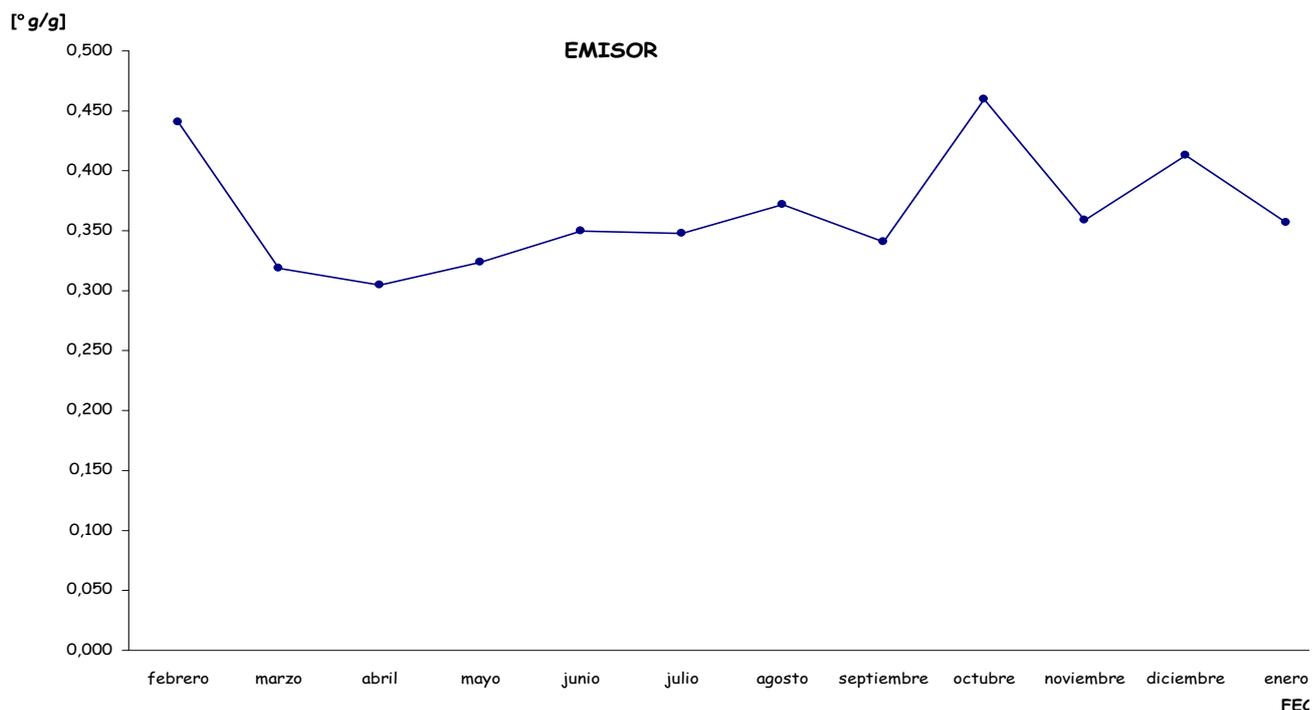
#### 9.4 Comparación de las concentraciones de Hg en ostiones entre sitios de muestreo.

En la Tabla 3 se encuentran las concentraciones de mercurio determinadas en los organismos recolectados en el sitio “Emisor” y podemos observar que la concentración mínima fue de  $0.304 \pm 0.067 \text{ mg kg}^{-1}$  y la máxima de  $0.459 \pm 0.058 \text{ mg kg}^{-1}$ , siendo el promedio total de  $0.363 \pm 0.052 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Tabla 3. Concentración de Hg en organismos recolectados en el Emisor.

Fecha de Muestreo	Hg ( $\text{mg kg}^{-1}$ )
15-02-2003	$0.440 \pm 0.056$
22-03-2003	$0.318 \pm 0.018$
28-04-2003	$0.304 \pm 0.067$
16-05-2003	$0.323 \pm 0.040$
11-06-2003	$0.349 \pm 0.037$
11-07-2003	$0.347 \pm 0.056$
29-08-2003	$0.371 \pm 0.041$
13-09-2003	$0.340 \pm 0.063$
21-10-2003	$0.459 \pm 0.058$
13-11-2003	$0.358 \pm 0.052$
07-12-2003	$0.412 \pm 0.102$
09-01-2004	$0.356 \pm 0.030$

En la Figura 4 podemos observar que la concentración más alta corresponde al mes de octubre; la ANOVA mostró que sólo los niveles de mercurio correspondientes a octubre son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ) a todos los meses, excepto a agosto, octubre y diciembre a octubre tales son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ) a todos los meses.



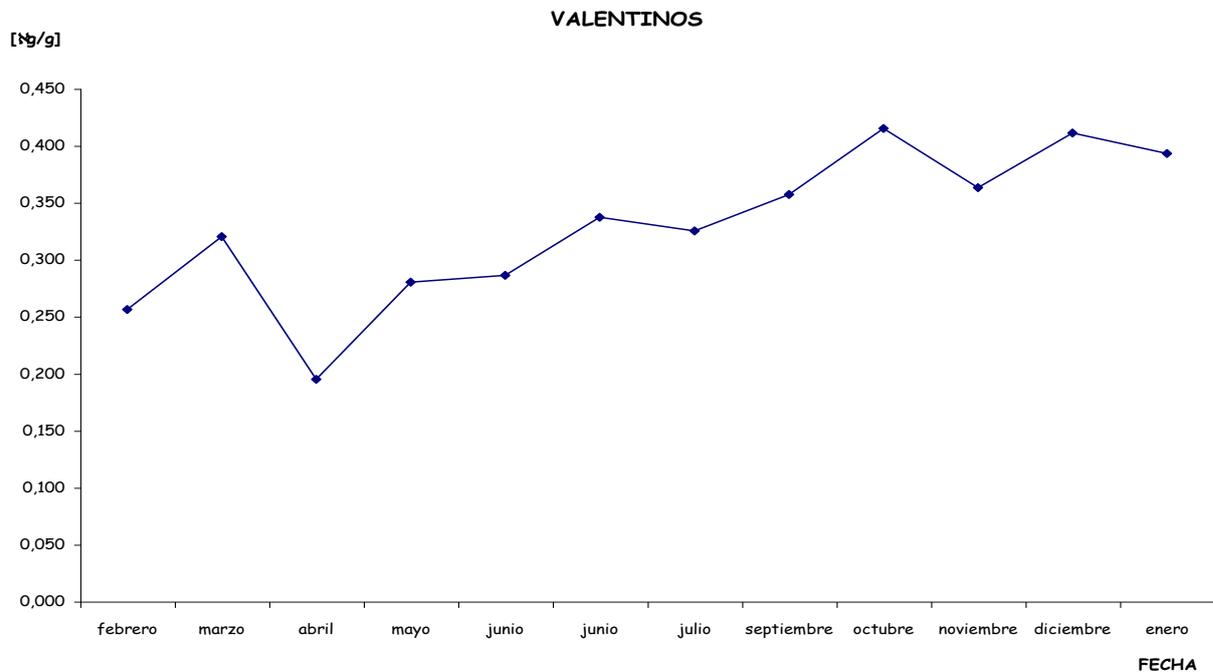
**Figura 4. Concentraciones de Hg encontrados en los ostiones recolectados en el sitio “Emisor”**

En la Tabla 4 se presentan las concentraciones de mercurio determinadas en los organismos recolectados en el sitio “Valentinos”, donde podemos observar que la concentración mínima fue de  $0.195 \pm 0.004 \mu\text{g/g}$  y la máxima de  $0.415 \pm 0.124 \text{ mg Kg}^{-1}$ , siendo el promedio total de  $0.328 \pm 0.059 \text{ mg Kg}^{-1}$ .

Tabla 4. Concentración de Hg en los ostiones recolectados recolectados en el sitio “Valentinos”.

<b>Fecha de Muestreo</b>	<b>Hg (mg kg<sup>-1</sup>)</b>
15-02-2003	0.256 ± 0.135
19-03-2003	0.320 ± 0.045
28-04-2003	0.195 ± 0.004
16-05-2003	0.280 ± 0.011
11-06-2003	0.286 ± 0.040
28-06-2003	0.337 ± 0.083
11-07-2003	0.325 ± 0.044
12-09-2003	0.357 ± 0.029
17-10-2003	0.415 ± 0.124
14-11-2003	0.363 ± 0.057
08-12-2003	0.411 ± 0.078
09-01-2004	0.393 ± 0.063

En la Figura 5 podemos observar que la concentraciones más altas corresponden a los meses de octubre y diciembre; la ANOVA mostró que sólo los niveles de mercurio encontrados en junio son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ) a los encontrados en septiembre, octubre, diciembre y enero.



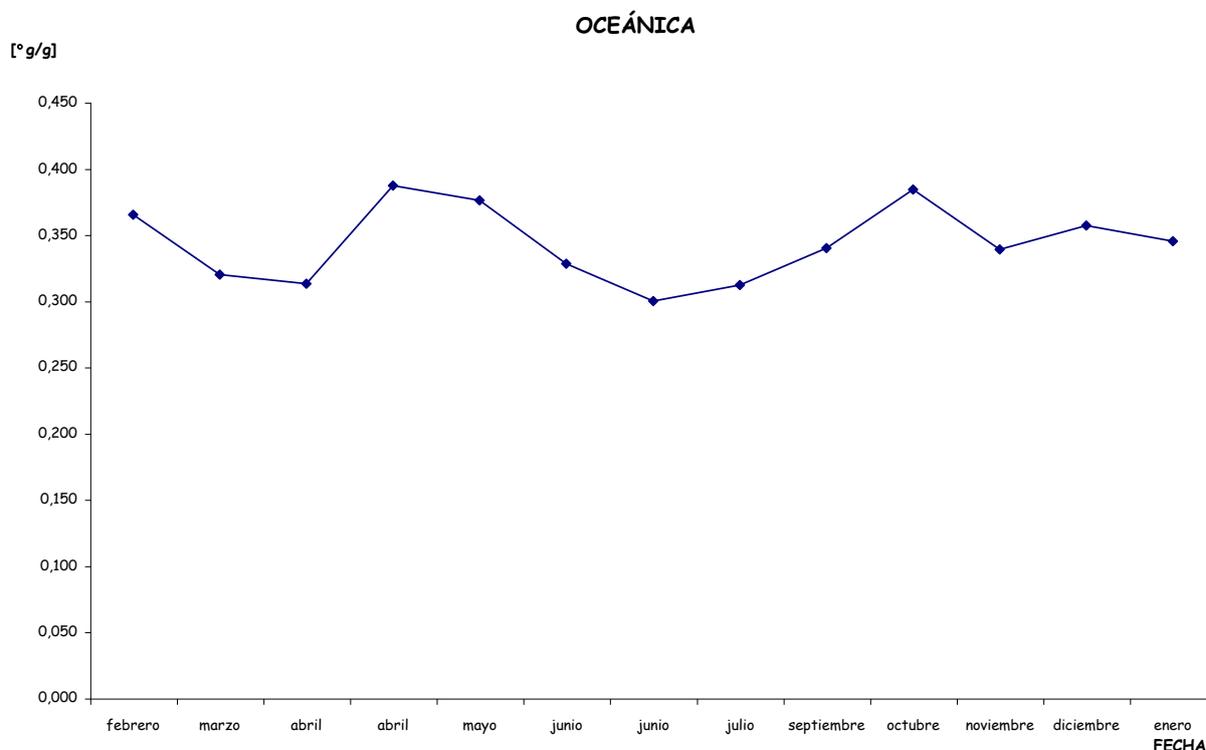
**Figura 5. Concentraciones de Hg en los ostiones recolectados en el sitio “Valentinos”.**

En la Tabla 5 se presentan las concentraciones de mercurio determinadas en los organismos recolectados en el sitio Oceánica, donde podemos observar que la concentración mínima fue de  $0.300 \pm 0.052 \text{ mg Kg}^{-1}$  y la máxima de  $0.387 \pm 0.004 \text{ mg Kg}^{-1}$ , siendo el promedio total de  $0.343 \pm 0.044 \text{ mg Kg}^{-1}$ .

Tabla 5. Concentración de Hg en organismos recolectados en el sitio “Oceánica”.

<b>Fecha de Muestreo</b>	<b>Hg (<math>\text{mg kg}^{-1}</math>)</b>
15-02-2003	$0.365 \pm 0.065$
15-03-2003	$0.320 \pm 0.045$
11-04-2003	$0.313 \pm 0.036$
28-04-2003	$0.387 \pm 0.004$
16-05-2003	$0.376 \pm 0.033$
11-06-2003	$0.328 \pm 0.070$
28-06-2003	$0.300 \pm 0.052$
11-07-2003	$0.312 \pm 0.042$
15-09-2003	$0.340 \pm 0.038$
18-10-2003	$0.384 \pm 0.072$
14-11-2003	$0.339 \pm 0.051$
08-12-2003	$0.357 \pm 0.034$
09-01-2004	$0.345 \pm 0.025$

En la Figura 6 podemos observar que la concentración más alta corresponde al mes de abril; la ANOVA mostró que los niveles de mercurio encontrados en junio son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ) a los encontrados en junio y julio.



**Figura 6. Concentraciones de Hg en los ostiones recolectados en el sitio “Oceánica”.**

Considerando que la presencia del emisor pudiera ser un factor de enriquecimiento del Hg en los organismos de la zona adyacente, se muestreó en un sitio considerado prístino (Barras de Piaxtla) en el que no había evidencia de actividades antropogénicas que pudieran alterar los niveles de mercurio naturales en el medio. Se observó que los niveles de concentración de mercurio en dicho sitio son significativamente menores que los de las estaciones Emisor y Valentinis y además son comparables con los niveles de concentración de mercurio de la estación Oceánica. Al igual que en los otros sitios de muestreo, las concentraciones de mercurio en los organismos de Barras de Piaxtla no presentan correlación con la talla.

En la Tabla 6 se muestran las concentraciones de mercurio determinadas en los organismos recolectados en el sitio Piaxtla que fue considerado prístino ya que no había evidencia de actividades antropogénicas que pudieran alterar los niveles de mercurio naturales en el medio y podemos observar que la concentración mínima fue de  $0.040 \text{ mg Kg}^{-1}$  y la máxima de  $0.480 \text{ mg Kg}^{-1}$ , siendo el promedio

total de  $0.223 \pm 0.144 \text{ mg Kg}^{-1}$ . Cabe resaltar que la mayor concentración de mercurio fue encontrada en los organismos de menor talla y la menor concentración en los de mayor tamaño.

Tabla 6. Concentración de Hg y talla de los organismos recolectados en el sitio “Piactla”.

<b>Talla (cm)</b>	<b>Hg (mg kg<sup>-1</sup>)</b>
4 – 5	0.480
5 -6	0.176
6 – 7	0.240
7 – 8	0.352
8 – 9	0.272
9 – 10	0.096
10 – 11	0.040
12 - 13	0.128

Al realizar la comparación múltiple de las medias por medio de las ANOVAS para todos los sitios en todos los meses se encontró que:

- Las concentraciones de mercurio encontradas en el mes de junio en el sitio “Emisor” son significativamente menores a las del sitio “Oceánica”.
- Las concentraciones de mercurio encontradas en el mes de octubre en el sitio “Oceánica” son significativamente menores a las del sitio “Emisor”.
- Las concentraciones de mercurio encontradas en el mes de octubre en el sitio “Oceánica” son significativamente menores a las del sitio “Emisor”.
- En julio, septiembre, noviembre, diciembre y enero, los niveles de mercurio encontrados en los tres sitios son comparables.

## 9.5 Concentraciones de Hg en sedimentos

Como podemos observar en la Tabla 7, en los sedimentos recolectados se encontró que las concentraciones de mercurio oscilan entre  $0.144 \pm 0.022 \text{ mg Kg}^{-1}$  y  $0.184 \pm 0.022 \text{ mg Kg}^{-1}$ .

Tabla 7. Resultados del análisis granulométrico y las concentraciones de la materia orgánica, carbonatos y Hg en sedimentos recolectados en la Bahía Mazatlán.

Sitio	Hg (mg Kg <sup>-1</sup> )	Materia Orgánica (%)	Carbonatos (%)	Arenas (%)
Emisor	0.18 ± 0.02	3.6 ± 0.0007	18.7 ± 0.0037	95.3 ± 0.0209
Valentinos	0.14 ± 0.02	3.7 ± 0.0007	4.4 ± 0.0009	97.9 ± 0.0204
Oceánica	0.18 ± 0.03	2.5 ± 0.0008	23.1 ± 0.0069	96.3 ± 0.0311

Como podemos observar en la Tabla 7, al normalizar las concentraciones de mercurio por el contenido de materia orgánica y por el tamaño de grano de los sedimentos, encontramos que en ambos casos los valores de la normalización son comparables, en tanto que las concentraciones de Hg normalizadas por el porcentaje de los valores normalizados de los sedimentos recolectados en el sitio “Emisor” y los del sitio “Oceánica” son comparables, sin embargo los del sitio “Valentinos” parecen un orden de magnitud mayor, lo cual puede indicarnos la posibilidad de que la presencia de carbonatos en “Emisor” y “Oceánica” diluyan la concentración de mercurio en los sedimentos.

En términos generales y en ambientes estables, las concentraciones de mercurio estarían inversamente correlacionadas con la concentración de carbonato de calcio y el porcentaje de arenas, así como directamente relacionadas con la concentración de materia orgánica. Aunque los datos son insuficientes para establecer un análisis de correlación formal entre dichas variables, se observa que en ninguna de las estaciones estudiadas se cumple con estas relaciones típicas, ya que en la estación “Emisor”, las concentraciones de mercurio en los sedimentos disminuyen con el incremento de las concentraciones tanto de la materia orgánica, como de los carbonatos y el porcentaje de arenas. Las concentraciones de mercurio en la estación “Valentinos” aumentan conforme aumentan las concentraciones de materia orgánica, carbonatos y porcentaje de arenas y que en la estación “Oceánica” las concentraciones de mercurio aumentan con las de la materia orgánica y los carbonatos, pero disminuyen con el aumento de porcentaje de arenas. La observación anterior podría ser explicada con base a que las concentraciones de mercurio en los sedimentos están siendo reguladas por otro tipo de variables como la concentración de Hg disuelto y particulado en las aguas de las descargas directas en el caso del emisor, resuspensión y enriquecimiento de sedimentos superficiales de capas más profundas o acarreo de material enriquecido con el mercurio hacia zonas distantes.

Como ya se ha mencionado anteriormente, los ostiones son organismos bioacumuladores, por lo cual es lógico que hayamos encontrado menores concentraciones de mercurio en los sedimentos.

Al encontrar que las concentraciones de mercurio en sedimentos fueron menores que las encontradas en los organismos, podemos decir que esto es similar a lo que Berzas *et al.* (2003) encontraron al medir la concentración de mercurio total en sedimentos y bivalvos de agua dulce (*Unio pictorum*) encontrando en los bivalvos concentraciones de mercurio total mayores (entre 1.3 y 4.6 mg

Kg<sup>-1</sup>) a las encontradas en sedimentos (desde 0.57 hasta 1.07 mg Kg<sup>-1</sup>); Beiras *et al.*, (2002), encontraron que existe relación significativa entre la concentración de mercurio en bivalvos de la especie *Mytilus galloprovincialis* y la concentración de Hg encontrada en sedimentos, lo cual es consistente con los patrones de bioacumulación en mejillones; Wright y Mason (1999), determinaron que el patrón estacional de la concentración de metales en los sedimentos fue distinto a los encontrados en los organismos con el máximo en invierno y el mínimo en verano en organismos de la especie *Mytilus edulis* y Hickey *et al.* (1995), encontraron que no existe correlación significativa entre la concentración de mercurio en sedimentos y los niveles encontrados en el tejido de mejillones de la especie *Hyridella menziesi* (0.025 – 0.87 mg Kg<sup>-1</sup> en sedimentos y 0.091-0.131 mg Kg<sup>-1</sup> en organismos)

#### **9.6 Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993.**

Todos los niveles de concentración promedio de mercurio determinados en este trabajo fueron menores a 1 mg Kg<sup>-1</sup> que es el límite permisible establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993.

## 10. CONCLUSIONES

1. La concentración de mercurio promedio global encontrada en los tejidos blandos de los ostiones muestreados en la Bahía de Mazatlán fue de  $0.326 \pm 0.051 \text{ mg Kg}^{-1}$ .

Las concentraciones de mercurio promedio anual encontrada en los ostiones del sitio “Emisor”, “Valentinos” y “Oceánica” fueron de  $0.336 \pm 0.051 \text{ mg Kg}^{-1}$ ,  $0.328 \pm 0.059 \text{ mg Kg}^{-1}$  y  $0.343 \pm 0.043 \text{ mg Kg}^{-1}$ , respectivamente.

Las concentraciones de mercurio promedio encontrada en los ostiones del sitio Emisor durante la época de secas y lluvias, fueron de  $0.358 \pm 0.052 \text{ mg Kg}^{-1}$  y  $0.370 \pm 0.051 \text{ mg Kg}^{-1}$ , respectivamente.

Las concentraciones de mercurio promedio encontrada en los ostiones del sitio “Valentinos” en época de secas y lluvias fueron de  $0.309 \pm 0.056 \text{ mg Kg}^{-1}$  y  $0.347 \pm 0.062 \text{ mg Kg}^{-1}$ , respectivamente.

Las concentraciones de mercurio promedio encontrada en los ostiones del sitio “Oceánica” la época de secas y lluvias fueron de  $0.351 \pm 0.034 \text{ mg Kg}^{-1}$  y  $0.333 \pm 0.054 \text{ mg Kg}^{-1}$ , respectivamente.

2. La correlación entre la talla y la concentración de mercurio en los ostiones no es consistente en todos los muestreos. Se observa una correlación significativa directamente proporcional de la concentración de mercurio con la talla únicamente en los sitios “Emisor” (septiembre 2003), “Oceánica” (octubre 2003) y “Valentinos” (diciembre 2003) y una correlación inversamente proporcional en la estación “Valentinos” en el mes de enero de 2004.

3. Se encontró una diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre las concentraciones de mercurio determinadas en los ostiones durante época de lluvias y de secas, siendo mayores las concentraciones encontradas durante lluvias, encontrándose una diferencia significativa entre el sitio “Emisor” y el sitio “Oceánica”, siendo la mayor concentración de mercurio en el “Emisor” lo cual se esperaría que sea a causa de un mayor aporte, lo cual no se vió reflejado en las concentraciones de mercurio en el sedimento.

4. Las concentraciones de mercurio en los sedimentos fueron menores a las encontradas en los organismos respectivos en cada sitio de muestreo.

5. Los niveles de concentración promedio de mercurio determinados en los ostiones se encuentran por debajo del límite permisible ( $1 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-031-SSA1-1993.

6. La hipótesis planteada en este estudio: La concentración de mercurio en las muestras recolectadas en los sitios caracterizados por la presencia de descargas residuales urbanas, serán mayores a las

encontradas en el sitio considerado como no impactado se acepta, ya que se observó que los niveles de concentración de mercurio en los ostiones colectados en “Piactla” son significativamente menores que los de las estaciones “Emisor” y “Valentinos” y además son comparables con los niveles de concentración de mercurio del sitio “Oceánica”.

## 11. LITERATURA CITADA

Acevedo-Medina, G., 2005. Concentración y variación de la composición bioquímica de las biotoxinas del tipo PSP en el ostión de roca *Striostrea prismatica* Gray, 11825 (= *Ostrea iridiscens* Hanley, 1854) en la Bahía de Mazatlán. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Mazatlán, Sinaloa.

Al-Saleh, I. y Al-Doush, I., 2002. Mercury content in shrimp and fish species from the Gulf COSAT of Saudi Arabia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68:576-583.

Alonso, D., Pineda, P., Olivero, J., González, H., Campos, N., 2000. Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena Bay and the Ciénega Grande de Santa Marta, Colombia. *Environ. Pollut.*, 109:157-163.

Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F., Cortés-Altamirano, R., 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Mar. Poll. Bull.*, 40:331-339.

André, J. M., Ribeyre, F., Boudou, A., 1990. Mercury contamination levels and distribution in tissues and organs of delphinids (*Stenella attenuata*) from the Eastern Tropical Pacific, in relation to biological and ecological factors. *Mar. Environ. Res.* 30:43-72.

Angulo-García, X.C., 2002. Niveles de concentración de mercurio en tejidos de cuatro especies de aves migratorias (*Recurvirostra americana*, *Dendrocygna actumnalis*, *Anas cyanoptera* y *Fulica americana*) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico del Mar, Mazatlán, Sinaloa, 50 p.

Arvizu-Merín, L.M., 2003. Niveles de concentración de mercurio en tejidos de cinco especies de aves acuáticas residentes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa recolectadas durante el invierno de 1999-2000. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico del Mar, Mazatlán, Sinaloa, 160 p.

Balkas, T.I., Tugrul, S., Salihoglu, I., 1982. Trace metals levels in fish and crustacea from northeastern Mediterranean coastal waters. *Mar. Environ. Res.* 6:281-289.

Baqueiro, C. E., 1984. Status of molluscan aquaculture on the Pacific coast of Mexico. *Aquaculture* 39:83-93.

Barreto-Serrano, L., 2002. Ambiente Ecológico. Edición 85. Contaminación por Mercurio y sus consecuencias e Impactos en la Ecología y Población Rural. [http://www.ambiente\\_ecologico.com/ediciones/2002/085\\_09.2002/085\\_investigación\\_LuisBarretoSerrano.php3](http://www.ambiente_ecologico.com/ediciones/2002/085_09.2002/085_investigación_LuisBarretoSerrano.php3)

Baudrimont, M., Schafer, J., Marie, V., Maury-Brachet, R., Bossy, C., Boudou, A., Blanc, G., 2005. *Sci. Tot. Environ.*, 337:265-280.

Beiras, R., Fernández, N., González, J. j., Besada, V., Schultze, F., 2002. Mercury concentrations in seawater, sediments and wild mussels from the coast of Galicia (NW Spain). *Mar. Poll. Bull.* 44:340-349.

Berzas, N. J. J., García, B. L. F., Rodríguez, M. R. C., 2003. Distribution of mercury in the aquatic environment at Almadén, Spain. *Environ. Pollut.* 122:261-271.

Bidone, E.D., Castilhos, Z.C., Cid de Souza, T.M., Lacerda, L.D., 1997. Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin, Paraná State, Amazon, Brazil: A screening approach. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59:194-201.

Callahan, J.E., Miller, J.W., Craig, J.R., 1994. Mercury pollution as a result of gold extraction in North Carolina, USA. *Appl. Geochem.* 9: 235-241.

Capella-Vizcaíno, A., 1994. Informe de la planta de tratamiento de aguas residuales de Mazatlán. Subdirección General de agua. Comisión Nacional del Agua.

Carver, R. E., 1971. Procedures in Sedimentary Petrology. Wiley Interscience, New York, 653 p.

Chen, C.-Y., Chen M.-H., 2003. Investigation of Zn, Cu, Cd and Hg concentrations in the Oyster of Chi-ku, Tai-shi and Tapeng Bay, Southwestern Taiwan. J. Food Drug Anal., 11:32-38.

Costa, M., Paiva, E., Moreira, I., 2000. Total mercury in Perna perna mussels from Guanabara Bay – 10 years later. Sci. Tot. Environ., 261: 69-73.

Dean, E. W., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition; comparison with other methods. J. Sedimentary Res., 44:242-248.

EPA, 1986. Analytical methods for US EPA priority pollutants and 301 (h) pesticides in estuarine and marine sediments. EPA 503/6-90-004.

Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrough, R.W., Martin, J.H., Bowen, V.T., 1983. US “Mussel Watch” 1976-1978; an overview of the trace metal, DDE, PCP, hydrocarbon, and artificial radionuclide data. Environ. Sci. Technol., 17 :490-496.

Fishelson, L., Bresler, V., Manelis, R., Zuk-Rimon, Z., Dotan, A., Hornung. H., Yawetz, A., 1999. Toxicological aspects associated with the ecology of *Donax trunculus* (Bivalvia, Mollusca) in a polluted environment. Sci. Tot. Environ., 226:121-131.

Fitzgerald, W.L., Mason, R.P., 1996. The global mercury cycle: oceanic and anthropogenic aspects. 85-108 pp. In: Global and Regional Mercury Cycles: Sources, Fluxes and Mass Balances. Kluwer Academic Publisher.

Folk, R. L., 1974. Petrology of Sedimentary Rocks, Hemphill, Austin, Texas, 183 p.

Francesconi, K.A., Lenanton R.C.J., 1992. Mercury contamination in a semi-enclosed marine embayment: organic and inorganic mercury content of biota, and factors influencing mercury levels in fish. *Mar. Environ. Res.* 33: 189-212.

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

Foulker, J.E., 1994. Mercury in Fish: Cause for Concern?. Magazine FDA Cosumer, September. <http://www.fda.gov/fdac/reprints/mercury.html>

Galehouse, J. S., 1971. Sedimentation analysis. 69-94 p. In R. E. Carver (Editor), *Procedures in Sedimentary Petrology*. Wiley Interscience, New York.

García, E., 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Instituto de Geografía. UNAM. 264 p.

García-Rosales, S. B., 2002. Concentración y distribución de mercurio en hepatopáncreas, exoesqueleto y músculo de cinco especies camarones peneidos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico del Mar, Mazatlán, Sinaloa. 46 p.

Gochfeld, M., 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecology and Environmental Safety* 56:174-179.

Goldberg, E.D., Bowen, V.T. Farrington, J.W. Parker, P.L. Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., Gamble, E., 1978. The Mussel Watch. *Environmental Conservation*, 5:101-125.

Green-Ruíz, C., Ruelas-Inzunza, J., Páez-Osuna, F., 2005. Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. *Environ. Geochem. Health.* 27: 321-329.

Gutiérrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G., Aguilar-Flores, A., 1988. Mercury in freshwater fish and clams from Cerro Prieto geothermal field of Baja California, Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41: 201-207.

Gutiérrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G., Ortega-Lara, V., Villaescusa-Celaya, A., 1994. Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza de Baja California (México-California, EE.UU.). Ciencias Marinas 20:105-124.

Hatch W.R., Ott, W.L., 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. Analyt. Chem. 40:2085-2087.

Haraguchi, K., Ando, T., Sato, M., Kawaguchi, Ch., Tomiyasu, T., Horvart, M., Akayi, H., 2000. Detection of localized methylmercury contamination by use of the mussel adductor muscle in Minnamata Bay and Kagoshima Bay, Japan. Sci. Tot. Environ., 261:75-89.

Heiri, O., Lotter, F. A., Lemcke, G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. J. Paleolim., 25: 101-110.

Hickey, C. W., Roper, D. S., Buckland, S. J., 1995. Metal concentrations of resident and transplanted freshwater mussels *Hyridella menziesi* (Unionacea: Hyriidae) and sediments in the Waikato River, New Zealand. Sci. Tot. Environ., 175, 163-177.

Hylander, L.D., Meili, M., 2003. 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. Sci. Tot. Environ. 304:13-27.

IAEA, 1987. Intercalibration of analytical methods on marine environmental samples. Trace Elements Measurements on fish homogenate. Results of the Worldwide Intercomparison Run MA-B-3/TM. Report No. 36. International Atomic Energy Agency, Monaco.

Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 2000. Censo poblacional y vivienda. Resultados preliminares. Estados Unidos Mexicanos.

Jackson, M. L., 1970. Análisis Químico de Suelos. Ed. Omega, 2ª Edición. España

Joiris, C., Azokwu, M., Otchere, F., Ali, I., 1998. Mercury in the bivalve *Anadara (Senilia) senilis* from Ghana and Nigeria. *Sci. Tot. Environ.*, 224:181-188.

Kawaguchi, T., Porter, D., Bushek, D., Jones, B., 1999. Mercury in the American Oyster *Crassostrea virginica* in South Carolina, USA, and Public Health Concerns. *Mar. Poll. Bull.*, 38: 324-327.

Keckes, S., Miettinen, J.K., 1972. Mercury as a marine pollutant. Pp. 276-288. In: Rvivo, M. (Ed.). *Marine Pollution and Sea Life*. Food and Agricultural Organization of the Nations (FAO). London England, 1972.

Kot, F.S., Green-Ruiz, C. Páez-Osuna, F., Shumilin, E.N., Rodríguez-Meza, D., 1999. Distribution of mercury sediments from La Paz Lagoon, Península of Baja California, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63:45-51.

Levinson, A., 1980. *Introduction to Exploration Geochemistry*. Applied Publishing Ltd., City, 924 pp.

Libes, S.M., 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*. John Wiley and Sons, New York, USA. 734 pp.

Loring, D.H., Rantala, R.T.T., 1995. *Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspend particulate matter*. Reference Methods for Marine Pollution studies. UNEP No. 63.

Mackay D., Fraser, A., 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: Mechanisms and models. *Environ. Pollut.* 110:375-391.

Maanan, M., 2008. Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environ. Pollut.* 153: 176-183.

Méndez, E., Giudice, H., Pereira, A., Inocente, G., Medina, D., 2001. Total mercury content-fish weight relationship in swordfish (*Xiphias gladius*) caught in the southwest Atlantic Ocean. *J. Food Composition and Analysis*, 14:453-460.

Miao, X., Woodward, L. A., Swenson, C., Li, Q.X., 2001. Comparative concentrations of metals in marine species from French Frigate shoals, North Pacific Ocean. *Mar. Poll. Bull.* 42: 1049-1054.

Montaño-Ley, Y. Aldeco-Ramírez, J., 1986. Estudio de refracción del oleaje frente a la zona centro-sur de Mazatlán, Sin. México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, 13:57-52.

Monzalvo-Santos, I. K., 2003. Determinación de mercurio en dos especies de peces bentónicos (*Cherublemma emmelas* y *Zalieutes elater*) de la zona del Talud del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán, Sinaloa.

Moody, J.R. Lindstrom, P.M., 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples, *Analyt. Chem.* 49:2264-2267.

Moore, C.J., 2000. A review of mercury in the environment (occurrence in marine fish). Office of Environmental Management. Marine Resources Division. South Carolina Department of Natural Resources, 22p.

Morales, Z. C. A., Barceló, F. Laboratorio de Investigación en Materiales Dentales F.O. UNAM. <http://www.odonto.unam.mx/posgrado/materiales/figura-sep.htm> (2001).

MPCA (Minnesota Pollution Control Agency), 2002. Special Pollutants. About environmental mercury. <http://www.pca.state.mn.us/air/mercury-about.html>.

NAS (National Academy of Science), 2000. Toxicological effects of methylmercury. National Academy Press. National Research Council. Washington, D.C., 577 p.

NIST, 1998. Certificate of analysis. Standard reference material 2976 (mussel tissue) for trace elements and methylmercury. National Institute of Standards and Technology. Sep 1998. Gaithersburg, 8 p.

Olivero, J., Navas, V., Pérez, A., Solano, B., Acosta, I., Arguello, E., Salas, R., 1998. Mercury levels in muscle of some fish species from the Dique Channel, Colombia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 865-870.

OMS (Organización Mundial de la Salud), 2000. División de Salud y Desarrollo Humano. Coordinación de Investigaciones. Washington, DC.

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

Otchere, F. A., Joiris, C. R., Holsbeek, L., 2003. Mercury in bivalves *Anadara (Senilia) senilis*, *Perna perna* y *Crassostrea tulipa* from Ghana. *Sci. Tot. Environ.*, 304:369-375.

Palmisano, F., Cardellicchio, N., Zamboni, P. G., 1995. Speciation of mercury in dolphin liver: a two-stage mechanism for the demethylation accumulation process and role of selenium . *Mar. Environ. Res.*, 2: 109-121.

Páez-Osuna, F., Izaguirre-Fierro, G. Godoy-Meza, R. I., González-Farías, F., Osuna-López, J. I., 1988. Metales pesados en cuatro especies de organismos filtradores de la región costera de Mazatlán: Técnicas de extracción y niveles de concentración. *Contaminación Ambiental*, 4:33-41.

Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., 1990a. Trace Metals in Tropical coastal lagoon Bivalves: *Crassostrea corteziensis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 45:538-544.

Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., 1990b. Occurrence and seasonal variation of heavy metals in the oyster *S. iridescens*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 44:129-134.

Páez-Osuna, F., 1994. Metales pesados en organismos indicadores de contaminación costera en el Pacífico Mexicano, una revisión. *Memorias del Seminario Internacional del agua sobre Contaminación de Cuerpos de Agua Superficiales y Subterráneas por Fuentes no Puntuales.* 36: 10.

Páez-Osuna, F., Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., 1995. Trace metals concentrations in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*. *Mar. Environ. Res.*, 40: 19-31.

Peraza-Vizcarra, R., 1985. Transporte litoral de arenas en playas de la costa sur del Estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar. Colegio de Ciencias y Humanidades, Universidad Nacional Autónoma de México, 57 p.

Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicators. Their Use to Monitor Trace Metal and Organochloride Pollution. Applied Science Publishers, London.

Picazo-Sánchez, J. E., Fernández-Vozmediano, J.M., 2002. Los mercuriales: historia, toxicología, toxicocinética y fisiopatología. Actualidad Dermatológica. Facultad de Medicina, Universidad de Cadiz, España. 15:683-697.

Plessi, M., Bertelli, D., Monzani, A., 2001. Mercury and selenium content in a selected seafood. J. Food Composition and Analysis. 14: 461-467.

Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, 1995. Informe final: Mortandad de mamíferos y aves marinas en el alto Golfo de California. PROFEPA, México. 40p.

Rainbow, P. S., Phillips, D. J. H., 1993. Cosmopolitan Biomonitors of Trace Metals. Mar. Poll. Bull. 26, 593-601.

Roesijadi, G., Robinson, E. W. Metal Regulation in Aquatic Animals: Mechanisms of Uptake, Accumulation, and Release, in Aquatic Toxicology. Malins, C. D., Eds., John Wiley & Sons, New York, 1993, 388-389.

Ruelas-Inzunza, J. R., Páez-Osuna, F., 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). Environ. Pollut., 107: 437-444.

Ruelas-Inzunza, J. R., Horvat, M., Pérez-Cortés, H., Páez-Osuna, F., 2003. Distribución de mercurio y metilmercurio en tejidos de ballenas grises (*Escherichtius robustus*) y delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en el bajo Golfo de California, México. Ciencias Marinas 29:1-8.

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

Ruelas-Inzunza, J. R., Páez-Osuna, F., Soto, L. A., 2005. Bioaccumulation of Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn in trophosome and vestimentum of the tube worm *Rifita pachyptila* from Guaymas basin, Gulf of California. *Deep-Sea Research I*, 526:319-1323.

Ruelas-Inzunza, J. R., Meza-López, G., Páez-Osuna, F., 2007. Mercury in fish that are of dietary importance from the coasts of Sinaloa (SE Gulf of California). *J. Food Composition and Analysis*.  
**Author's Accepted Manuscript.**

Saavedra, Y., González, A., Fernández, P., Blanco, J., 2004. The effect of size on trace metal levels in raft cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Sci. Tot. Environ.*, 318:115-124.

Salazar-Navarro, I., 2000. Estructura poblacional y eficiencia de las redes de enmalle utilizadas para la captura de langosta (*Panulirus inflatus* y *P. gracilis*) en las costas del sur de Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa.

Sbriz, L., Aquino, R. M., Alberto de Rodríguez, M. N., Fowler W. S., Sericano L. J., 1998. Levels of chlorinate hydrocarbons and trace metals in bivalves and nearshore sediments from the Dominican Republic. *Mar. Poll. Bull.* 36:971-979.

Secretaría de Marina, 1974. Estudio geográfico de la región de Mazatlán, Sinaloa. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo, 353p.

Selmer, F., Larger, E., 1992. Increase in global atmospheric concentrations of mercury inferred from measurements over the Atlantic Ocean. *Science*, 355:432-436.

Senthil, K. K., Sajwan, K. S., Richardson, J. P., Kaanan, K., 2008. Contamination profiles of heavy metals, organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment and oyster collected from marsh/estuarine Savannah GA, USA. *Mar. Poll. Bull.* 56: 136-162.

Shafer, H. A., 1984. Characteristics of municipal wastewater Southern California. Coastal Water Research Project. Biannual Report 1983-1984, 11-20.

Simkiss, K., Mason, Z., 1983. The Mollusca. Environmental Biochemistry and Physiology. Metals ions: Metabolic and toxic effects. U.S.A. Vol. 2, 102-156.

St-Amand L., Gagnon, R., Packard, T.T., Sarenhoff, C., 1999. Effects of inorganic mercury on the respiration and the summing activity shrimp larvae *Pandalus borealis*. Comparative Biochemistry and Physiology, 122: 33-43.

Stuardo, J., Martínez-Guerrero, A., 1975. Relación entre algunos factores ecológicos y la biología de poblaciones de *Crassostrea corteziensis* Hertlein, 1951, de San Blas, Nayarit. Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México 2, 89-130.

Szefer, P., Ikuta, K., Frelek, K., Zdrojewska, I., Nabrzyski, M., 1999. Mercury and other trace metals (Ag, Cr, Co and Ni) in soft tissue and byssus of *Mytilus edulis* from the east coast of Kyushu Island, Japan. Sci. Tot. Environ., 229:227-234.

Torrente, R., Montiel, F. <http://www.istas.net/pe/num13/articulo.asp?num=13&pag=04>. 2001.

Trimm, D. L., Beiro, H. H., Parker, S. J., 1998. Comparison of digestion techniques in analysis for total metals in marine sediments. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 60:425-432.

UNEP/IOC/IAEA/FAO, 1990. Contaminant monitoring programmes using marine organisms: quality assurance and good laboratory practice. References Methods for Marine Pollution Studies No. 57.

Uryu, Y., Malm, O., Thortnton, I., Payne, I., Cleary, D., 2001. Mercury contamination on fish and its implications for other wildlife of the Tapajós basin, Brazilian Amazon. Conservation Biology, 15:438-446.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2002. National Action Plan for Mercury. <http://www.epa.gov/pbt/hgaction.html>.

Usero, J., González-Regalado, E., Gracia, I., 1997. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes Decussatus* and *Ruditapes Philippinarum* from the Atlantic Coast of Southern Spain. *Environ. Int.*, 23: 291-298.

Vaisman, A. G., Marins, R. V., Lacerda, L. D., 2005. Caracterización of the Mangrove Oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a Biomonitor for Mercury in Tropical Estuarine Systems, Northeast Brazil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74: 582-588.

Van Loon, J. C., 1980. Trace metals in the environment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44:145.

Vázquez-Cureño, L. A., 1985. Contribución al estudio faunístico y zoogeográfico de los crustáceos decápodos en las zonas rocosas intermareales de Punta Mita, Nayarit; Punta Piaxtla y Topolobampo, Sinaloa en el sureste del Golfo de California. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco.

Velazco-González, O. H., Echeverría-Almeida, S. Pérez-López, M. E., Villanueva-Fierro, I., 2001. Contenido de mercurio y arsénico en atún y sardinas enlatadas mexicanas. *Rev. Internac. Contaminación Ambiental*, 17:31-35.

Villanueva, F.S., Páez-Osuna, F., 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos y organismos. En: Botello, A.V., Rojas-Galaviz, J.L., Benítez, J.A. y Zárata-Lomelí, D. (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnósticos y Tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5:66.

Wedepohl K.H., 1995. The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59, 1217-1232.

Whittaker, R.M., 1969. *Química General*. 1ª edición. Compañía Editorial Continental, México.

Wright, P., Mason, C. F., 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *Sci. Tot. Environ.*, 226, 139-156.

Zar, J.H., 1984. Bioestatistical Analysis. 2nd edition. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. New Jersey, USA.

## **GRACIAS:**

Papá y mamá por todo lo que me han dado.

A mis hermanas y mi cuñado por todo su apoyo y cariño.

A mis sobrinos favoritos...o sea los 7, por quererme tanto como yo a ustedes.

A Héctor, por seguirme enseñando que la vida no es eterna.

Mary, Juan Carlos y Carlita por recibirme en su casa cuando llegué a Mazatlán.

A todos los amigos chilangos y mazatlecos por ayudarme a no extrañar tanto mi casa: Caro, Nat por adoptarme y abrirme las puertas de tu casa y de tu corazón al igual que tu familia, Carmene (y Daniel), Magali y Nuri por las amenas charlas durante la comida, Rosalba por escucharme y ayudarme, Karina por ser mi primera amiga en Mazatlán, Carlos Green, Víctor, Germán, Clara, Dr. Páez, Arturo y Lorena, Herlinda, Carlos Suárez, Robert, Alejandro, Alejandra, Iván, Gisela, Humberto, Daniela, Dany Santos, Charly, Pedro, Jorge, Gaspar, Sra. Montes por ese café que me invitaba cuando sabía que necesitaba platicar con alguien...en fin, fueron tantas personas que ofrezco disculpas si omití algún nombre....lo importante es que siempre los recordaré con cariño.

A los integrantes y ex-integrantes del 201 y de la Facultad de Química: Héctor, Blas, Mago, José Manuel, Tomás, Paquito, Marcos, Dr. Farfán, Cris Jiménez, Cris Fonseca, Chucho, Rafita, Checo, Roberto, Aniux, Pollo, Vero, Johnny por seguir siendo mis amigos. En especial a los mismos 5 gatos con los que siempre es agradable compartir chelas, canciones, chistes, chismes y hasta paseos.

A mis amigas de Liverpool Cecy, Sonia, Martha, Lety, Monse, Ale, Lilí y Silvia por seguir compartiendo gratos momentos.

A Gilberto por haberme ayudado tanto en este proyecto y por seguir siendo mi amigo.

A la Dra. Ana Carolina Ruíz por ser la directora de esta tesis y por todo su apoyo.

Al Dr. Federico Páez Osuna por las aportaciones a este proyecto, pero sobre todo por facilitarnos los equipos y materiales de su laboratorio.

A la Dra. Rosalba Alonso por todo su apoyo y sus aportaciones durante todo el desarrollo de este trabajo.

Al Mat. Germán Ramírez por los mapas, clases, archivos, etc., etc., pero sobre todo por su paciencia.

A la Sra. María Clara Ramírez por su valiosísima, pero sobre todo rápida ayuda en las búsquedas bibliográficas.

Al Q. Humberto Bojorquez por su ayuda y asesoría en el manejo del Analizador de Mercurio y del equipo de laboratorio en general.

A Guadalupe Godoy, Chantal Ruíz, Norma Suazo y Gabriela Almaraz por toda la ayuda recibida en cuanto a trámites se refiere.