

03098



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA



7

Concentración y distribución de metales pesados en tejidos de organismos representativos de la flora y fauna del bajo golfo de California y áreas adyacentes

T E S I S

293568

Que para obtener el grado de:
Doctor en Ciencias del Mar
(Química Acuática)

Presenta:

M. en C. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA

Director de Tesis: **DR. FEDERICO PAEZ OSUNA**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Este trabajo se realizó en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM (Unidad Académica Mazatlán), bajo la asesoría del Dr. Federico Páez Osuna.

A Mónica, Jorge Andrés y Natalia,
mi pequeña y encantadora familia.

A mi padre, que nos inculcó el hábito de la lectura.

Y va por los *rockeros*, Mike, Milton, Sol y Tony

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a tantas personas que colaboraron para la realización de este trabajo.

Al Dr. Federico Páez Osuna, un investigador dedicado a su trabajo, que siempre está dispuesto a apoyar a los estudiantes en sus labores de investigación.

Al comité de tutores y miembros del jurado, Dra. Elva Escobar Briones y Dr. Michel E. Hendrickx Reners, quienes cada semestre me orientaron e hicieron valiosas observaciones para la culminación de este posgrado.

A los demás miembros del jurado: Dra. Ma. Esther de la Rosa Duque, Dra. Ma. Nuria Méndez Ubach, Dr. Alfonso Vázquez Botello y Dra. Ruth Cecilia Vanegas Pérez por sus atinadas observaciones al manuscrito de tesis.

Mis respetos y mi agradecimiento especial a la Sra. María Clara Ramírez Jáuregui, por su eficiente colaboración en el acopio de información.

Al M. en C. Roberto Cortés Altamirano, por la identificación del fitoplancton.

A la M. en C. Ma. Julia Izaguirre Fierro, por la identificación de las macroalgas.

A la Dra. Claudia M. Agraz Hernández, por la identificación de los mangles.

Al M. en C. Arturo Núñez Pastén, por su ayuda durante los arrastres de plancton y en la identificación del zooplancton.

Al Dr. Carlos Green Ruiz, por su apoyo en la recolección y disección de los organismos de la fosa de Guaymas.

Al M. en C. Sergio Rendón Rodríguez, por su apoyo en la identificación de los camarones peneidos.

Al M. en C. José Salgado Barragán, por su ayuda durante algunas salidas al campo y en la identificación de los balanos.

Al B. P. Felipe Silva Martínez, por su gran ayuda en la identificación de los peces.

Al Biol. Benito Mejía Sarmiento, por la identificación de las aves.

A los Biólogos Luis Roberto Sánchez Gámez y Pedro Luis León Rubio por la identificación de las ballenas.

Al M. en C. Héctor Pérez Cortés, por su apoyo con la identificación de los delfines.

Al Químico Humberto Bojórquez Leyva, por su ayuda en el trabajo de laboratorio.

Al Matemático Germán Ramírez Reséndiz, por su valiosa colaboración en las tareas de edición del manuscrito.

Al L. S. C. A. Carlos Suárez Gutiérrez, por el apoyo en computación.

Al L. S. C. A. Pedro Allende Rosales, por la ayuda en las búsquedas de información por medios electrónicos.

A la Sra. Margarita Cordero Ruiz por su apoyo como enlace administrativo entre la Unidad Académica Mazatlán y la Coordinación del Posgrado en Ciudad Universitaria.

A la Lic. Victoria Montes Montes, por su ayuda en la localización de mapas.

A la autoridades del Itmar en Mazatlán, por las gestiones administrativas ante la Secretaría de Educación Pública.

A mis compañeros del laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera: Carolina, Martín, Becky, Eva, Fabiola, Rebeca, Elsa, Lourdes, Daniela y Libia, con quienes compartí muchos momentos gratos, tanto en el campo como en el laboratorio.

A la Sra. Natalia Medina Barba, por la ayuda de carácter administrativo y siempre de buena gana.

A mis amigas Carmen Espinosa Pérez por sus comentarios en algunos aspectos taxonómicos y Rosalba Alonso Rodríguez por su contagioso y particular ánimo de seguir adelante.

INDICE

1. Introducción	1
2. Antecedentes.....	7
2.1 Biomonitorio de metales pesados en sistemas acuáticos.....	7
2.2 Estudios relacionados con la presencia de metales pesados en organismos de diferentes niveles tróficos en el golfo de California	11
2.3 Ocurrencia de metales pesados en organismos provenientes de otros sitios del mundo.....	15
3. Objetivos.....	27
4. Area de estudio.....	29
5. Metodología.....	37
5.1 Limpieza y preparación del material de laboratorio	37
5.2 Recolección de organismos	37
5.3 Identificación de los organismos.....	39
5.4 Medición de peso y talla de los organismos	42
5.5 Disección de los organismos.....	43
5.6 Preparación de las muestras.....	43
5.7 Análisis de las muestras.....	43
5.8 Evaluación del procedimiento analítico	45
5.9 Tratamiento de los datos.....	46
6. Resultados y discusión	47
6.1 Niveles y distribución de metales pesados en los organismos provenientes de la laguna de Guaymas, Sonora.	47
6.2 Niveles y distribución de metales pesados en organismos provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.....	75
6.3 Concentración de metales pesados en mamíferos marinos del bajo golfo de California.	118
6.4 Concentración y distribución de metales pesados en tejidos de organismos asociados con el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas....	132
7. Conclusiones.....	143
8. Literatura citada.....	147
Apéndice	184

INDICE DE TABLAS

Tabla 5.1. Especies recolectadas y fechas de los muestreos en cada lugar de trabajo.....	40
Tabla 5.2. Tejido y/u órganos separados de los diferentes organismos.....	41
Tabla 5.3. Condiciones de operación del equipo de digestión por microondas	43
Tabla 5.4. Condiciones de operación del espectrofotómetro de absorción atómica (con flama).....	44
Tabla 5.5. Condiciones de operación del espectrofotómetro de absorción atómica (con horno de grafito) para análisis de Cd y Pb.	44
Tabla 5.6. Concentración de los metales de interés en el material de referencia utilizado (MA-B-3/TM).....	45
Tabla 5.7. Concentración de los metales de interés en el material de referencia utilizado (SRM 2976).....	45
Tabla 6.1.1 Especies recolectadas en la laguna de Guaymas Sonora y sus respectivos tipos de alimentación.....	47
Tabla 6.1.2. Concentraciones de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en cuatro especies de macroalgas de la laguna de Guaymas, Sonora recolectadas en abril de 1998.	50
Tabla 6.1.3. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en algunas especies de macroalgas de diferentes sitios del mundo.	52
Tabla 6.1.4. Concentraciones y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en tres especies de micrófagos provenientes de la laguna de Guaymas, Sonora recolectadas en abril de 1998.	57
Tabla 6.1.5. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en el tejido blando de algunas especies de moluscos bivalvos de diferentes sitios.	58
Tabla 6.1.6. Algunos ejemplos de metaloenzimas para diversas especies de moluscos.....	60
Tabla 6.1.7. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en algunos tejidos de peces de diferentes sitios.....	64

Tabla 6.1.8. Concentraciones y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en dos especies de macrófagos provenientes de la laguna de Guaymas, Sonora recolectados en abril de 1998.	67
Tabla 6.1.9. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de algunos metales pesados en diferentes peces recolectados en la laguna de Guaymas, Sonora	70
Tabla 6.1.10. Factores de concentración de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en diferentes organismos de la laguna de Guaymas, Sonora.....	70
Tabla 6.1.11. Factores de transferencia (FT) de metales pesados entre los organismos de diferentes niveles tróficos de la laguna de Guaymas, Sonora.	71
Tabla 6.2.1. Organismos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	76
Tabla 6.2.2. Niveles y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn Pb y Zn (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en diversos productores primarios provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa recolectados entre diciembre de 1998 y febrero de 1999.....	77
Tabla 6.2.3. Concentraciones de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en diversas especies de rodofitas tropicales y subtropicales.	80
Tabla 6.2.4. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en diversos consumidores primarios provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	83
Tabla 6.2.5. Concentraciones promedio de algunos metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en el tejido blando de <i>Crassostrea corteziensis</i> proveniente de tres lagunas del Pacífico mexicano.	84
Tabla 6.2.6. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en camarones de diversas especies (<i>Litopenaeus stylirostris</i> , <i>Litopenaeus vannamei</i> , <i>Farfantepenaeus californiensis</i> , <i>F. brevirostris</i> y <i>Xiphopenaeus riveti</i>) provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	89
Tabla 6.2.7. Concentraciones de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en el tejido muscular de algunas especies de camarones peneidos de diversos sitios.....	90

Tabla 6.2.8. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en dos especies de aves (consumidores primarios) provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	93
Tabla 6.2.9. Niveles de algunos metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en diversos tejidos de aves provenientes de diversos sitios.	94
Tabla 6.2.10. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en diversos peces (consumidores secundarios) recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	96
Tabla 6.2.11. Concentración y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en diversas aves (consumidores secundarios) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa entre febrero y marzo de 2000.	99
Tabla 6.2.12. Concentración y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en dos especies de tiburones (consumidores de alto nivel) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa entre diciembre de 1998 y enero de 1999.	102
Tabla 6.2.13. Concentración y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en diversas especies de aves (consumidores de alto nivel) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa entre febrero y marzo de 2000.	105
Tabla 6.2.14. Concentración nominal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en cinco especies de camarones peneidos provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	107
Tabla 6.2.15. Concentración nominal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en seis especies de peces provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	107
Tabla 6.2.16. Concentración nominal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en catorce especies de aves provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	108
Tabla 6.2.17. Factores de concentración de metales pesados en diversos organismos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	110

Tabla 6.2.18. Factores de transferencia de metales pesados para los diferentes organismos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.....	112
Tabla 6.3.1. Datos morfométricos y biológicos de los delfines (<i>Stenella longirostris</i>) tornillo varados en la laguna de La Paz, B. C. S.	119
Tabla 6.3.2. Ubicación y algunas características biológicas de las ballenas varadas en el norte de Sinaloa.....	120
Tabla 6.3.3. Concentraciones promedio de los metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) analizados en los tejidos de los delfines.	120
Tabla 6.3.4. Concentraciones promedio de los metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) analizados en los tejidos de las ballenas grises (<i>Eschrichtius robustus</i>)	121
Tabla 6.3.5. Concentraciones promedio de los metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) analizados en los tejidos del cachalote (<i>Physeter catodon</i>).....	121
Tabla 6.3.6. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de algunos metales pesados en el hígado de diversas especies de delfines.	130
Tabla 6.3.7. Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de metales pesados en el hígado de diversas ballenas provenientes de diferentes sitios	132
Tabla 6.4.1. Algunas características morfométricas de las almejas (<i>Calyptogena magnifica</i>) recolectadas en el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas (1999 m de profundidad) el 19 de enero de 2000 a bordo del sumergible Alvin (inmersión número 3522).....	133
Tabla 6.4.2. Datos relacionados con la recolección de gusanos (<i>Riftia pachyptila</i>) en el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas (2005 m de profundidad) a bordo del sumergible Alvin.....	134
Tabla 6.4.3. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en el manto de la almeja <i>C. magnifica</i>	135
Tabla 6.4.4. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en las gónadas de la almeja <i>C. magnifica</i>	137
Tabla 6.4.5 Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en las branquias de la almeja <i>C. magnifica</i>	137

Tabla 6.4.6. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de algunos metales pesados en el trofosoma del gusano <i>Riftia pachyptila</i> proveniente del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas.	138
Tabla 6.4.7. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de algunos metales pesados en el vestimento del gusano <i>Riftia pachyptila</i> proveniente del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas.	139
Tabla 6.4.8. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los fluidos de las ventilas hidrotermales de la cuenca de Guaymas y del agua de mar circundantea.	140
Tabla 6.4.9 Concentraciones promedio (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en <i>Calyptogena magnifica</i> proveniente del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas y <i>Chione subrugosa</i> recolectada en la laguna de Guaymas, Sonora.	142

INDICE DE FIGURAS

Figura 4.1 Localización de la laguna de Guaymas, Sonora y el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	30
Figura 4.2 Localización de la depresión sur en el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas.	31
Figura 4.3. Localización de las lagunas de Agiabampo, Ohuira (Bahía de Topolobampo) y Santa María en Sinaloa; y la bahía de La Paz en B.C.S.;.....	32
Figura. 6.1.1. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en organismos de diferentes niveles tróficos de la laguna de Guaymas, Sonora.....	74
Figura. 6.2.1. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd y Pb en organismos de diferentes niveles tróficos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	115
Figura. 6.2.2 Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Fe y Zn en organismos de diferentes niveles tróficos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	116
Figura. 6.2.3. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cu y Mn en organismos de diferentes niveles tróficos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.	117
Figura 6.3.1. Variación de los niveles de Hg con respecto al peso de los organismos.....	126
Figura. 6.4.1. Esquemas de la anatomía de <i>Riftia pachyptila</i> y <i>Calyptogena magnifica</i> provenientes del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas	136

RESUMEN

Con la finalidad de conocer el comportamiento de diversos metales pesados (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) en algunas especies acuáticas de la biota representativa del bajo golfo de California, se midieron las concentraciones de los elementos mencionados en 962 organismos provenientes de ambientes distintos y pertenecientes a diferentes niveles tróficos. Las muestras analizadas correspondieron a 47 especies que se agruparon en 44 géneros y 37 familias; los especímenes provenían de la laguna de La Paz en B.C.S., de la laguna de Guaymas, Sonora, del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas, de la zona costera del norte de Sinaloa, y del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Una vez identificados los organismos se llevó a cabo su procesamiento: disección de los organismos para obtención de tejidos diversos (músculo, hígado, riñón, plumas, branquias, según el tipo de espécimen), liofilización de las muestras, molido y digestión de los tejidos. Los análisis de Cu, Fe, Mn y Zn se llevaron a cabo por espectrofotometría de absorción atómica con flama; en el caso del Cd y Pb se acopló un horno de grafito al espectrofotómetro de absorción atómica.

En la laguna de Guaymas, Sonora el orden de las concentraciones de los metales pesados analizados en los productores primarios fue Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd; en los consumidores primarios, Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd; y en los consumidores secundarios Zn>Fe>Cu>Mn>Pb>Cd. De manera general, los tejidos que acumularon mayores concentraciones de los diferentes metales pesados fueron las vísceras, el hígado y las branquias. El Cd y el Zn fueron los metales que presentaron un proceso de biomagnificación; Cd y Zn en la almeja *Chione subrugosa* y el chihuil *Cathorops fuerthii*, Zn en la anchoveta *Opisthonema libertate* y Cd en el jurel *Seriola lalandi*.

En el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa los metales pesados analizados en los productores primarios presentaron el siguiente orden de concentraciones: Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd; en los consumidores primarios el orden de las concentraciones de metales pesados fue Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd; en los consumidores secundarios Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd; y en los consumidores de alto nivel la secuencia fue Fe>Zn>Cd>Cu>Mn>Pb. El Cd fue el único elemento que presentó una tendencia a biomagnificarse conforme se incrementaba el nivel trófico de los organismos, el resto de los metales analizados no mostraron un patrón definido en función del nivel trófico.

Al comparar las concentraciones promedio de los metales pesados analizados entre niveles tróficos similares del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa y la laguna de Guaymas, Sonora no se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) para ninguno de los elementos.

En la laguna de La Paz, B. C. S. se analizaron tres tejidos de los delfines tornillo *Stenella longirostris*; los niveles de los metales pesados analizados siguieron el orden Fe>Cd>Zn>Hg>Cu>Mn>Pb, el riñón acumuló más Cd y Zn, el hígado Cu, Fe, Hg y Mn, y el Pb se acumuló más en el músculo. Los tejidos de las ballenas recolectadas en la costa norte del estado de Sinaloa presentaron el siguiente orden en las concentraciones de metales pesados: Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Pb>Hg. El Cd y el Hg se acumularon principalmente en el riñón del cachalote *Physeter catodon*, el Cu, Fe y Pb en el hígado de *P. catodon* y el Mn y Zn en el hígado de la ballena gris *Eschrichtius robustus*.

En el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas se recolectaron dos especies representativas de ese ambiente. En la almeja *Calyptogena magnifica* la secuencia de las concentraciones de metales pesados fue Zn>Fe>Cd>Cu>Mn>Pb. El Cd, Fe, Mn y Zn se acumularon principalmente en las branquias, mientras que el Cu y el Pb se detectaron en niveles más elevados en el manto. En el gusano vestimentífero *Riftia pachyptila* el Cd, Mn, Pb y Zn se concentraron en niveles más altos en el vestimento, mientras que el Cu y el Fe fueron detectados en concentraciones más elevadas en el trofosoma.

ABSTRACT

With the purpose of knowing the behavior of selected trace metals (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) in some aquatic species of the representative biota from the lower gulf of California, metal concentrations in 962 organisms from diverse environments and trophic levels were measured. The analyzed samples belonged to 47 species, 44 genus and 37 families; specimens were collected from La Paz lagoon in B. C. S., Guaymas lagoon in Sonora, the hydrothermal vent field in Guaymas basin, the northern coast of Sinaloa, and the Altata-Ensenada del Pabellón lagoonal system in the state of Sinaloa.

Identified organisms were processed as follows: dissection of specimens in order to get certain tissues and organs (muscle, liver, kidney, feathers and gills, depending on the type of specimen); freeze-drying of samples, grinding and digestion of tissues. Cu, Fe, Mn and Zn analysis were carried out by flame atomic absorption spectrophotometry; in the case of Cd and Pb graphite furnace atomic absorption spectrophotometry was used.

In Guaymas lagoon, Sonora the sequence of heavy metal concentrations in primary producers was Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd; in primary consumers the order was Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd; and in secondary producers the trend of heavy metal concentrations was Zn>Fe>Cu>Mn>Pb>Cd. In general, tissues with the highest levels of the different metals were gut, liver and gills. Cd and Zn were the elements subjected to biomagnification; Cd and Zn in the clam *Chione subrugosa* and catfish *Cathorops fuerthii*, Zn in the anchovy *Opisthonema libertate* and Cd in the yellowtail *Seriola lalandi*.

At the Altata-Ensenada del Pabellón lagoonal system in Sinaloa, heavy metal concentrations in primary producers followed the order Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd; in primary consumers the sequence of metal levels was Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd; in secondary consumers the trend was Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd; and in the top predators decreasing concentrations were Fe>Zn>Cd>Cu>Mn>Pb. Cd was the

only element that showed a biomagnifying pattern according to the trophic level, the rest of the elements did not follow a defined profile regarding the trophic level. Statistical comparison of mean concentrations of heavy metals in specimens from similar trophic levels from Altata-Ensenada del Pabellón and Guaymas lagoon did not result in significant differences ($P < 0.05$) for any element.

At La Paz lagoon, B. C. S. three different tissues were analyzed in spinner dolphins *Stenella longirostris*; heavy metal levels followed an order $Fe > Cd > Zn > Hg > Cu > Mn > Pb$; Cd and Zn were mainly accumulated in the kidney, Cu, Fe, Hg and Mn in the liver, and Pb in muscle.

Whales collected from the northern coast of Sinaloa followed a sequence of heavy metal $Fe > Zn > Cu > Cd > Mn > Pb > Hg$; Cd and Hg were mainly accumulated in the kidney of the sperm whale *Physeter catodon*; Cu, Fe and Pb in the liver of *P. catodon*, and Mn and Zn in the liver of the gray whale *Eschrichtius robustus*.

In the hydrothermal vent field (2000 m depth) at Guaymas basin, two representative species were collected. In the clam *Calyptogena magnifica* the sequence of metal concentrations was $Zn > Fe > Cd > Cu > Mn > Pb$. Cd, Fe, Mn and Zn were mainly accumulated in the gills, while Cu and Pb in the mantle. In the vestimentiferan tube worm *Riftia pachyptila* Cd, Mn, Pb and Zn were more concentrated in the vestimentum, while Cu and Fe had higher concentrations in the trophosome.

1. Introducción

El golfo de California mide aproximadamente 1000 km de longitud y de 100 a 200 km de anchura; sus costas representan aproximadamente el 20% de los 10 000 km de costas mexicanas y por estar conectado con el océano Pacífico tiene una influencia muy marcada de algunos parámetros físicos oceanográficos. Por ejemplo, el agua que se encuentra dentro del golfo es esencialmente la misma que se encuentra en la región tropical oriental del océano Pacífico. Asimismo, el golfo de California esta sujeto a forzamiento dinámico por el océano Pacífico a través de la boca; además de las mareas, entran al golfo ondas internas de diferentes escalas, perturbaciones causadas por huracanes, ondas de origen ecuatorial atrapadas en la costa, una invasión anual de agua superficial de origen ecuatorial y variaciones de periodo muy largo, como El Niño (Lavín *et al.*, 1997).

En muchos sentidos, el golfo de California es un típico mar marginal y se ve fuertemente influenciado en su climatología por las tierras áridas que le rodean. Como resultado de todo esto, es el único mar marginal evaporativo del Pacífico (Bray y Robles, 1991). Un aspecto sobresaliente está relacionado con su alta productividad: representa un área subtropical con tasas de productividad primaria excepcionalmente altas. La elevada productividad se debe a las características hidrográficas prevalecientes, siendo las más importantes las llamadas surgencias; éstas se presentan en la costa este durante el invierno y primavera con vientos del noroeste y en la costa oeste durante el verano con vientos provenientes del sureste (Alvarez-Borrego y Lara-Lara, 1991).

Otra característica sobresaliente del golfo de California que ha atraído enormemente a la comunidad científica es, sin duda, la actividad hidrotermal. En estos sitios se depositan sulfuros polimetálicos que es posible observar directamente como laboratorios naturales en los que se están formando minerales y creando condiciones físicas, químicas y biológicas muy peculiares (Páez-Osuna,

1988). Incluida dentro del bajo Golfo se encuentra la cuenca de Guaymas, una zona con actividad hidrotermal de donde emanan líquidos con temperaturas superiores a los 300°C; en los sitios aledaños a estas ventilas se precipitan los minerales que ahí se forman como consecuencia de la disminución de la temperatura (Peter y Scott, 1991).

Hablar de la biota del golfo de California significa tener en mente que se trata de un mar caracterizado por un alto grado de endemismo. Schenck y Keen (1936) consideran que una provincia faunística es una región habitada por un ensamblaje distintivo de especies. El carácter único de este ensamblaje varía con la provincia y con los grupos específicos de animales. Briggs (1974) considera al golfo de California como la *Provincia de Cortés* con base a los numerosos registros de alto endemismo en esta región. Se ha estimado un 20% de macroalgas endémicas; como consecuencia de este valor relativamente alto en la flora, existen especies endémicas de invertebrados, peces, un mamífero marino y una ave marina (Espinoza-Avalos, 1993).

Un grupo importante de invertebrados en el golfo de California está constituido por los crustáceos decápodos; de las aproximadamente 930 especies de decápodos conocidas para esta subregión zoogeográfica (desde bahía Magdalena, en la costa oeste de Baja California, y del golfo de California hasta Paita, Perú), unas 450 especies corresponden al grupo Brachyura. Los demás grupos de decápodos cuentan con un número de especies mucho menor (Hendrickx, 1993).

La parte sur del golfo (referida también como bajo golfo de California) es la más extensa, y abarca desde la línea Cabo San Lucas-El Dorado hasta los umbrales de las grandes islas. Esta zona contiene una serie de cuencas cuya profundidad máxima disminuye hacia adentro del golfo. Una característica batimétrica con consecuencias dinámicas es que, del lado de la península, la plataforma continental es casi inexistente, pero del lado opuesto hay una plataforma continental de unos 30 km de anchura (Lavín *et al.*, 1997).

Es importante recordar que en el bajo golfo de California existen islas que, debido a su inaccesibilidad y a la falta de agua dulce, se han mantenido poco perturbadas por la presencia humana (SEGOB/UNAM, 1988). Este aislamiento ha funcionado como un mecanismo a favor de la preservación de diversas especies, lo cual se convierte en una invitación a su estudio y respeto. En el caso específico de los vegetales se han identificado aproximadamente 570 especies en las diferentes islas del golfo de California (Case y Cody, 1983).

Rodeado por la Península de Baja California al oeste y los estados de Sinaloa y Sonora al este, existen grandes ciudades a lo largo de todo el litoral del golfo de California. Una de las fuentes de contaminación más comunes en las aguas costeras del golfo de California son las aguas negras urbanas e industriales no tratadas, las cuales se descargan desde los asentamientos humanos localizados en los estados ribereños tanto de la región continental como de la región peninsular. Solo una planta de tratamiento primario de aguas negras, localizada en el puerto de Mazatlán, Sinaloa opera ocasionalmente en toda la costa del golfo de California, por lo que prácticamente las aguas del golfo reciben, indirectamente, a través de arroyos, ríos, lagunas y estuarios que desembocan en él, las aguas negras de los sitios urbanos costeros de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit. La ausencia y/o marcada deficiencia en el tratamiento de aguas negras urbanas e industriales y su descarga en la región del golfo de California, han contribuido notablemente en el deterioro de la calidad del agua y en la contaminación de diversos cuerpos de agua costeros (Osuna-López e Izaguirre-Fierro, 2000).

Otra fuente importante de contaminación la conforman los plaguicidas que se aplican en grandes cantidades en las superficies de cultivo: valles de Santiago, Elota, Culiacán, Fuerte, Mayo, Yaqui y Mexicali; estas sustancias eventualmente llegarán a los diferentes sistemas costeros. Existen también metales pesados, ya sea provenientes de fuentes naturales o antropogénicas. De manera general existe la tendencia hacia un incremento en la concentración de este tipo de elementos en

zonas sujetas a una mayor influencia de actividades relacionadas con el crecimiento urbano e industrial en la zona costera (Osuna-López e Izaguirre-Fierro, 2000).

En años recientes, con el desarrollo de instrumentos de medición sofisticados y más precisos, los científicos relacionados con el mar y sus recursos han incrementado la información relacionada con los contaminantes a niveles "traza". Dichos elementos se presentan en la flora y la fauna marinas a niveles menores de 100 ppm (partes por millón) con base al peso seco (Eisler, 1981).

La importancia de realizar estudios de contaminación por metales pesados puede abordarse desde dos puntos de vista. Por un lado, se requiere conocer los niveles base y la distribución de ciertos elementos en los tejidos de organismos procedentes de sitios no contaminados. Por otro lado, es prioritario determinar las concentraciones de metales esenciales y no esenciales (sin función biológica conocida) en organismos que habitan en zonas contaminadas y durante eventos de mortandad masiva como los que se presentaron en mamíferos y aves marinas de la zona del alto golfo de California en 1995 (PROFEPA, 1995).

Debido a que existe confusión acerca de la nomenclatura utilizada en la literatura relacionada con la contaminación ambiental, se presentan algunas definiciones de aquellos conceptos considerados como referencia según Gobas y Morrison (2000).

Bioconcentración .- Involucra la absorción de un compuesto químico a partir del agua, puede ocurrir a través de la superficie respiratoria y/o la piel, y da como resultado una mayor concentración del compuesto químico en el organismo con respecto a la del agua.

Factor de bioconcentración .- También conocido como *factor de concentración* (Szefer, 1998), se define como la proporción entre la concentración del compuesto químico en un organismo con respecto a la concentración de ese compuesto químico en el agua.

Bioacumulación.- Es el mecanismo que produce un aumento de la concentración del compuesto químico en el organismo acuático en comparación con el agua, debido a la absorción por todas las rutas de exposición incluyendo la dieta, el transporte a través de las superficies respiratorias y la absorción por la dermis. Por lo tanto, la bioacumulación puede considerarse como una combinación de la bioconcentración y el ingreso por la vía del alimento.

Biomagnificación.- Considerada como un caso especial de bioacumulación en la cual la concentración del compuesto químico en el organismo excede a la concentración del compuesto químico en su dieta (presa). Asociado al concepto anterior, podemos hablar de un *factor de biomagnificación*, que se define como la proporción de la concentración del compuesto químico en el organismo con respecto a la concentración en su presa (Mackay y Fraser, 2000).

De acuerdo a Odum (1972), se dice que los organismos que obtienen su alimento de las plantas a través del mismo número de pasos, pertenecen al mismo nivel trófico. Así, las plantas verdes (nivel productor) ocupan el primer nivel trófico; los organismos que consumen plantas el segundo nivel, y así sucesivamente. Hay que subrayar que esta clasificación trófica es una clasificación de funciones y no de especies. En efecto, la población de una especie determinada ocupará acaso un nivel trófico, o más de uno, según la fuente de energía asimilada.

En este estudio, se presentan resultados relacionados con la concentración y la distribución de diversos metales pesados (esenciales y no esenciales o sin función biológica conocida) en organismos representativos de diversos ambientes del bajo golfo de California: organismos de la zona intermareal, representantes de la zona pelágica e, incluso, algunas especies provenientes de aguas profundas que viven asociadas a las ventilas hidrotermales de la cuenca de Guaymas. Con la información generada se pretende detectar posibles tendencias de biomagnificación de algunos elementos a lo largo de diferentes niveles tróficos.

Adicionalmente, se presentan los resultados de la concentración y de la distribución de ciertos metales pesados en algunos mamíferos marinos varados en

diversos sitios del bajo golfo. Esta información permitirá conocer más acerca de la toxicología de los metales pesados en ballenas y delfines.

Sirva pues este trabajo como una contribución al conocimiento del comportamiento de ciertos metales pesados en diferentes niveles tróficos de algunos sitios comprendidos en el bajo golfo de California y su relación con algunas fuentes de emisión naturales y de origen antropogénico.

2. Antecedentes

2.1 Biomonitorio de metales pesados en sistemas acuáticos

Entre los metales pesados podemos marcar una división: los esenciales y los no esenciales (sin función biológica conocida). Para Simkiss y Mason (1983) un elemento se puede considerar como esencial cuando presenta las siguientes características: (a) se presenta en todos los tejidos, (b) se mantiene a una concentración constante, (c) es capaz de inducir anomalías fisiológicas si se le excluye del organismo, y (d) es capaz de remediar estas condiciones si es reincorporado en el cuerpo. Podemos hablar de metales esenciales cuando nos referimos al cromo, cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, níquel, vanadio y zinc. Se habla de metales no esenciales cuando se trata de elementos como el cadmio, el oro, el plomo, el mercurio y la plata (Rainbow, 1993a). Los metales pesados, sean o no esenciales, son potencialmente tóxicos para la biota acuática donde llegan efluentes ricos en metales. En virtud de este riesgo para la salud del ecosistema se requiere contar con una evaluación científica de la contaminación por metales en las aguas costeras, y de esta forma medir la variación en el tiempo y/o en el espacio (Rainbow, 1993a).

El ambiente acuático puede ser dividido en tres compartimentos ambientales, donde medir los niveles de metales pesados: el agua, los sedimentos y los organismos. Rainbow (1993a) considera que la cuantificación de metales pesados disueltos presenta ciertos problemas analíticos puesto que las concentraciones son típicamente bajas y usualmente en los límites de detección de las técnicas analíticas; además, podrían presentarse problemas de contaminación en el muestreo y durante la manipulación de las muestras para su análisis.

En el caso de utilizar los sedimentos, algunas de las desventajas se superan puesto que los metales pesados tienden a acumularse en los sedimentos ricos en contenido de materia orgánica; de esta manera las concentraciones son altas y más fácilmente medibles (Rainbow, 1993a). En este sentido, Luoma (1990) considera que la acumulación de metales en los sedimentos se ve afectada por cambios de un sitio a otro relacionados con algunas características como el tamaño de las partículas, el contenido de carbono orgánico y los valores de pH.

Si se seleccionan componentes de la biota para cuantificar los metales pesados, se observa que estos elementos son acumulados de manera significativa en los tejidos de los diferentes animales. De acuerdo con Rainbow (1993a), tales concentraciones son fácilmente medibles y proporcionan una medida del aporte de metales a lo largo del tiempo, ya sea a nivel de semanas, meses e incluso años según sea el organismo del cual se trate; esto tiene relevancia ecotoxicológica, pues se mide la fracción disponible directamente para la biota.

En latitudes tropicales y subtropicales, la selección de un biomonitor no es una tarea fácil puesto que hay una gran diversidad de organismos y, en muchas ocasiones, una misma especie no está bien representada a lo largo de un cuerpo de agua. Para tener una visión completa de la biodisponibilidad de un metal en un hábitat costero, o incluso para comparar las magnitudes relativas de las diferentes fuentes de metales en varios sitios, se requiere utilizar toda una gama de biomonitores (Rainbow y Phillips, 1993).

Para seleccionar un organismo como biomonitor deben tomarse en cuenta ciertas características. Phillips (1980) considera que la selección de un biomonitor adecuado es de mucha importancia; una decisión incorrecta en esta etapa eventualmente puede volver infructuosa una investigación. Algunos prerequisites deseables en un organismo para considerarse como un buen biomonitor fueron sugeridos por Butler *et al.* (1971):

- (a) Que acumule el contaminante sin morir por los niveles encontrados en el ambiente
- (b) Que sea sedentario, de manera que represente el sitio de estudio
- (c) Que sea abundante en toda la zona de estudio
- (d) Que el organismo sea suficientemente longevo para permitir el muestreo de una o más clases de edad en caso de ser requerido
- (e) Que tenga una talla razonable de manera que proporcione el tejido suficiente para llevar a cabo los análisis
- (f) Que sea fácil de muestrear y suficientemente resistente para sobrevivir en el laboratorio, además de permitir la defecación antes de los análisis (si es que se requiere) y los estudios de absorción de contaminantes en el laboratorio

Es pertinente aclarar que no existe un biomonitor ideal, *i. e.* que posea todos los atributos deseables en un organismo que se desea utilizar como monitor de la presencia de metales pesados en el ambiente. De tal forma que dependiendo de la naturaleza del estudio que se quiera llevar a cabo será la selección de los organismos a utilizar

Al tratar de evaluar las concentraciones de determinados metales en los organismos es importante recordar que, de manera natural, existen ciertos niveles que son considerados como normales en los organismos. Rainbow (1993b) considera a este valor base ("background") como la concentración encontrada en un organismo proveniente de un sitio remoto y alejado de la influencia antropogénica o de alguna otra fuente atípica de metales pesados. La identificación de los niveles base tiene su importancia pues, de esa manera, es posible reconocer sitios con alta biodisponibilidad de algunos elementos de interés.

Los científicos relacionados con el mar y sus recursos forzosamente deben enfrentar cuestiones relacionadas con las fluctuaciones naturales inducidas por factores climáticos y/o eventos biológicos. A este respecto, es relevante mencionar

que existen fluctuaciones erráticas que en muchos casos pueden compararse con los efectos producidos por contaminación severa (Clark, 1989).

2.2 Estudios relacionados con la presencia de metales pesados en organismos de diferentes niveles tróficos en el golfo de California

Los estudios relacionados con los niveles y la distribución de metales pesados en organismos de los diferentes niveles tróficos son escasos en nuestro país. En el caso particular del golfo de California, la mayoría de los estudios fueron realizados en los últimos diez años.

Marmolejo-Rivas y Páez-Osuna (1990) estudiaron la acumulación de nueve metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el tejido blando del mejillón *Mytella strigata* recolectado en las aguas del puerto de Mazatlán, Sinaloa. A partir de los resultados se sugirió que el Cr, el Cu y el Fe tienen una vida media dentro del mejillón de aproximadamente un mes.

Osuna-López *et al.* (1990) determinaron la concentración de 10 metales pesados (Ag, Cd, Cu, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el tejido blando del ostión de mangle, *Crassostrea corteziensis*, asociado a las raíces del mangle rojo *Rhizophora mangle* y del mangle blanco *Laguncularia racemosa*, en el puerto de Mazatlán. Con excepción del zinc, los niveles encontrados fueron comparables a los valores registrados para sitios con concentraciones que van de moderadas a bajas.

Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas (1990a) cuantificaron los niveles de 9 metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) a lo largo de un ciclo anual en el tejido blando del ostión *Saccostrea iridescens* proveniente de las costas de Mazatlán, Sinaloa. Las fluctuaciones estacionales para algunos de los elementos (Cu, Cr, Mn y Zn) estuvieron relacionadas con variaciones en la talla de los organismos. Los valores obtenidos fueron similares o menores a los encontrados en sitios no contaminados.

Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas (1990b) cuantificaron la acumulación de 9 metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el tejido suave del ostión

Crassostrea corteziensis en el puerto de Mazatlán. Concluyeron que a través de estudios de este tipo es posible estimar el factor de concentración de diversos metales pesados.

Páez-Osuna *et al.* (1991) determinaron las concentraciones de 9 metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en tres especies de moluscos bivalvos: la almeja *Chione sp.* y los ostiones *Crassostrea corteziensis* y *Crassostrea palmula*. Los organismos fueron recolectados en la laguna de Navachiste en Sinaloa, un sitio donde existe interés por el cultivo de moluscos. Solo en el caso del cadmio los valores fueron elevados con respecto a la legislación Australiana, pero no constituyen un riesgo para la salud del consumidor.

Páez-Osuna *et al.* (1993) evaluaron las tendencias de las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn en el tejido blando de los ostiones *Crassostrea corteziensis* y *Crassostrea palmula* recolectados en diversos sitios del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón en Sinaloa. Los organismos estaban moderadamente contaminados con Cu y Zn, especialmente en los sitios cercanos a la boca del río Culiacán y en la porción lagunar denominada Ensenada del Pabellón.

Villa-Ramírez *et al.* (1993) analizaron 9 metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en corazón, riñón e hígado de un ejemplar de la vaquita (*Phocoena sinus*) proveniente del alto golfo de California. Las concentraciones más elevadas de Cu, Fe, Mn y Zn se detectaron en el tejido hepático. El resto de los metales no se pudieron detectar por la técnica analítica utilizada. Los niveles de Cu, Fe, Mn y Zn fueron del mismo orden que los valores encontrados por otros autores en organismos similares de diversos sitios del mundo.

Páez-Osuna *et al.* (1995) determinaron la concentración y distribución de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn en diversos tejidos de la langosta *Panulirus inflatus* proveniente de las costas de Sinaloa. Los niveles más elevados de Co, Cr, Mn y Ni se detectaron en el exoesqueleto, los huevos y las branquias. En el caso del Zn las

concentraciones más elevadas se encontraron en las vísceras mientras que en el caso del Cu se presentaron en las branquias y las gónadas.

Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (1995) midieron los niveles de 8 metales pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn) en poslarvas, juveniles y adultos del camarón *Penaeus vannamei* recolectado en la costa en el sur del estado de Sinaloa. Se observaron relaciones dependientes de la talla en el caso del Ni, Fe y Zn; los individuos pequeños tuvieron concentraciones de Fe y Ni mayores que los individuos grandes, en el caso del Zn se presentó la tendencia opuesta. Los resultados reflejaron diferentes requerimientos metabólicos entre los diferentes grupos de individuos de esta especie.

Personal de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA, 1995) evaluaron los niveles de 11 elementos (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se y Zn) en diversos tejidos de aves y mamíferos marinos durante un evento de mortandad en el alto golfo de California. Los niveles de metales más elevados se encontraron en los siguientes tejidos: As, Ni, Pb y Se en hígado de delfín; Cd y Hg en riñón de delfín; Cu, Fe, Mn y Zn en hígado de pelícano y Cr en bazo de delfín. Concluyeron que la causa más probable de la mortandad fue un trazador químico altamente tóxico por sus elevados niveles de cianuro.

Hendrickx *et al.* (1998) estudiaron algunos aspectos biológicos y bioquímicos en el camarón de aguas profundas *Heterocarpus vicarius* proveniente de la región sureste del golfo de California. Como parte de los estudios bioquímicos cuantificaron los niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn con la finalidad de contar con valores de referencia para esta especie. Los niveles más elevados correspondieron al Cu, Fe y Zn. Las concentraciones de los metales analizados fueron ligeramente mayores en los especímenes de mayor tamaño, con excepción del Cr, Mn y Ni que mostraron una tendencia inversa.

Méndez y Páez-Osuna (1998) compararon los niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en dos poblaciones del poliqueto *Eurythoe complanata* provenientes de dos sitios de las costas de Mazatlán, Sinaloa. Las concentraciones de Cu y Pb

fueron significativamente más elevadas en los organismos provenientes de las inmediaciones del emisor de aguas negras con respecto a los poliquetos provenientes de un sitio alejado a la descarga.

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (1998) evaluaron la variación estacional del contenido de 8 metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en los tejidos blandos de los balanos *Balanus eburneus*, *Fistulobalanus dentivarians* y *Megabalanus coccopoma* provenientes de las aguas del puerto de Mazatlán, Sinaloa. De manera general y en orden decreciente, las concentraciones más elevadas de metales se presentaron en los tejidos de los organismos recolectados en la zona industrial, en la boca del puerto y en un sitio poco impactado cercano a la cabeza del cuerpo de agua.

Szefer *et al.* (1998) determinaron las concentraciones de 10 metales pesados (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el tejido suave y en el biso del mejillón *Mytella strigata* del puerto de Mazatlán, Sinaloa. Las concentraciones de la mayoría de los metales fueron significativamente más elevadas en el biso que en el tejido suave. Se concluyó que *M. strigata* puede utilizarse como biomonitor en aguas costeras expuestas a Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn.

Páez-Osuna *et al.* (1999) midieron los niveles de 9 metales pesados (Ag, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en varias especies de balanos recolectadas a lo largo del litoral entre Guaymas, Sonora y Puerto Vallarta, Jalisco. Los sitios donde se detectaron los niveles más elevados de metales pesados fueron Mazatlán, Sinaloa, Puerto Vallarta, Jalisco y Guaymas, Sonora. En estos sitios los suministros de algunos metales pesados son a través de actividades portuarias y del drenaje urbano.

Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (2000) compararon la disponibilidad biológica de 8 metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en los tejidos suaves del ostión *Crassostrea corteziensis*, del mejillón *Mytella strigata* y del balano *Fistulobalanus dentivarians* provenientes de un mismo sitio dentro del puerto de Mazatlán, Sinaloa. Aun cuando los organismos viven en el mismo sitio y tienen un

mecanismo de alimentación común, la acumulación de los metales fue diferente para cada especie.

Ruelas-Inzunza *et al.* (2000) midieron los niveles y distribución de mercurio total en músculo, hígado y riñón de individuos del delfín tornillo *Stenella longirostris* varados en la bahía de La Paz, B. C. S. Las concentraciones de mercurio fueron significativamente mayores en el tejido hepático. Los valores encontrados estuvieron por debajo de los niveles registrados para especies similares en sitios contaminados.

2.3 Ocurrencia de metales pesados en organismos de otros sitios del mundo

Macroalgas

Wahbeh *et al.* (1985) midieron las concentraciones de 6 metales pesados (Cd, Cu, Fe, Mg, Mn y Zn) en diez especies de algas distribuidas en las aguas de Aqaba en Jordania. Encontraron diferencias significativas en las concentraciones de metales de las diferentes especies. El grupo de las algas rojas exhibió una mayor capacidad de concentración de metales.

En un estudio con las algas marinas *Ulva lactuca* y *Gracilaria verrucosa*, Sawidis y Voulgaropoulos (1986) describieron la variación estacional en la bioacumulación de Co, Cu y Fe en especímenes recolectados en el mar Egeo, en Grecia. Concluyeron que las concentraciones más elevadas se encontraron en las áreas más contaminadas y los valores más elevados coincidieron con el máximo crecimiento estacional de ambas especies.

Ho (1987) presentó los niveles de 7 metales pesados (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en 19 especies de macroalgas de los alrededores de Hong Kong. De manera general, el orden de abundancia de los metales en las algas fue Fe>Mn, Zn>Cu, Ni, Pb>Cd. Se concluyó que al aporte principal de estos metales lo constituyen los

efluentes domésticos e industriales a través de numerosos drenajes urbanos y pluviales.

Ramírez *et al.* (1990) determinaron los niveles de Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en 6 especies de macroalgas típicas de la zona rocosa mesolitoral de Cuba. Solamente dos especies (*Cladophoropsis membranacea* y *Padina vickersiae*) se encontraron ampliamente distribuidas. *Padina vickersiae* (Phaeophyceae) fue propuesto como un candidato adecuado para el monitoreo químico en esta región.

Buo-Olayan y Subrahmanyam (1996) cuantificaron 7 metales pesados (Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V y Zn) en algas de diversos grupos (Chlorophyta, Phaeophyta y Rhodophyta) de las costas de Kuwait. De manera general, las algas filamentosas mostraron mayor habilidad para acumular metales pesados que las algas foliáceas.

Riget *et al.* (1997) midieron las concentraciones de 16 elementos en tres especies de algas (*Fucus vesiculosus*, *Fucus distichus* y *Ascophyllum nodosum*) provenientes de Groenlandia con la finalidad de evaluar la variabilidad natural de los elementos. En el caso particular de los metales pesados, las concentraciones fueron bajas en comparación con otros sitios de Europa y América del norte.

Zooplankton

Horowitz y Presley (1977) cuantificaron los niveles de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en zooplankton, neuston y bentos proveniente de la plataforma continental de Texas en Estados Unidos. En lo que respecta al plancton, se presentó un incremento en la concentración de Pb de norte a sur; los niveles de Cd mostraron una tendencia a aumentar de la costa hacia el mar y reflejaron un patrón similar al de los sedimentos de esa misma región.

Szefer *et al.* (1985) determinaron los niveles de Cd, Co, Cu, Fe, K, Mn, Na, Ni, Pb y Zn en muestras de mesozooplankton provenientes del sur del mar Báltico. Con excepción del Co y el Pb, en algunos sitios el plancton de aguas profundas presentó mayores concentraciones que el plancton superficial. La variación en los

niveles de los diferentes elementos fluctuaron dentro del intervalo de concentraciones registrado para otros sitios del mundo.

Hanson y Hoss (1986) cuantificaron los niveles de Cu, Fe, Mn y Zn en larvas del pez *Brevoortia patronus* provenientes de dos sitios al norte del golfo de México. Se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de las larvas de los dos sitios. Al parecer, estas diferencias fueron causadas por las distintas condiciones en la química de los metales pesados de las áreas estudiadas.

Moluscos

Bertine y Goldberg (1972) cuantificaron 10 elementos (Ag, Co, Cr, Fe, Hg, Rb, Sb, Sc, Se y Zn) en los tejidos duros de algunas almejas (*Ensis ensis*, *E. siligua* y *E. vagsina*) y mejillones (*Mytilus edulis*, *M. afer* y *M. galloprovincialis*) recolectadas en las costas de Bélgica. Las concentraciones fueron similares en los diversos organismos y se cree que esto puede ser un reflejo de la composición de las aguas donde habitan los organismos.

Martin y Flegal (1975) midieron las concentraciones de 4 metales pesados (Ag, Cd, Cu y Zn) en el hígado de varias especies de calamares de las costas de California en Estados Unidos. El cobre presentó niveles superiores a los 15 000 $\mu\text{g g}^{-1}$ (con base a peso seco) y se encontró significativamente correlacionado con el cadmio y el zinc; se desconoce si existe una relación de causa a efecto entre este par de elementos y el Cu.

Amiard *et al.* (1986) estudiaron algunos de los factores que influyen sobre la bioacumulación de Cd, Cu, Pb y Zn en el mejillón *Mytilus edulis* proveniente de las costas de Francia. Se detectaron cambios estacionales en los niveles de los metales estudiados; las fluctuaciones en el peso del tejido blando parecen ser la principal explicación de dichos cambios.

Szefer *et al.* (1990) cuantificaron 8 metales pesados (Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en el molusco *Mya arenaria*. El manto y el sifón (que representan el 25 y

28% del peso total corporal respectivamente) acumularon alrededor del 96% del total de Fe y Mn.

Bourgoin (1990) utilizó el nacar de la concha del mejillón *Mytilus edulis* como una alternativa a los tejidos blandos en programas de monitoreo biológico de Pb. Los organismos fueron recolectados en diversos sitios del puerto de Dalhousie (Canadá), una zona sujeta a aportes de plomo. Los resultados indicaron que las conchas pueden proporcionar un índice adecuado de la biodisponibilidad de plomo.

Carvalho *et al.* (1991) evaluaron la contaminación por 6 metales pesados (Cd, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) en las costas de Río de Janeiro (Brasil) a través del monitoreo de organismos bentónicos. Las mayores concentraciones de Cd y Zn se presentaron en la bahía de Sepetiba (un sitio moderadamente contaminado); para el caso del Cu los niveles más elevados se detectaron en sitios de recepción de desechos urbanos. Independientemente del sitio, los niveles más altos de metales se encontraron en ostiones.

Giordano *et al.* (1991) determinaron los niveles de Cd, Hg y Pb en los tejidos blandos del mejillón *Mytilus galloprovincialis* proveniente de las costas de Italia. Con excepción de algunos sitios de la costa norte con niveles elevados de Pb, las concentraciones de todos los metales fueron bajas.

Miramand y Bentley (1992) midieron los niveles de 11 metales pesados (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V y Zn) en diversos tejidos de dos especies de cefalópodos provenientes de las costas de Francia. La glándula digestiva, que constituyó del 6 al 10% del tejido total del animal, contenía más del 80 % de la concentración total de Ag, Cd y Co y del 40 al 80% de la concentración total del resto de los metales analizados.

Pastor *et al.* (1994) trabajaron con el mejillón *Mytilus galloprovincialis* de las costas del Mediterráneo en España. Determinaron los niveles de Cd, Hg y Pb; concluyeron que la zona está contaminada por los tres metales analizados y que el bivalvo utilizado es un buen indicador de la presencia de Cd y Pb.

Crustáceos

Balkas *et al.* (1982) cuantificaron los niveles de 9 metales pesados (Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb y Zn) en los crustáceos *Portunus pelagicus* y *Penaeus keratherus* provenientes de la costa noreste del Mediterráneo. Los metales más tóxicos (Cd, Hg y Pb) se detectaron en concentraciones menores a las registradas en otros sitios del Mediterráneo.

Szefer *et al.* (1990) midieron los niveles y distribución de Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en el hepatopáncreas del crustáceo *Mesidothea entomon* proveniente del sur del mar Báltico. En el caso particular del cobre se observó que este órgano representaba aproximadamente el 2.4% del total corporal y contenía un 56% del Cu total.

Canli y Furness (1993) determinaron los niveles letales de Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en la langosta noruega *Nephrops norvegicus* en condiciones de laboratorio. Al analizar la distribución de los metales entre tejidos y órganos (exoesqueleto, hepatopáncreas, branquias, músculo caudal y ovario) se encontraron los niveles más elevados en branquias (Cd, Hg Pb y Zn), exoesqueleto (Pb) y hepatopáncreas (Cd y Zn).

Depledge *et al.* (1993) evaluaron la distribución y abundancia de Cd, Cu, Fe y Zn en diversos tejidos (branquias, músculo, exoesqueleto, hemolinfa e intestino) del cangrejo *Dorippe granulata* proveniente del puerto de Tolo en Hong Kong. Los niveles más elevados se detectaron en el intestino y las branquias. De manera general las concentraciones de los metales esenciales fueron similares a aquellas encontradas en organismos similares de sitios no contaminados. Con respecto al cadmio, los niveles correspondieron a los de un sitio contaminado.

Sekulic *et al.* (1993) midieron la concentración de As en el músculo y en el hepatopáncreas de la langosta noruega *Nephrops norvegicus* en el noreste del mar Adriático. Los valores fueron ligeramente más elevados en el hepatopáncreas.

Poliquetos

En otro estudio con *Nereis diversicolor* de diversos estuarios en el Reino Unido, Bryan y Hummerstone (1971) encontraron que el Cu es un metal que se presentó en niveles elevados en los organismos cuando las concentraciones en los sedimentos eran elevadas. En contraste, las concentraciones de zinc dentro del organismo eran constantes a pesar de existir variaciones amplias de este metal en el ambiente.

Bryan y Hummerstone (1973) midieron los niveles de zinc y cadmio en el poliqueto *Nereis diversicolor* proveniente de 26 ríos del suroeste del Reino Unido. Mientras que las concentraciones de zinc en el sedimento variaron por un factor de 30, en los organismos la variación alcanzó solamente un factor de 2.7. Las concentraciones de cadmio en el sedimento variaron por un factor de 46 y en los gusanos por un factor de 45. Los resultados indicaron que el zinc es regulado por los gusanos, pero no el cadmio.

Howard y Brown (1983) estudiaron la variación natural de las concentraciones de cobre, zinc y hierro en el poliqueto *Nereis diversicolor* recolectado en el estuario de Tees en el noreste de Inglaterra. Observaron una variación de los niveles de cobre en función de la estación del año, lo cual a su vez se relaciona con el ciclo reproductivo de los organismos. En relación con el zinc, se observaron concentraciones más elevadas en períodos de rápido crecimiento de *N. diversicolor*.

En el gusano *Nereis diversicolor* proveniente del suroeste del Reino Unido, Bryan *et al.* (1985) encontraron que algunos metales (Ag, Cu, y Pb) están significativamente relacionados con los niveles encontrados en el sedimento superficial. Aunque existen evidencias que indican que estos elementos son absorbidos de los sedimentos, las concentraciones en los tejidos podrían estar influenciadas por los niveles presentes en el agua circundante.

Peces

Balkas *et al.* (1982) evaluaron los niveles de Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb y Zn en peces del noreste del Mediterráneo (Turquía). Los elementos más tóxicos (Cd, Hg y Pb) se encontraron en concentraciones menores a las registradas en peces de otros sitios del Mediterráneo.

González *et al.* (1991) midieron los niveles de Cu, Fe, Hg, Mn y Zn en el pez *Micropogonias furnieri* proveniente de la bahía de Cienfuegos en Cuba. Este pez constituye un importante recurso alimenticio en Cuba; los niveles detectados no representan un riesgo para la salud humana de acuerdo a la legislación Cubana.

Vas (1991) analizó los niveles de 7 metales pesados (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn) en diez especies de tiburones de las costas del Reino Unido. Se sugirió que los tiburones podrían poseer algún mecanismo para regular la concentración interna de metales, por ejemplo algunas proteínas semejantes a las metalotioneinas recién descubiertas en varios elasmobranquios (Bonwick *et al.*, 1990). Aunque las concentraciones de metales fueron bajas, algunos especímenes contenían niveles elevados para consumo humano.

Francesconi y Lenanton (1992) midieron los niveles de Hg en peces provenientes de una bahía en el oeste de Australia que recibió efluentes industriales contaminados con mercurio durante de 30 años. Las diferencias entre las concentraciones de Hg para las diferentes especies de peces se explicaron con base a sus hábitos alimenticios. Los niveles de mercurio encontrados en la mayoría de los peces analizados sobrepasaron los niveles máximos permisibles de acuerdo a la legislación Australiana.

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 Ciénaga Grande (estuario no contaminado) en Colombia. Se observaron diferencias entre las concentraciones de Hg de los dos cuerpos de agua. Los niveles más elevados de Hg se detectaron en el pez omnívoro *Eugerres plumieri*, mientras que los niveles más bajos correspondieron al pez detritívoro *Mugil incilis*.

Aves

Blomqvist *et al.* (1987) determinaron las concentraciones de 10 metales (Ca, Cd, Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, V y Zn) en el hígado y riñón de dos especies de aves (*Calidris alpina* y *C. ferruginea*) del mar Báltico. La concentración de Cu disminuyó conforme al aumento de la edad de las aves, mientras que el Cd aumentó de acuerdo al incremento de la edad.

Szefer y Falandysz (1987) midieron las concentraciones de Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en diversos tejidos del pato *Aythya marila* proveniente de la bahía de Gdansk en el mar Báltico. Las concentraciones más elevadas de Cd se detectaron en el riñón; para el caso del Cu y el Mn el hígado presentó los niveles más altos. El Zn se detectó mayormente en el hígado y el estómago.

Honda *et al.* (1990) cuantificaron cuatro elementos esenciales (Cu, Fe, Mn y Zn) y dos metales tóxicos (Cd y Hg) en diversos tejidos de 19 especies de aves marinas del Pacífico norte (mar de Bering, mar de Japón y mar de China). Las concentraciones de los metales esenciales generalmente fueron mayores en el hígado. Por otro lado, las concentraciones de los metales tóxicos fueron mayores en el hígado y el riñón y variaron ampliamente entre las diferentes especies, dependiendo, en gran medida, de las diferencias en la dieta de las especies.

Lewis *et al.* (1993) midieron los niveles de Hg en huevos, plumas, hígado y ovario de la gaviota *Larus argentatus* que anida en la costa del mar de Wadden en Alemania. Los resultados no reflejaron diferencias en las concentraciones de Hg según el sexo. Los niveles más elevados fueron encontrados en las plumas.

Kim *et al.* (1998) cuantificaron las concentraciones de 14 elementos (Ag, Cd, Co, Cu, Cs, Hg, Li, Mn, Pb, Rb, Se, Sr, V y Zn) en diversos órganos y tejidos de varias especies de aves marinas. Se presentaron correlaciones positivas significativas entre el Se y el Cd en tres especies de aves; y entre el Se y el Hg en el albatros de patas negras. Se sugiere que el Se tiene una acción antagonista a los efectos tóxicos del Cd y el Hg.

Monteiro *et al.* (1999) evaluaron el patrón de contaminación por Hg en las costas del Atlántico en Portugal a través del monitoreo de aves marinas. Se utilizaron 7 especies de aves marinas con diferentes hábitos alimenticios (presas epipelágicas y mesopelágicas). Los resultados mostraron un incremento en la bioacumulación de Hg hasta de 4 veces entre el compartimento epipelágico y el mesopelágico. De manera general, los niveles de contaminación en el Atlántico Portugués son similares a los de otros sitios no contaminados.

Saeki *et al.* (2000) cuantificaron los niveles de Cd y Hg en cormoranes comunes (*Phalacrocorax carbo*) recolectados en las costas de Japón con la finalidad de evaluar el comportamiento biológico y la exposición a estos elementos. Los mayores niveles de Hg se observaron en el hígado; en el caso del Cd se detectó mayormente en el riñón. Se observó un incremento significativo en la concentración de ambos metales de acuerdo al aumento en talla de las aves.

Mamíferos

Gaskin *et al.* (1979) midieron los niveles y distribución de Hg en diversos tejidos de 146 marsopas (*Phocoena phocoena*) de la bahía de Fundy en Canadá entre 1969 y 1977. Se observó una correlación significativa entre el incremento del Hg total y la edad en los organismos examinados. Concluyeron que las concentraciones en el hígado son las que mejor idea dan acerca de los cambios en los niveles básicos de Hg en la cadena alimenticia. Se piensa que ocurrieron cambios-significativos-en-los-niveles de Hg a lo largo del período de estudio; quizás dichas fluctuaciones están relacionadas con variaciones en los niveles de Hg de la corriente del Golfo que pasa por la bahía de Fundy.

Itano *et al.* (1984) evaluaron los niveles y distribución de Hg y Se en delfines (*Stenella coeruleoalba*) de las costas del mar de Japón. Las concentraciones más altas de Hg se detectaron en el hígado. En la mayoría de los tejidos la concentración de mercurio total se incrementó de acuerdo a la edad de los organismos. Para el caso del metilmercurio se detectaron menos variaciones entre

los tejidos. Se encontraron altos coeficientes de correlación entre los niveles de Hg total y el Se.

Marcovecchio *et al.* (1990) estudiaron la concentración y distribución de 4 metales pesados (Cd, Cu, Hg y Zn) en tres especies de cetáceos varados en las costas de Argentina. El hígado fue el órgano acumulador más importante de Cu, Hg y Zn, mientras que el Cd se acumuló más en el riñón.

Law *et al.* (1991) midieron las concentraciones de 7 metales pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) en el tejido hepático de 69 mamíferos marinos pertenecientes a ocho especies. Aparentemente existe un sitio con concentraciones elevadas de Hg y Pb en la bahía de Liverpool.

Law *et al.* (1992) cuantificaron los niveles de 7 metales pesados (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) en el tejido hepático de 42 mamíferos marinos pertenecientes a seis especies en las costas de Gales (mar de Irlanda). Se encontraron concentraciones elevadas de Hg y Pb en organismos provenientes de la bahía de Liverpool.

Varanasi *et al.* (1994) midieron las concentraciones de diversos metales pesados en tejidos de ballenas grises (*Eschrichtius robustus*) varadas a lo largo de la costa oeste de América del norte. De manera general, las concentraciones detectadas en las ballenas mostraron poca relación con los niveles de contaminación en los sitios de varamiento. Por otro lado, las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos fueron relativamente bajas en comparación con los niveles encontrados en tejidos de mamíferos marinos que se alimentan de organismos de nivel trófico más elevado que ellas.

Szefer *et al.* (1994) determinaron los niveles y distribución de 8 metales pesados (Ag, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn) en el hígado, el riñón y el músculo de la foca *Phocoena phocoena* de la bahía de Puck en el mar Báltico. En general, el riñón acumuló los niveles más elevados de Cd, mientras que el hígado acumuló los valores máximos de Ag, Cu y Mn.

Noda *et al.* (1995) cuantificaron los niveles y distribución de 6 metales pesados (Cd, Cu, Fe, Hg, Mn y Zn) en diversos tejidos de la foca *Callorhinus ursinus* proveniente de Japón y Alaska. Todos los metales excepto el Cd se presentaron en concentraciones elevadas en el hígado. Los niveles de Cd fueron más elevados en el riñón que en los otros tejidos.

Nigro y Leonzio (1996) midieron los niveles de almacenamiento de Hg y Se en el tejido hepático de diferentes vertebrados marinos. Los niveles de Hg mostraron variaciones interespecíficas importantes; los valores más elevados se encontraron en los delfines. A partir de microanálisis de rayos X se observaron gránulos mineralizados conteniendo Hg y Se. Se concluyó que estos gránulos funcionan como sitios de almacenamiento de elementos en forma no tóxica en organismos de altos niveles tróficos.

Sanpera *et al.* (1996) analizaron los niveles de Cd, Cu y Zn en el músculo, el hígado y el riñón de la ballena (*Balaenoptera physalus*) de Islandia, de España y de dos sitios del norte del Atlántico. Las concentraciones de Zn en el músculo y las de Cd en el hígado y el riñón fueron significativamente mayores en los organismos de Islandia. Se sugirió que el comportamiento del Cd podría utilizarse como una herramienta complementaria en el estudio de identificación de poblaciones de mamíferos marinos.

Wood y Van Fleet (1996) evaluaron la distribución y concentración de 3 metales pesados (Cd, Cu y Zn) en el músculo, el hígado y el riñón de delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*) varados en las costas de Florida (Estados Unidos). El Cu y el Zn se encontraron en mayores niveles en el hígado; el Cd presentó sus valores más elevados en el riñón y se cree que esto es consecuencia de una dieta a base de calamares (se sabe que estos organismos contienen niveles altos de Cd).

Beck *et al.* (1997) determinaron los niveles de 8 metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Se y Zn) en el tejido hepático de 34 delfines nariz de botella (*Tursiops truncatus*) varados a lo largo de las costas de Carolina del Sur en Estados Unidos.

Hubo una fuerte correlación positiva entre las concentraciones de Hg y Se. De manera general los niveles de Hg estuvieron por debajo del intervalo considerado como dañino para el hígado de estos cetáceos. El resto de los metales tuvieron similares concentraciones a las registradas para la misma especie en el golfo de México.

Parsons (1998) midió los niveles de diversos elementos en delfines (*Sousa chinensis*) y en sus presas (diversas especies de peces) provenientes de las aguas contaminadas de Hong Kong. Entre los elementos analizados, el Hg en los delfines se detectó en un orden de magnitud mayor que en sus presas y puede ser considerado como potencialmente dañino para la salud de estos organismos.

Storelli y Marcotrigiano (2000) evaluaron la contaminación por Cu, Hg (formas orgánica e inorgánica), Se y Zn en un neonato, una cría y un adulto del delfín cuello de botella (*Tursiops truncatus*) provenientes del sur del mar Adriático. Para todos los elementos analizados las concentraciones medias fueron más elevadas en el hígado. En el caso particular del hígado del neonato, la totalidad del Hg estaba en su forma metilada (orgánica), lo cual concuerda con otros estudios donde se sugiere que en los delfines el metilmercurio puede transferirse desde la madre a través de la placenta y acumularse en el feto.

3. Objetivos

Objetivo general

Evaluar los niveles y distribución de algunos metales pesados esenciales y no esenciales en tejidos selectos de organismos de diferentes niveles tróficos provenientes de diversos sitios del bajo golfo de California.

Objetivos particulares

Conocer la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en productores primarios, consumidores primarios, consumidores secundarios y consumidores de alto nivel del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Conocer la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en productores primarios, consumidores primarios, consumidores secundarios y consumidores de alto nivel de la laguna de Guaymas, Sonora.

Conocer la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb y Zn en hígado, riñón y músculo de delfines tornillo *Stenella longirostris* de la laguna de La Paz, B. C. S.

Conocer la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb y Zn en hígado, riñón y músculo de la ballena gris *Eschrichtius robustus* y el cachalote *Physeter catodon* de diversos sitios del norte de Sinaloa.

Conocer la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en algunas especies representativas del campo hidrotermal de la depresión sur de la cuenca de Guaymas.

Comparar las concentraciones de metales pesados encontradas en los organismos de cada nivel trófico del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa y la laguna de Guaymas, Sonora

4. Area de estudio

Dentro del bajo golfo de California, se eligieron diversos sitios representativos: desde sistemas costeros como la laguna de Guaymas en Sonora, las lagunas de Agiabampo, Ohuira, Santa María y Altata-Ensenada del Pabellón en Sinaloa y la laguna de La Paz en Baja California Sur, hasta sistemas del mar profundo como el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas. Adicionalmente, se incluyeron muestras de mamíferos marinos que murieron varados en la zona: delfines tornillo recolectados en la laguna de La Paz, B. C. S. y ballenas recolectadas en la costa norte del estado de Sinaloa.

Entre la amplia gama de organismos estudiados se recolectaron especies que se distribuyen ampliamente en el golfo de California, como es el caso de algunas aves. Otras especies (como las ballenas grises y algunas aves) provienen de latitudes templadas y realizan migraciones desde norteamérica durante los meses de invierno. A continuación se mencionan algunos aspectos relevantes para cada lugar.

Laguna de Guaymas, Sonora

Se localiza en la costa de Sonora (Fig. 4.1a), entre los paralelos 27° 54' y 27° 59' de latitud norte y los meridianos 110° 48' y 110° 55' de longitud oeste (Contreras-Espinosa, 1993). El clima de la zona que enmarca la bahía de Guaymas es muy árido con temperatura media anual por encima de los 22°C de acuerdo a las modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (García, 1973). Este cuerpo de agua posee un área aproximada de 28 km², con una profundidad promedio de 2.3 m.

Campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas

Queda comprendido dentro de la cuenca de Guaymas, aproximadamente a la mitad del golfo de California (Fig. 4.2); se divide en dos porciones (norte y sur) por una falla transforme (Von Damm, 1983). El sitio donde se trabajó se ubica en las coordenadas $27^{\circ} 01'$ de latitud norte y $111^{\circ} 24'$ de longitud oeste; la profundidad aproximada es de 2000 m

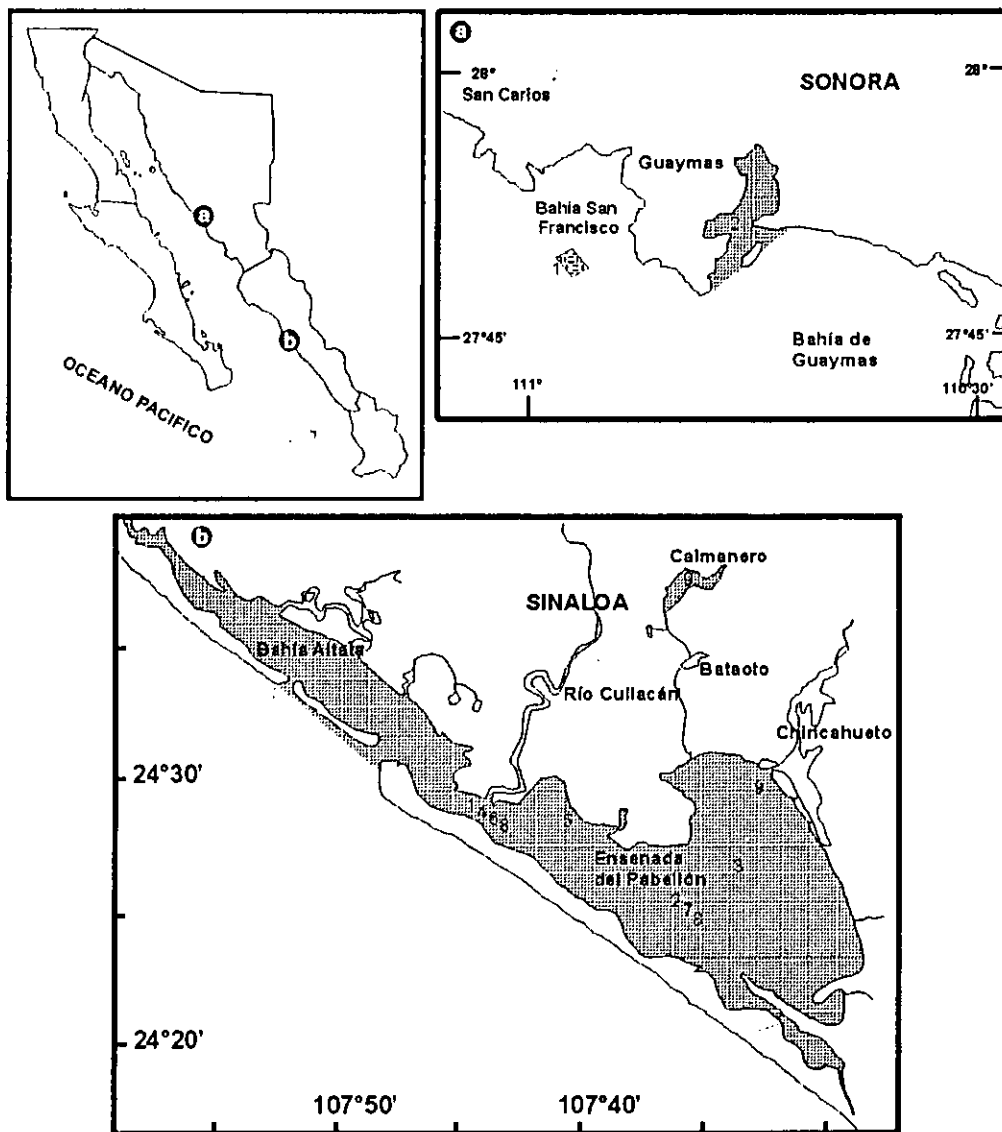


Figura 4.1. Localización de las zonas de estudio: (a) Laguna de Guaymas, Son. (1. Jurel y 2. resto de la biota) y (b) Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sin. (1. Fitoplancton, 2. Macroalgas, 3. Mangles, 4. Zooplancton, 5. Ostiones, 6. Balanos, 7. Camarones, 8. Peces y 9. Aves).

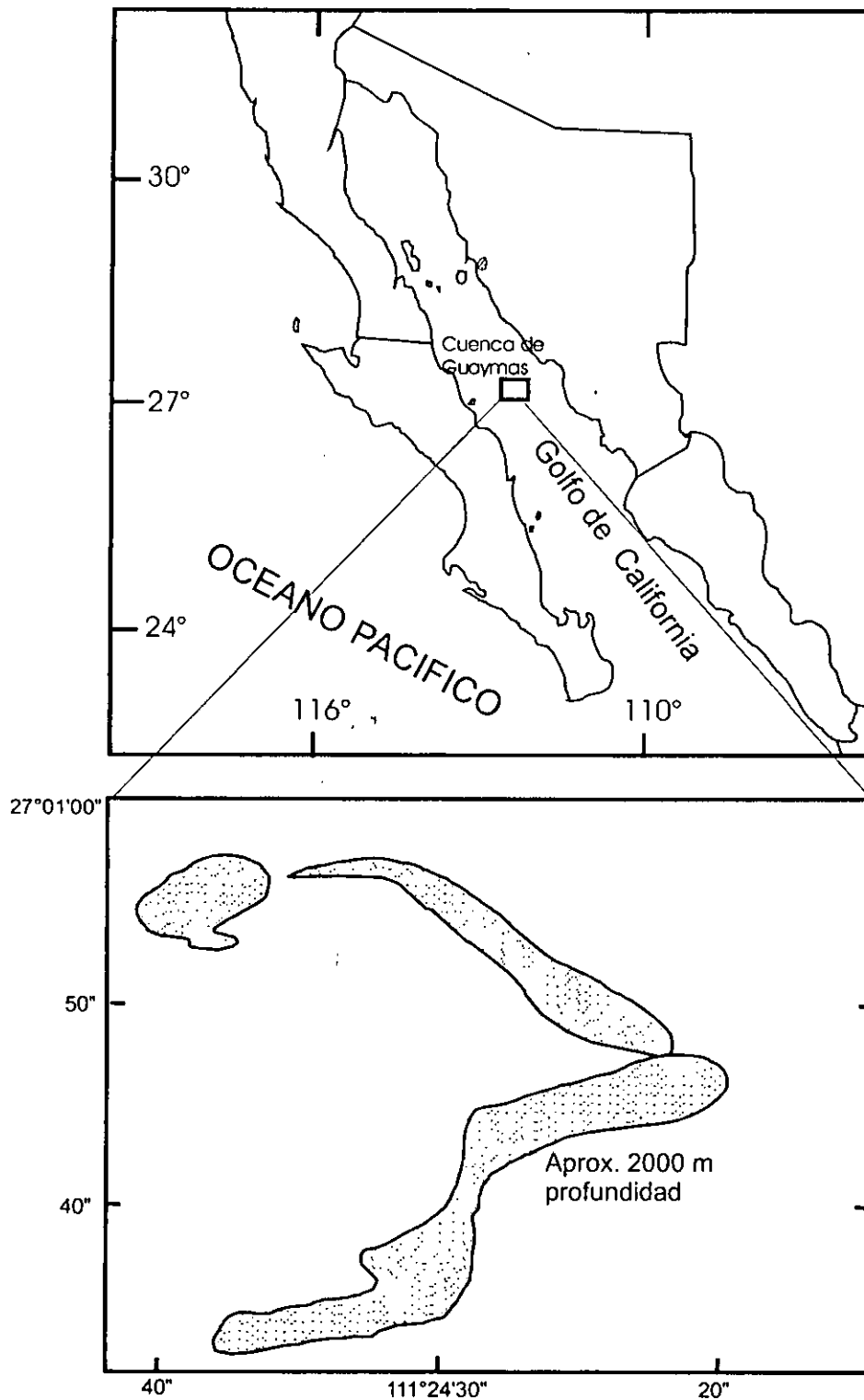


Figura 4.2 Localización del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas. En este sitio se recolectaron las almejas *Calyptogena magnifica* y los gusanos vestimentíferos *Riftia pachyptila*.

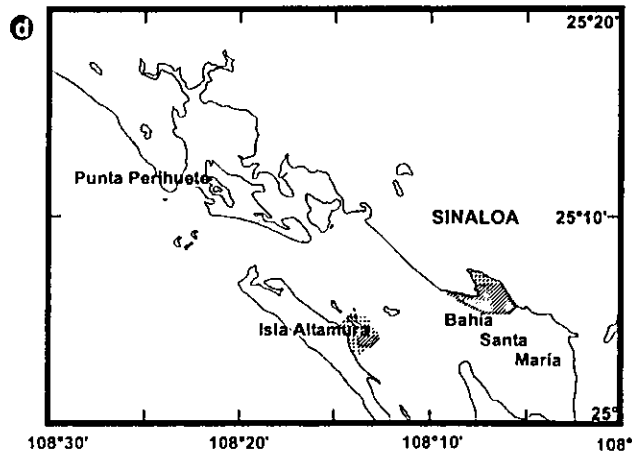
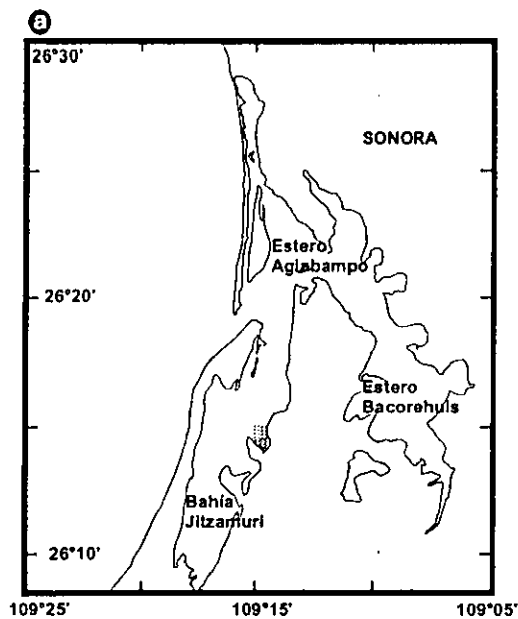
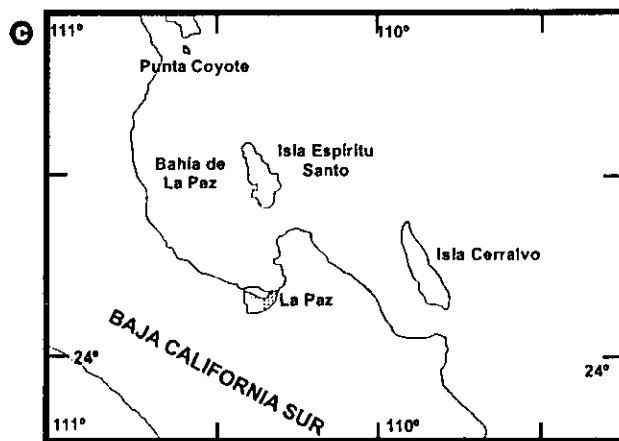
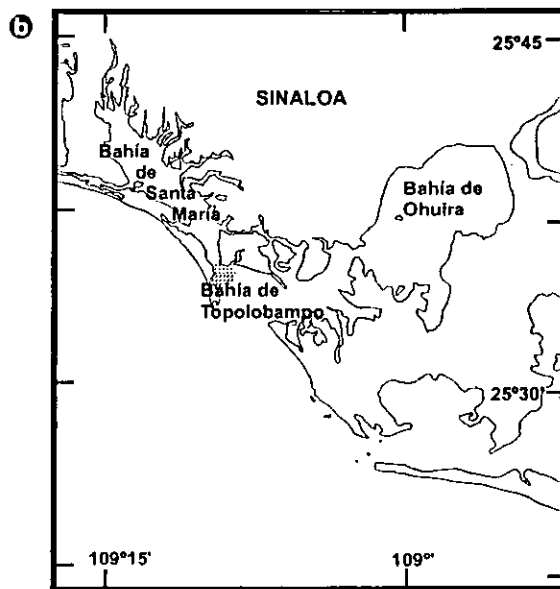


Figura 4.3. Localización de las zonas de varamiento de mamíferos marinos: (a) Laguna de Agiabampo, Sin.; (b) Laguna de Ohuira (bahía de Topolobampo), Sin.; (c) Laguna de La Paz, B.C.S.; (d) Laguna de Santa María, Sin.

Laguna Agiabampo, Sinaloa

Se localiza en la costa sur de Sonora y al norte de Sinaloa (Fig. 4.3a). Se extiende aproximadamente entre los 26° 05' y 26° 30' de latitud norte y los 109° 05' y 109° 20' de longitud oeste. Forma parte del complejo deltaico del río Fuerte, y se distinguen en él las siguientes características fisiográficas: la laguna es un ecosistema litoral con un cuerpo principal y central, que se orienta sensiblemente al sureste y modifica su comportamiento hacia el sur, uniéndose al estero de Capoa. Tiene dos ramales secundarios; el primero va hacia el suroeste y se comunica con la región de Paricari y Jitzamuri; el segundo se dirige al norte y conecta la zona central con la bahía de Bamocha y el Paso de Goberojaqui (Contreras-Espinosa, 1993). El clima es de tipo BW(h')w(e'); muy árido con oscilaciones muy extremas de la temperatura media mensual y una temperatura media anual > 22°C (García, 1973). En términos generales, es una laguna somera que, sin embargo, alcanza algunos puntos de profundidad considerable de hasta 13 m en el canal principal.

Laguna de Ohuira (Bahía de Topolobampo), Sinaloa

Se halla entre los 25° 32' y 25° 36' de latitud norte y los 109° 03' y 109° 08' de longitud oeste en Sinaloa (Fig. 4.3b). La laguna se separa del golfo de California por las barras de arena de la isla Santa María al suroeste y por punta Copas al sureste. Cuenta con un área aproximada de 6000 ha, y su comunicación con el mar tiene una longitud de unos 3 km (Contreras-Espinosa, 1993). El clima es BW(h')hw(e); muy árido con oscilaciones extremas de la temperatura media mensual y una temperatura media anual superior a los 22°C (García, 1973).

Laguna Santa María, Sinaloa

Se localiza en la porción norte del estado de Sinaloa, ubicándose en los 24° 45' y 25° 30' de latitud norte, 107° 55' y 108° 55' de longitud oeste (Fig. 4.3d). La laguna es amplia y alargada con un área aproximada de 45 000 ha, tiene una

comunicación con el mar a través de dos bocas y forma parte muy importante de la provincia fisiográfica del cinturón costero de Sinaloa, dentro de la llanura deltaica, formada por el proceso de sedimentación terrígena de los ríos Sinaloa y Mocorito en la parte norte y el río Culiacán en la porción sur. El cuerpo lagunar es paralelo a la línea de costa, con una extensión de 45 km aproximadamente y 11 km de ancho, con una isla en la porción central (isla de Altamura) (Contreras-Espinosa, 1993). Ofrece un clima tipo BW(h')w(e); muy árido con oscilaciones extremas de la temperatura media mensual y una temperatura media anual > 22°C (García, 1973).

Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa

Se localiza en la parte central del litoral del estado de Sinaloa (al suroeste de la ciudad de Culiacán) entre los 107° 30' y los 107° 58' de longitud oeste; y entre los 24° 20' y los 24° 40' de latitud norte (Fig. 4.1b). El clima de la región es cálido, con lluvias abundantes en verano y parte del otoño y épocas de sequía en invierno y primavera (Peraza-Vizcarra, 1973). De acuerdo con García (1973), se ubica dentro de una zona semiárida con un régimen de lluvias en verano y una precipitación anual promedio de 472 mm. El sistema lagunar es de forma irregular, alargada y paralela a la orientación general del litoral, salvo en su porción sureste donde adopta forma lobada; está constituido por dos cuencas relativamente someras, las lagunas Altata al noroeste y Pabellones hacia el sureste, parcialmente separadas entre sí por un pronunciado angostamiento (Ayala-Castañares *et al.*, 1994). De acuerdo con Nuñez-Riboni (2000), la circulación del sistema está determinada fundamentalmente por el viento y la marea, dando como resultado fuertes corrientes en el canal que une las dos porciones del cuerpo lagunar. Aún así, bajo las condiciones actuales la mayoría de las partículas son incapaces de alcanzar la boca del sistema dando como resultado una incapacidad de renovación total del cuerpo de agua.

El sistema tiene una profundidad promedio de 2 metros y consiste de tres secciones: 1) Ensenada del Pabellón (232 km²); 2) Altata (75 km²); y 3) las lagunas interiores de Caimanero (3 km²), Bataoto (2 km²) y Chiricahueto (23 km²). Las dos secciones más amplias se conectan por un canal estrecho hacia donde fluye el río Culiacán. La principal fuente de contaminación está representada por los efluentes provenientes de la agricultura intensiva (273 000 ha) los cuales rodean el sistema lagunar. Otra fuente de contaminación es el drenaje urbano proveniente de diversos pueblos (aproximadamente 100 000 habitantes en su conjunto) y las ciudades de Culiacán (650 000 habitantes) y Navolato (50 000 habitantes) (Páez-Osuna *et al.*, 1998).

Laguna de La Paz, Baja California Sur.

La laguna de La Paz se ubica en la porción sureste de la Península de Baja California (Fig. 4.3c) entre los 24° 07' y los 24° 11' de latitud norte y los 110° 18' y los 110° 25' de longitud oeste (Contreras-Espinosa, 1993). La laguna es un sistema semi-cerrado de aguas someras y se separa de la bahía de La Paz por una barrera arenosa llamada El Mogote. Adyacente a la laguna se localiza la ciudad de La Paz, capital del estado de Baja California Sur (160 000 habitantes), un sitio turístico con poco desarrollo industrial; no obstante, la descarga de las aguas de desecho urbano se presenta todo el año (Kot *et al.*, 1999). Tiene un clima árido con una época de sequía prolongada, escasa precipitación pluvial y una temperatura media anual de 23.5° C (BW(h')hw(e')) (García, 1973). La laguna de La Paz tiene 90 km de longitud y una anchura de 60 km, con un área aproximada de 4500 km² y se comunica a través de dos bocas con la parte sur del golfo de California. Los arroyos que desembocan en la laguna aportan agua dulce cuando hay precipitaciones, lo cual es poco frecuente. En época de ciclones, se presentan fuertes avenidas, sin embargo, sus volúmenes son despreciables con respecto al de la bahía (Jiménez-Illescas *et al.*, 1997). Esta laguna se caracteriza por contar con una de las mayores diversidades de cetáceos del mundo. Se han registrado

cinco de las nueve familias de este orden que incluyen 6 de las 10 especies de ballenas existentes (Contreras-Espinosa, 1993). Además, la laguna de La Paz sostiene una pesquería de aproximadamente 1300 toneladas por año (que comprende peces, moluscos y crustáceos), la cual ha disminuido en años recientes (Ramírez, 1997).

5. Metodología

5.1 Limpieza y preparación del material de laboratorio

Todo el material para transportar y guardar las muestras se lavó previamente. Los lavados se hicieron con agua corriente, solución jabonosa, enjuagues con agua corriente y agua destilada y posteriormente un baño de HCl 2M por 72 horas, enjuague con agua destilada, otro baño con HNO₃ 2M durante 72 horas y un último enjuague con agua destilada. Para una descripción detallada del procedimiento de lavado véase Moody y Lindstrom (1977). Una vez que el material se lavó, se secó a temperatura ambiente y quedó listo para su utilización guardándose en un sitio libre de polvo y humedad.

Debido a que los metales pesados normalmente se encuentran en los organismos en concentraciones bajas (de μg a ng g^{-1} dependiendo del elemento y el tejido de que se trate) cualquier descuido en la toma de la muestra y su manipulación podría alterar los resultados.

5.2 Recolección de organismos

La recolección de los diferentes organismos en los sitios de estudio se llevó a cabo entre agosto de 1993 y marzo de 2000 (Tabla 4.1).

- Plancton. Se hicieron arrastres horizontales de 3 a 5 minutos en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón con una red de luz de malla de 200 μm a una velocidad de 2 nudos. Las muestras (un litro) se fijaron con formol diluído (4 %) y se transportaron al laboratorio para su procesamiento.
- Macroalgas. Dependiendo de las condiciones de la marea al momento del muestreo, las algas completas se recolectaron directamente (en la laguna de

Guaymas) cuando se encontraban expuestas; y por medio de buceo libre cuando estaban cubiertas por el agua (sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón).

- Mangles. En el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón se recolectaron hojas y ramas de tres especies de mangles.
- Vestimentíferos. Los organismos de este grupo se recolectaron solamente en la fosa de Guaymas por medio del sumergible Alvin (brazo mecánico) a una profundidad aproximada de 2000 m.
- Moluscos bivalvos. En la laguna de Guaymas, Sonora se recolectaron almejas directamente del sedimento blando intermareal donde se encontraban enterradas. En el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón se recolectaron ostiones de las raíces de los mangles. En la fosa de Guaymas, Sonora se recolectaron almejas por medio del sumergible Alvin a una profundidad aproximada de 2000m.
- Crustáceos. Se recolectaron balanos en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón. Se tomaron directamente con ayuda de un cuchillo de acero inoxidable. Adicionalmente, en el mismo sistema se recolectaron diversas especies de camarones peneidos utilizando una red de arrastre (*chango*).
- Peces. Se recolectaron peces en la laguna de Guaymas, Sonora y en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. En ambos sistemas los organismos fueron obtenidos por medio de anzuelo, línea o chinchorro, dependiendo de la especie. Para el caso particular de los tiburones, éstos se obtuvieron solamente del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón por medio de un palangre.
- Aves. Se recolectaron en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón por utilizando una escopeta con municiones libres de plomo; se obtuvieron aves de diferentes hábitos alimenticios, tanto residentes como migratorias.
- Mamíferos marinos. Se obtuvieron las muestras (disección *in situ*) posteriormente a diversos eventos de varamiento, tanto para el caso de los

delfines tornillo de La Paz, Baja California Sur, así como en el caso de las ballenas provenientes del norte de Sinaloa. En el caso particular de los delfines tornillo, el varamiento masivo ocurrió en agosto de 1993, fecha en que se obtuvieron las muestras. Posterior a su recolección, las muestras se liofilizaron y molieron hasta su análisis en 1999. Se sabe que la mejor manera de conservar un tejido para análisis de contaminantes es por medio de la liofilización, lo cual se ha demostrado para plaguicidas organoclorados, bifenilos policlorinados y mercurio (De Boer y Smedes, 1997).

En la Tabla 4.1 se concentra la información relacionada con los especímenes recolectados por grupo, sitio y fecha de muestreo.

Los organismos o muestras de organismos recolectados se colocaron en bolsas de polietileno previamente lavadas (de acuerdo con lo descrito en la sección 4.1) y se transportaron al laboratorio en cajas de plástico con hielo para su procesamiento directo o almacenamiento a -20°C .

5.3 Identificación de los organismos

Plancton. Se realizó en el laboratorio de Plancton del ICML/UNAM (Unidad Académica Mazatlán).

Macroalgas. La identificación taxonómica se realizó de acuerdo a las características morfológicas externas, internas y reproductivas: tipo de ramificaciones, color, forma de crecimiento, talla, disposición, tipo de células y estructuras reproductivas. Para conocer las características morfológicas internas de la planta se hicieron cortes longitudinales y transversales que fueron observados en un microscopio compuesto con aumentos de 10x y 40x. Las claves dicotómicas empleadas fueron Abbott y Hollenberg (1976), Abbott (1983), Dawson (1949, 1954, 1956, 1961, 1962a, 1962b, 1963), Hollenberg y Dawson (1961), Joly (1967) y Setchell y Gardner (1920, 1924); y la clasificación sistemática propuesta por Wynne (1986).

Tabla 5.1. Especies recolectadas con los respectivos sitios y fechas de muestreo (* muestreo de tejidos).

Grupo	Especie(s)	Sitio	Fecha
Plancton	<i>Sagitta enflata</i> y <i>Coscinodiscus centralis</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Feb/99
Macroalgas	<i>Codium amplivesciculatum</i> , <i>Enteromorpha clathrata</i> , <i>Ulva lactuca</i> y <i>Gracilaria subsecundata</i>	Laguna Guaymas, Son.	Abr/99
Macroalgas	<i>Gracilaria</i> sp. y <i>Polysiphonia</i> sp.	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Dic/98
Mangles (*)	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Laguncularia racemosa</i> y <i>Avicennia germinans</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Dic/98
Vestimentífero (*)	<i>Riftia pachyptila</i>	Campo hidrotermal Guaymas, Son.	de Ene/00
Moluscos bivalvos (*)	<i>Chione subrugosa</i>	Laguna Guaymas, Son.	Abr/98
Moluscos bivalvos	<i>Crassostrea corteziensis</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Dic/98
Moluscos bivalvos (*)	<i>Calyptogena magnifica</i>	Campo hidrotermal Guaymas, Son.	de Ene/00
Crustáceos (*)	<i>Balanus eburneus</i> , <i>Litopenaeus stylirostris</i> , <i>Farfantepenaeus californiensis</i> , <i>F. brevirostris</i> , <i>Litopenaeus vannamei</i> y <i>Xiphopenaeus riveti</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Ene/99
Peces	<i>Seriola lalandi</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Cathorops fuerthii</i> y <i>Opisthonema libertate</i>	Laguna Guaymas, Son.	Abr/98
Peces	<i>Mugil cephalus</i> , <i>Lutjanus colorado</i> , <i>Cynoscion xanthulus</i> , <i>Galeichthys peruvianus</i> , <i>Carcharhinus leucas</i> y <i>Sphyrna lewini</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Dic/98 a Ene/99
Aves (*)	<i>Recurvirostra americana</i> , <i>Himantopus mexicanus</i> , <i>Dendrocygna bicolor</i> , <i>D. autumnalis</i> , <i>Fulica americana</i> , <i>Pelecanus occidentalis</i> , <i>Phalacrocorax olivaceus</i> , <i>Plegadis chihi</i> , <i>Anas cyanoptera</i> , <i>Aythya affinis</i> , <i>Oxyura jamaicensis</i> , <i>Casmerodius albus</i> , <i>Bubulcus ibis</i> y <i>Charadrius vociferus</i>	Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	Feb-Mar/00
Mamíferos marinos (*)	<i>Stenella longirostris</i>	Laguna de La Paz, B. C. S.	Ago/93
Mamíferos marinos (*)	<i>Eschrichtius robustus</i> y <i>Physeter catodon</i>	Lagunas Agiabampo, Santa María y Ohuira (Topolobampo), Sin.	Ene-Abr/99

Mangles. Identificadas en el laboratorio de Lagunas Costeras de la Unidad Académica Mazatlán del ICML/UNAM.

Vestimentíferos. Identificados por el personal científico participante en la campaña *Extreme 2000* a bordo del B/O Atlantis.

Moluscos bivalvos. Los especímenes provenientes del bentos profundo de la cuenca de Guaymas fueron identificados a bordo del B/O Atlantis durante la campaña *Extreme 2000*. Los bivalvos provenientes de aguas costeras se identificaron en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera de la UNAM-UA Mazatlán mediante el empleo de las claves propuestas por Keen (1974).

Tabla 5.2. Tejidos y/u órganos separados de los diferentes organismos.

Grupo	Especie	Tejido/órgano
Mangles	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia germinans</i> , <i>Laguncularia racemosa</i>	hojas, ramas
Vestimentífero	<i>Riftia pachyptila</i>	trofosoma, vestido
Molusco bivalvo	<i>Calymene magnifica</i>	manto, gónadas, branquias
Crustáceos	<i>Litopenaeus stylirostris</i> , <i>Farfantepenaeus californiensis</i> , <i>F. Brevirostris</i> , <i>Litopenaeus vannamei</i> y <i>Xiphopenaeus riveti</i>	músculo, exoesqueleto, hepatopáncreas
Peces	<i>Seriola lalandi</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Cathorops fuerthii</i> , <i>Opisthonema libertate</i> , <i>Lutjanus colorado</i> , <i>Cynoscion xanthulus</i> , <i>Galeichthys peruvianus</i> , <i>Carcharhinus leucas</i> y <i>Sphyrna lewini</i>	músculo, branquias, hígado y estómago (incluyendo su contenido)
Aves	<i>Recurvirostra americana</i> , <i>Himantopus mexicanus</i> , <i>Dendrocygna bicolor</i> , <i>D. autumnalis</i> , <i>Fulica americana</i> , <i>Pelecanus occidentalis</i> , <i>Phalacrocorax olivaceus</i> , <i>Plegadis chihi</i> , <i>Anas cyanoptera</i> , <i>Aythya affinis</i> , <i>Oxyura jamaicensis</i> , <i>Casmerodius albus</i> , <i>Bubulcus ibis</i> y <i>Charadrius vociferus</i>	corazón, hígado, músculo, plumas y estómago (incluyendo su contenido).
Mamíferos marinos	<i>Stenella longirostris</i> , <i>Eschrichtius robustus</i> y <i>Physeter catodon</i>	hígado, músculo y riñón

Crustáceos. Identificados en el laboratorio de Invertebrados Bentónicos (balanos) de la UNAM y en el laboratorio de Carcinología (camarones) de la Unidad Académica Mazatlán del ICML/UNAM.

Peces. Se identificaron en el laboratorio de Ictiología de la Facultad de Ciencias del Mar de la UAS.

Aves. Se identificaron en la Facultad de Ciencias del Mar de la UAS utilizando las claves de Peterson y Chalif (1989).

Mamíferos marinos. Los delfines fueron identificados por personal del PNICMM del CRIP La Paz, B. C. S. Las ballenas fueron identificadas por personal de la PROFEPA/Delegación Culiacán, Sinaloa.

5.4 Medición de peso y talla de los organismos

Todos los organismos (excepto el plancton) recolectados fueron medidos y pesados antes de iniciar su procesamiento. En el caso de las macroalgas y de los mangles se pesó una cantidad de material suficiente para análisis. En relación con los moluscos bivalvos y los crustáceos, se tomó en cuenta el peso del organismo incluyendo la concha y el exoesqueleto respectivamente. El peso de las ballenas fue estimado de acuerdo con la longitud de los organismos.

Los organismos que por su tamaño no proveyeron de suficiente tejido para los análisis se trabajaron como muestras compuestas. El número de organismos para cada muestra fue variable: de los moluscos bivalvos como la almeja *Chione subrugosa* y el ostión *Crassostrea corteziensis* se requirieron de 25 a 40 especímenes; de los crustáceos como los camarones peneidos (5 especies) y el balano *Balanus eburneus* se utilizaron de 20 a 60 individuos dependiendo de su disponibilidad; de los peces se utilizaron de 3 a 8 organismos dependiendo del tamaño y de la disponibilidad de los mismos, y de las aves se formaron muestras compuestas provenientes del tejido de 2 a 7 individuos según el tamaño y disponibilidad.

5.5 Disección de los organismos

En la Tabla 4.2 se presentan los organismos que fueron disectados y los tejidos y/u órganos utilizados para los análisis.

5.6 Preparación de las muestras

Con excepción de las plumas de las aves, la totalidad de las muestras se liofilizaron durante 48-72 horas (-49°C y 133×10^{-3} mBar) en un aparato Labconco. Posteriormente, las muestras se molieron durante 10 minutos en un molidor automático (Retsch) equipado con mortero de ágata. Las muestras molidas se digirieron en un equipo de microondas (CEM MDS-2000) utilizando HNO_3 concentrado. Las condiciones de operación del equipo de digestión aparecen en la Tabla 4.3.

Tabla 5. 3. Condiciones de operación del equipo de digestión por microondas

Etapa	1	2	3
% de potencia	90	90	90
Presión (en libras pulgada ⁻²)	20	40	90
Tiempo (en minutos)	10	10	30

Las muestras digeridas se colocaron en frascos de polietileno de 25 ml de capacidad para su almacenamiento hasta el momento del análisis.

5.7 Análisis de las muestras

La totalidad de las muestras se analizó por espectrofotometría de absorción atómica en un equipo Varian Spectraa220 (Tablas 4.4 y 4.5) se muestran las condiciones de operación de acuerdo al elemento analizado.

Tabla 5.4. Condiciones de operación del espectrofotómetro de absorción atómica (con flama) para el análisis de los elementos Cu, Fe, Mn, y Zn.

Elemento	Longitud de onda (nm)	Ancho de banda (Å)	Mezcla combustible	Corriente en lámpara (mA)
Cobre	324.7	5	Aire-acetileno	10
Hierro	248.3	2	Aire-acetileno	10
Manganeso	279.5	2	Aire-acetileno	10
Zinc	213.9	10	Aire-acetileno	10

El uso de un horno de grafito en el caso del Cd y del Pb se justifica por permitir detectar los niveles del elemento de interés hasta mil veces más bajos con respecto al análisis por flama (Haswell, 1991).

Tabla 5.5. Condiciones de operación del espectrofotómetro de absorción atómica (con horno de grafito) para el análisis del Cd y del Pb (Rothery, 1988).

Etapa	Temperatura (°C)		Tiempo (segundos)		Flujo de Gas (l min ⁻¹)	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
1	85	85	5	5	3.0	3.0
2	95	95	40	40	3.0	3.0
3	120	120	10	10	3.0	3.0
4	250	400	5	5	3.0	3.0
5	250	400	1	1	3.0	3.0
6	250	400	2	2	0	0
7	1800	2100	0.8	1	0	0
8	1800	2100	2	2	0	0
9	1800	2100	2	2	3.0	3.0

La concentración de los diferentes metales se determinó de acuerdo a una curva de calibración para cada elemento.

5.8 Evaluación del procedimiento analítico

Cada muestra se analizó por duplicado. Se analizaron blancos de control cada 20 muestras; adicionalmente, para determinar la precisión y exactitud del método utilizado, se analizaron dos materiales de referencia (Tablas 4.6 y 4.7).

Tabla 5.6. Concentración de diversos metales en el material de referencia utilizado (músculo de pescado, MA-B-3/TM).

Metal	Concentración establecida ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Intervalo de confianza ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Concentración encontrada ($\mu\text{g g}^{-1} \pm \delta$)	Coefficiente de variación (%)
Cu	3.08	2.85 – 3.57	2.4 ± 0.38	15.5
Fe	95.4	87.3 – 107.2	91.0 ± 6.1	6.7
Mn	2.62	2.22 – 3.03	3.3 ± 1.07	32.4
Pb	4.62	3.85 – 5.13	4.7 ± 1.32	27.8
Zn	109.2	106.4 – 111.9	70.0 ± 31.0	44.2

Se utilizaron dos materiales de referencia (IAEA, 1987) debido a que no todos los metales analizados en este estudio estaban incluidos en un solo material.

Tabla 5.7. Concentración de diversos metales en el material de referencia utilizado (SRM 2976).

Metal	Concentración establecida ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Intervalo de confianza ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Concentración encontrada ($\mu\text{g g}^{-1} \pm \delta$)	Coefficiente de variación (%)
Cd	0.82	0.66 – 0.98	0.74 ± 0.20	27.0
Cu	4.02	3.69 – 4.35	3.69 ± 0.51	13.8
Fe	171	166.1 – 175.9	106 ± 15	1.4
Pb	1.19	1.01 – 1.37	1.06 ± 0.26	24.5

5.9 Tratamiento de los datos

Para probar diferencias entre las concentraciones medias de los metales pesados de los tejidos de las especies estudiadas, se utilizó una prueba t de Student.

Con la finalidad de conocer la tendencia de acumulación de los diferentes metales pesados en los organismos con respecto al medio circundante, se calculó el factor de concentración (FC) de acuerdo a la siguiente fórmula (Szefer, 1998): $FC = C1/C2$ donde C1 es la concentración media del metal en el organismo y C2 corresponde al nivel medio del elemento de interés en el agua de mar circundante o en el sedimento superficial.

Se obtuvieron valores de concentración nominal para las diferentes especies utilizadas. Para obtener esta concentración se utilizaron las concentraciones del metal de interés en los diferentes tejidos, además de estimar el porcentaje representado por cada tejido con respecto a la totalidad del organismo (lo cual se consideró como el 100 %). En aquellos organismos cuya talla permitió llevar a cabo disecciones, se hicieron los cálculos de la concentración nominal de los diferentes metales pesados considerando el porcentaje que representaba el tejido de interés con respecto al peso total del organismo.

Se llevaron a cabo cálculos del factor de transferencia (FT); dicho factor es el resultado de dividir la concentración media del metal de interés en el consumidor dividido por la concentración media del mismo metal en la presa (Szefer, 1998). Aquellos factores de transferencia menores a la unidad indican que no existe una biomagnificación del elemento en niveles tróficos sucesivos para un determinado sistema.

6. Resultados y discusión

6.1 Niveles y distribución de metales pesados en los organismos provenientes de la laguna de Guaymas, Sonora.

En la laguna de Guaymas se recolectaron organismos que tienen diferentes tipos de alimentación (Tabla 6.1.1).

Tabla 6.1.1 Especies recolectadas en la laguna de Guaymas, Sonora en abril de 1998 y sus respectivos tipos de alimentación.

Especie	Grupo taxonómico	Tipo de alimentación	Fecha de recolección
<i>Ulva lactuca</i>	Alga	Autótrofo	15-abril-98
<i>Gracilaria subsecundata</i>	Alga	Autótrofo	15-abril-98
<i>Codium amplivesciculatum</i>	Alga	Autótrofo	15-abril-98
<i>Enteromorpha clathrata</i>	Alga	Autótrofo	15-abril-98
<i>Chione subrugosa</i>	Bivalvo	Micrófago	15-abril-98
<i>Opisthonema libertate</i>	Pez	Micrófago	15-abril-98
<i>Seriola lalandi</i>	Pez	Macrófago	14-abril-98
<i>Cathorops fuerthii</i>	Pez	Macrófago	15-abril-98
<i>Mugil cephalus</i>	Pez	Micrófago	15-abril-98

El tipo de alimento que los organismos ingieren determina, en gran medida, sus características externas. En el contexto de la ecología trófica y relacionado con la presencia y distribución de metales pesados en los organismos, la alimentación juega un papel decisivo en la incorporación de este tipo de elementos.

Existe un tipo automático de alimentación que utiliza indiscriminadamente una gran cantidad de material que está al alcance inmediato, y una alimentación selectiva, que exige una mayor movilidad del animal y va acompañada de una

mayor intervención de los órganos sensoriales. Esta división corresponde a los dos grupos llamados micrófagos y macrófagos respectivamente (Margalef, 1974).

Los micrófagos capturan su alimento de modo casi automático, exploran y comen continuamente alimento que se encuentra en pequeñas porciones. Es frecuente que ingieran una proporción considerable de material con bajo valor alimenticio. Los micrófagos pueden ser poco activos y son ordinariamente de metabolismo más bajo que los macrófagos (Margalef, 1974).

Los macrófagos seleccionan su alimento con una actividad integrada por los niveles superiores de su sistema nervioso, persiguen presas que están dispersas en un ambiente heterogéneo, es decir cuyas características varían de un punto a otro (Margalef, 1974).

Para decidir si un organismo determinado ha de considerarse como micrófago o como macrófago, más que el tamaño del alimento en sí interesa la forma de capturarlo y las dimensiones relativas del animal y de su alimento. La distinción entre micrófagos y macrófagos no es equivalente a la distinción entre vegetarianos y carnívoros, ni tampoco a la distinción entre nivel trófico segundo y tercero, aunque, en los niveles tróficos superiores, los macrófagos coinciden progresivamente con los carnívoros depredadores (Margalef, 1974).

Por otro lado, las especies que ingieren alimentos muy diversos se llaman eurífagas, mientras que las que utilizan alimentos mucho más selectivos se denominan estenófagas. En general, las especies macrófagas tienen tendencia a ser estenófagas, es decir están más especializadas desde el punto de vista alimenticio que las especies micrófagas y no es raro encontrar asociadas diversas especies macrófagas, próximas entre sí, pero con una estricta segregación alimentaria (Margalef, 1974).

Los micrófagos acuáticos son filtradores o sedimentívoros. Hay animales filtradores en numerosos grupos (anélidos, moluscos, peces y cetáceos misticetos) y tienen características muy diversas. Unos son sedentarios y otros son nadadores. Los sedimentívoros ingieren directamente un material mixto disgregado en el que,

además de minerales y otros materiales no digeribles, encuentran organismos vivos y detritos asimilables. Los anélidos y los lamelibranquios constituyen la mayor cantidad de los animales sedimentívoros; en las primeras fases de su vida suelen ser filtradores porque suelen ser planctónicos o pelágicos, después unas especies continúan filtrando, pero otras viven en el sedimento (Margalef, 1974).

Los macrófagos depredadores o engullidores persiguen activamente y atrapan sus presas, generalmente también móviles, de una corpulencia semejante a la propia o poco menor y las engullen enteras o después de despedazarlas, a veces perforando su piel y chupando su contenido o también, en algunos casos, practicando una digestión exterior al cuerpo.

En virtud de los distintos tipos de alimentación de los organismos recolectados, quizás encontremos diferencias significativas entre los niveles de algunos metales pesados para cada nivel trófico. En la Tabla 6.1.2 se presentan las concentraciones de los elementos analizados para cuatro especies de productores primarios.

6.1.1 Macroalgas

Se puede apreciar que, en promedio, los elementos que se encontraron en mayores concentraciones fueron el Fe y el Mn (1454 y $88.3 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco, respectivamente), mientras que el Pb y el Cd se detectaron en niveles más bajos (2.58 y $0.31 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco, respectivamente). Se sabe que las macroalgas absorben en mayor grado aquellos metales que participan en procesos fisiológicos (*e. g.* Na, Ca, Mg y Fe) y en menor grado aquellos elementos que al parecer no participan en estos procesos (*e. g.* Cd y Pb) (Malea, 1993).

Las macroalgas han sido utilizadas como biomonitores de contaminación por metales pesados en el medio marino (Eisler, 1981); estos organismos tienen la capacidad de acumular los elementos de la fracción soluble del ambiente circundante. En este sentido, Phillips (1977) considera que las macroalgas no

reflejan la carga total de metales puesto que no responden a la presencia de aquellos metales asociados a la materia orgánica e inorgánica particulada.

Tabla 6.1.2. Concentraciones de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco $\pm \delta$) en cuatro especies de macroalgas de la laguna de Guaymas, Sonora recolectadas en abril de 1998.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Ulva lactuca</i>	0.54 \pm 0.08	13.5 \pm 0.4	2132 \pm 5	120 \pm 0.2	0.35 \pm 0.06	40 \pm 1.4
<i>Gracilaria subsecundata</i>	0.28 \pm 0.12	14.7 \pm 0.1	1751 \pm 11	57 \pm 0.3	0.29 \pm 0.04	33 \pm 1.1
<i>Codium amplivesciculatum</i>	0.32 \pm 0.1	24.7 \pm 0.6	505 \pm 43	10 \pm 1.1	8.70 \pm 2.3	103 \pm 4.3
<i>Enteromorpha clathrata</i>	0.13 \pm 0.01	7.57 \pm 0.8	1428 \pm 330	88 \pm 5.4	0.99 \pm 0.5	26 \pm 2.7
Promedio	0.31 \pm 0.14	15.1 \pm 6.1	1454 \pm 602	88.3 \pm 26	2.58 \pm 3.5	51 \pm 30

Lo anterior es importante, sobre todo cuando se sabe que la cantidad de los metales pesados en las fracciones disuelta o particulada puede variar. Por ejemplo, el Zn y el Cd generalmente se encuentran en la fracción soluble, mientras que el Fe y el Pb existen asociados principalmente al material particulado (Preston *et al.*, 1972; Boyden y Romeril, 1974). Otras causas de variación del contenido de metales pesados en las macroalgas son la época de la recolección, la parte de la planta que se utilice para los análisis y el efecto de la presencia simultánea de varios metales en estas macroalgas.

La variación en el contenido de metales en las macroalgas con respecto a la época del año parece deberse a diferencias en las tasas de crecimiento, presentándose un crecimiento menos acentuado en los meses de invierno y un crecimiento más acelerado durante el verano.

Existe una mayor concentración de metales pesados en las partes distales del punto de crecimiento de estas plantas. Al parecer esto se debe a una lenta acumulación neta de los metales con la edad y a la existencia de un mayor número de sitios de unión en las partes mas viejas (o distantes con respecto al punto de crecimiento) de la planta (Phillips, 1977).

El efecto de la presencia simultánea de varios metales durante la absorción de la planta ha recibido poca atención. Si la absorción de los metales es debida a un fenómeno de intercambio iónico, como se ha sugerido por algunos autores (e. g. Haug y Smidsrod, 1967), pudiera presentarse una competencia entre los metales por los sitios de unión.

Considerando que aun a nivel de género existen diferencias metabólicas, se presentan los datos de concentraciones de metales pesados en dos géneros de macroalgas de latitudes tropicales (Tabla 6.1.3).

De manera general el metal con mayor nivel de concentración fue el Fe, mientras que el Cd fue el elemento con los niveles más bajos para todos los casos.

Los niveles de Cd presentaron valores comparables entre las diferentes especies; con excepción de *E. clathrata* cuya concentración fue de $1.4 \mu\text{g g}^{-1}$, lo que puede atribuirse a que en los diferentes cuerpos de agua que se incluyen en la Tabla 6.1.3 existen cantidades bajas de este metal, o bien puede ser que este elemento no esta disponible para este tipo de organismos.

En relación con los niveles de Cu, se observan valores comparables para las diferentes especies, con excepción de *Enteromorpha intestinalis* y *Ulva lactuca* provenientes de las costas de Kuwait. Esto parece ser un claro reflejo de las condiciones prevalecientes en los cuerpos de agua de donde fueron recolectadas estas algas (i. e. sistemas con niveles elevados de Cu por efecto de actividades antropogénicas). Adicionalmente, se piensa que algunos metales como el Cu y el Zn son capaces de ocupar los sitios de unión disponibles en las algas, dejando a un lado a otros elementos y conduciendo a resultados que no reflejan la verdadera abundancia relativa de otros metales (Phillips, 1977).

El Fe fue el metal más abundante en todos los casos. Esto concuerda con algunos registros para diversas especies de algas y macrofitas (Eisler, 1981). Una forma de explicar las elevadas cantidades de este metal en las macroalgas es la necesidad que tienen estos organismos del Fe para su crecimiento normal (Goldberg, 1952; Lewin y Chen, 1971).

Tabla 6.1.3. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en algunas especies de macroalgas de diferentes sitios del mundo.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Sitio	Referencia
<i>Enteromorpha intestinalis</i>		120	2065	55	2.2	425	Costas de Kuwait	Buo-Olayan y Subrahmanyam (1996)
<i>Enteromorpha compressa</i>	0.6	8.7	1158	22	5.6	17	Costas de Hong Kong	Ho Y. B. (1987)
<i>Enteromorpha clathrata</i>	1.4	22.6	1862	27		85.2	Laguna de Guaymas, Son.	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2000)
<i>Enteromorpha clathrata</i>	0.13	7.57	1428	87	0.99	26	Laguna de Guaymas, Son.	Este estudio
<i>Ulva lactuca</i>		11.1	176	9	3.5	19.9	La Habana, Cuba	Ramírez <i>et al.</i> (1990)
<i>Ulva lactuca</i>		445	595	20	0.7	130	Costas de Kuwait	Buo-Olayan y Subrahmanyam (1996)
<i>Ulva lactuca</i>	0.2	6.8	670	58		8.8	Mazatlán, Sinaloa	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2000)
<i>Ulva lactuca</i>	0.54	13.5	2132	120	0.35	40.1	Laguna de Guaymas, Son.	Este estudio

Con lo que respecta al Mn, el intervalo de concentraciones fue desde 6 hasta $120 \mu\text{g g}^{-1}$ (Tabla 6.1.3); esta variabilidad permite inferir que dentro del grupo de las algas verdes las concentraciones pueden diferir hasta en 2 órdenes de magnitud. Los valores quedaron comprendidos dentro de las concentraciones de Mn registradas (3.8 a $3421 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) por Eisler (1981) para diversas especies de macroalgas del mundo. Se sabe que el Mn^{54} radioactivo (como producto de decaimiento de pruebas con armas nucleares) es acumulado preferentemente por algas marinas. Además, el Mn forma parte de algunos

fertilizantes y fungicidas (e. g. "Maneb" y "Manzate" respectivamente) que se utilizan en actividades agrícolas del noroeste de México (Páez-Osuna *et al.*, 2000).

El Pb fue uno de los elementos que se detectó en menor concentración, ya que sus niveles variaron solamente un orden de magnitud entre los de los trabajos comparados (Tabla 6.1.3). Este metal se considera entre los elementos que aparentemente no tienen función biológica (Viarengo, 1985) y quizás sea una de las razones de que se presente en bajos niveles. Algunos de los principales aportes de este metal lo constituyen las descargas domésticas e industriales (Ho, 1987).

Las concentraciones de Zn en los trabajos comparados (Tabla 6.1.3) fluctuaron en dos órdenes de magnitud, registrándose los valores más elevados en áreas impactadas de las costas de Kuwait (Buo-Olayan y Subrahmanyam, 1996). El Zn es especialmente abundante en la flora marina; existen muchos valores registrados por encima de $1000 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco (Eisler, 1981). Esto constituye un argumento a favor de las macroalgas puesto que reflejan su capacidad para concentrar Zn, lo cual se considera como un atributo fundamental para cualquier organismo utilizado para monitoreo (Widdows, 1985).

6.1.2 Micrófagos

Las concentraciones medias de los metales (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) analizados en las diversas especies de micrófagos de la bahía de Guaymas se presentan en la tabla 6.1.4. De manera general, el Cd se detectó en menores concentraciones ($0.33 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) mientras que el Fe se cuantificó en mayor magnitud ($323 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco). El orden decreciente de concentración fue $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$. En forma individual, las concentraciones más elevadas de Cd y de Fe se presentaron en las vísceras de la anchoveta *Opisthonema libertate*; de Cu en el tejido blando de la almeja *Chione subrugosa*; de Mn en las branquias de la lisa *Mugil cephalus*, y de Pb y Zn en las branquias de la anchoveta *Opisthonema libertate*.

Los moluscos bivalvos se han usado extensivamente como organismos indicadores para evaluar los niveles de contaminación en diversos ecosistemas costeros (Goldberg *et al.*, 1978; Peerzada y Dickinson, 1989). Dentro de este grupo, los mejillones y los ostiones han sido más estudiados en ecosistemas costeros de latitudes templadas (Páez-Osuna *et al.*, 1991). El género *Mytilus* ofrece la mayoría de los atributos deseables en un indicador biológico: es cosmopolita, es sedentario y de larga vida; tiene una talla razonable y es fácil de muestrear, y tiene la habilidad de concentrar numerosos contaminantes (NAS, 1980). Las especies del género *Mytilus*, no se distribuyen en ambientes tropicales y subtropicales, aunque existe otra especie del género *Mytella* que ha sido utilizada en trabajos de biomonitorio de contaminantes, además de otros bivalvos (ostiones y almejas).

Los peces son los vertebrados con mayor número de especies. Se estima que existen de 15 000 a 17 000 especies vivas (Eisler, 1981). En el ambiente marino, los teleósteos constituyen una vasta mayoría de las especies de vertebrados. Desde el punto de vista económico, son pocos los grupos importantes: entre estos destacan los atunes, los bacalaos, las sardinas y los lenguados. En relación con la información existente acerca de la presencia de metales pesados, los peces representan uno de los grupos más estudiados (Eisler, 1981). Los teleósteos asimilan los metales tanto del alimento como del agua. La absorción de los metales en solución puede ocurrir a través de las branquias o de la pared gastrointestinal después de tomar el agua (Phillips, 1977). Las cantidades relativas del metal con las que contribuye cada ruta no son bien conocidas, aunque se cree que el ingreso del metal por vía del alimento sea el que predomina (Pentreath, 1973). Sin embargo, otros autores han llegado a la conclusión opuesta (Polikarpov, 1966), y la situación podría variar según la especie y el metal.

Por ejemplo, las especies estuarinas pueden estar expuestas a concentraciones mayores de metales en solución que en el medio marino no contaminado. Quizás los teleósteos no respondan directamente a los metales

asociados al material inorgánico particulado, pero podrían responder a esta fracción si se alimentan sustancialmente de organismos filtradores que sí toman los metales de esta fracción (Phillips, 1977). Cualquiera que sea el mecanismo principal de ingreso de los metales en los tejidos de los peces, y dependiendo del metal, eventualmente será transferido al siguiente nivel trófico.

De manera similar a lo que ocurre con otros organismos acuáticos, existen diversas causas de variaciones temporales del contenido de metales en los bivalvos: cambios en la actividad biológica, variaciones en la actividad bioquímica, fluctuación de las concentraciones de los metales en el ambiente, y especie química de los elementos en cuestión (Farrington *et al.*, 1983).

Para el caso de los peces es importante considerar: la especie de la que se trate, la época del año cuando se recolectan los organismos, la edad, el tamaño y el peso de los organismos, los hábitos alimenticios, la salinidad y la temperatura del agua, además de la presencia simultánea de otros elementos (Phillips, 1977).

Con la finalidad de tener un punto de comparación en relación con los niveles de los diferentes elementos analizados, se presentan los niveles en algunos moluscos bivalvos y peces de diversos sitios del mundo (Tablas 6.1.5 y 6.1.7).

Aunque en la tabla 6.1.5 sólo se presentan valores que corresponden al tejido blando completo de diversos moluscos bivalvos, es importante mencionar que existen preferencias de acumulación de los diferentes metales para algunos tejidos en particular. De manera general, las concentraciones más elevadas de los diversos elementos en los moluscos marinos han sido detectadas en el intestino y en la glándula digestiva, con un enriquecimiento moderado en el manto, las branquias y las gónadas; y con menores niveles en el músculo y la concha (Segar *et al.*, 1971). Entre los moluscos, los bivalvos han sido objeto de un gran interés en la literatura científica, lo cual se debe a que se conoce su capacidad para reflejar niveles ambientales de ciertos contaminantes en sistemas marinos y estuarinos (Eisler, 1981). Entre los atributos que exhiben los moluscos bivalvos para considerarse como especies indicadoras (Phillips, 1977) se incluyen los

siguientes: la capacidad para acumular elevadas concentraciones de metales sin que estas concentraciones sean letales; un tipo de vida sedentario; una gran abundancia en el sitio; una longevidad suficiente para permitir el muestreo de más de una clase anual a lo largo del período de monitoreo; de tamaño suficiente para disponer de tejido para análisis; y de una buena adaptación a las condiciones de laboratorio. Con base en lo anterior, se han implementado extensos programas de monitoreo, con la finalidad de evaluar la ocurrencia de algunos metales pesados potencialmente tóxicos y otros contaminantes en el medio marino (Phillips, 1976; Goldberg *et al.*, 1978).

De manera general, las concentraciones que se muestran en la Tabla 6.1.5 son del mismo orden de magnitud para el caso del Fe; para el Mn las variaciones fueron de un orden de magnitud; y en lo relativo al Cd, Cu, Pb y Zn hubo variaciones en dos órdenes de magnitud.

Las concentraciones de Cd fluctuaron desde $0.37 \mu\text{g g}^{-1}$ para *Chione subrugosa* de la laguna de Guaymas, Sonora hasta $10.3 \mu\text{g g}^{-1}$ en *Crassostrea corteziensis* de Navachiste, Sinaloa (Tabla 6.1.5). El Cd no tiene ninguna función biológica en los moluscos (Eisler, 1981), de manera que la presencia de niveles elevados en el tejido comestible de algunas especies muy probablemente se relacione con actividades humanas (desechos urbanos e industriales), así como con perturbaciones naturales. De hecho, se reconoce, de manera general, que existe una clara asociación entre la proximidad con áreas densamente pobladas, especialmente donde se llevan a cabo operaciones de minería, y las concentraciones de Cd encontradas en los tejidos blandos de los moluscos (Graham, 1972; Talbot *et al.*, 1976; Fowler y Oregioni, 1976).

Algunos autores (*e. g.* Giordano *et al.*, 1991; Bouquegneau y Martoja, 1987) han considerado que algunas especies de moluscos bivalvos presentan niveles elevados de Cd porque este metal está involucrado en la formación de la concha. Este proceso se da cuando el Cd^{2+} reemplaza al Ca^{2+} por tener el mismo tamaño (Garritz y Chamizo, 1998).

Tabla 6.1.4. Concentraciones y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en tres especies de micrófagos de la laguna de Guaymas, Sonora recolectadas en abril de 1998.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Chione</i>	Tejido	0.37 ±	10.9 ±	112 ±	6.7 ±	0.05 ±	92 ±
<i>subrugosa</i>	blando*	0.01	0.12	1.2	0.1	0.003	1.45
<i>Opisthonema libertate</i>	Músculo	0.19 ±	4.28 ±	72 ±	4.6 ±	0.98 ±	53 ±
		0.004	0.22	16.3	0.22	0.26	0.25
<i>Opisthonema libertate</i>	Vísceras	1.26 ±	8.49 ±	924 ±	11.2 ±	1.69 ±	126 ±
		0.35	0.09	1.9	0.01	0.03	0.75
<i>Opisthonema libertate</i>	Branquias	0.08 ±	5.7 ±	224 ±	81 ±	7.8 ±	184 ±
		0.01	0.2	6.3	0.25	6.5	2.4
<i>Mugil cephalus</i>	Músculo	0.17 ±		17 ±	0.25 ±	0.54 ±	22 ±
		0.01	N. D.	4.3	0.02	0.1	0.8
<i>Mugil cephalus</i>	Hígado	0.26 ±	109 ±	643 ±	9.8 ±	0.7 ±	114 ±
		0.0	1.5	10.3	0.05	0.23	1.13
<i>Mugil cephalus</i>	Vísceras	0.29 ±	76.8 ±		82 ±	3.49 ±	148 ±
		0.01	1.1	N. D.	1.1	1.7	6.0
<i>Mugil cephalus</i>	Branquias	0.08 ±	4.8 ±	274 ±	86 ±	0.85 ±	87 ±
		0.01	0.05	5.5	1.7	0.09	0.9
Promedio en las branquias de los peces		0.08 ±	5.3 ±	249 ±	83.5 ±	4.3 ±	136 ±
		0.0	0.5	25	2.5	3.4	48
Promedio en el músculo de los peces		0.18 ±	4.28 ±	44.5 ±	2.42 ±	0.76 ±	38 ± 15
		0.01	0.22	27.5	2.1	0.22	
Promedio en las vísceras de los peces		0.78 ±	42.6 ±	924 ±	46.6 ±	2.59 ±	137 ±
		0.48	34	1.9	35.4	0.9	11
Promedio general		0.34 ±	6.8 ±	324 ±			103 ±
		0.36	2.4	310	35 ± 37	2 ± 2.3	48

*El organismo completo sin valvas; N. D., no hay dato.

Tabla 6.1.5. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) medidos en el tejido blando de seis especies de moluscos bivalvos de diferentes sitios.

Especie	Cd,	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Lugar	Referencia
<i>Chione subrugosa</i>	0.72	23.4	100	4.08	1.12	73	Mazatlán, Sinaloa	Szefer <i>et al.</i> (1998)
<i>Crassostrea iridescens</i>	1.8	7.8	126	12.5		511	Costas de Nayarit	Páez-Osuna <i>et al.</i> (1995)
<i>Crassostrea comercialis</i>	3.2	100	124			571	Golfo de Tailandia	Phillips y Muttarasin (1985)
<i>Crassostrea palmula</i>	8.2	150	150	12.9	2.9	943	Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa	Páez-Osuna <i>et al.</i> (1993)
<i>Crassostrea corteziensis</i>	10.3	67.4	232	7.2		509	Navachiste, Sinaloa	Páez-Osuna <i>et al.</i> (1991)
<i>Crassostrea virginica</i>	5.1	134	258	13.5		1741	Golfo de México, USA	Goldberg <i>et al.</i> (1978)
<i>Chione subrugosa</i>	0.37	10.9	112	6.7	0.05	92	Laguna de Guaymas, Sonora	Este estudio

En el golfo de California, Gutiérrez-Galindo *et al.* (1991) detectaron niveles máximos de Cd en *Crassostrea gigas* proveniente de la bahía de San Quintín durante los meses de primavera-verano (7.78 y $10.35 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco respectivamente). Dichos valores coincidieron con la mayor intensidad de los fenómenos de surgencia que se producen en esos mismos meses en las aguas costeras adyacentes a los sitios de recolección de los organismos (Alvarez-Borrego y Chee-Barragán, 1976). En este sentido, existen antecedentes que establecen que las aguas de surgencias en la región de San Quintín pueden ser una fuente de transporte de Cd a las aguas superficiales (Lares-Reyes, 1988).

Los niveles de Cu fluctuaron desde $7.8 \mu\text{g g}^{-1}$ en el ostión de piedra *Crassostrea iridescens* de las costas de Nayarit hasta $150 \mu\text{g g}^{-1}$ en *Crassostrea palmula* del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa (Tabla 6.1.5). Entre los organismos marinos, los moluscos son los animales con mayor

acumulación de Cu en sus tejidos; incluso son mayores que los niveles detectados en las plantas, otros invertebrados y vertebrados (Eisler, 1979). Dentro del grupo de los moluscos, las concentraciones más elevadas de Cu se han detectado en los cefalópodos y en los ostreidos, la sangre, la glándula digestiva y el riñón son los tejidos con mayor acumulación de este elemento (Eisler, 1981). En muchos de los casos con niveles elevados de Cu, los efectos son atribuidos a la proximidad con las fuentes antropogénicas puntuales, y en segundo término a diversos factores biológicos y no biológicos que son capaces de modificar los mecanismos de absorción y de retención del Cu en los moluscos (Eisler, 1981).

El Cu es un elemento esencial para los moluscos, de manera que su presencia es requerida para diversos procesos biológicos. De acuerdo a Luoma (1983), el Cu puede ser incorporado en los organismos por la ingestión de material particulado suspendido o en forma disuelta en el agua. La manera en la que el Cu puede llegar a los cuerpos de agua estudiados es variable. Para el caso de *Crassostrea palmula*, proveniente del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón (Tabla 6.1.5), se cree que las descargas provenientes de las áreas suburbanas y de los campos agrícolas sean parcialmente responsables de los niveles elevados de Cu en el cuerpo lagunar (Páez-Osuna *et al.*, 1993).

Los niveles de Fe fluctuaron desde 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ en la almeja *Chione subrugosa* de las costas de Mazatlán, Sinaloa hasta 258 $\mu\text{g g}^{-1}$ en el ostión *Crassostrea virginica* recolectado en las costas norteamericanas del golfo de México (Tabla 6.1.5). De manera general se ha encontrado que el Fe se acumula en elevadas concentraciones en los moluscos marinos, especialmente en la glándula digestiva y otros órganos internos (Eisler, 1981). El Fe es un elemento esencial para los moluscos bivalvos, por lo tanto sus niveles están controlados en estos organismos por mecanismos homeostáticos. Algunas de sus funciones tienen relación con mecanismos enzimáticos; por ejemplo, en la enzima succinato deshidrogenasa del ostión *Crassostrea gigas* (Hammen, 1975). Se han detectado variaciones sustanciales en el contenido de Fe entre especies de diversas localidades, y los

efectos se atribuyeron (al menos parcialmente) a factores como la dieta y la contaminación (Eisler, 1981).

Para ilustrar la importancia que tienen los elementos esenciales en los moluscos bivalvos, se presentan algunos ejemplos de su participación como componentes estructurales de las metaloenzimas en diversos moluscos (Tabla 6.1.6).

De acuerdo a la comparación entre las diversas especies de moluscos bivalvos provenientes de diferentes sitios localizados dentro de la franja tropical y subtropical (Tabla 6.1.5), la almeja *Chione subrugosa* proveniente de las costas de Mazatlán, Sinaloa acumuló los niveles más bajos de Mn ($4.08 \mu\text{g g}^{-1}$) mientras que el ostión *Crassostrea virginica* recolectado en las aguas norteamericanas del golfo de México acumuló los mayores niveles ($13.5 \mu\text{g g}^{-1}$).

Tabla 6.1.6. Algunos ejemplos de metaloenzimas para diversas especies de moluscos.

Enzima	Metal	Especie	Referencia
Citocromo oxidasa	Cu	<i>Crassostrea virginica</i>	Chambers <i>et al.</i> (1975)
Aldehido oxidasa	Mo	<i>Arion circumscriptus</i>	Wurzinger y Hartenstein (1974)
Piruvato kinasa	Mn	<i>Crassostrea gigas</i>	Hochachka y Mustafa (1972)
Alcalino fosfatasa	Zn	<i>Cardium edule</i>	George y Coombs (1975)
Malato deshidrogenasa	Zn	<i>Ostrea edulis</i>	George y Coombs (1975)

Las concentraciones de Mn en los moluscos varían de 0.5 a 110 000 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo. Los valores más elevados fueron detectados en el riñón, la concha, las branquias y la glándula digestiva (Eisler, 1981). Además de diferencias específicas entre los tejidos para acumular Mn, existen varios factores

que deben tomarse en cuenta cuando se pretende interpretar los residuos de este elemento en los moluscos: sexo, talla, época del año y composición del sustrato.

Al parecer, el alimento constituye la principal fuente de Mn en los mejillones; en contraste, el papel que juega el agua en la acumulación de Mn es relativamente pequeña en comparación con la dieta (Pentreath, 1973). En este sentido, Gutiérrez-Galindo *et al.* (1991) encontraron variaciones temporales en el contenido de Mn y otros elementos en el ostión *Crassostrea gigas* de bahía San Quintín, B.C.; dichos cambios están estrechamente relacionados con variaciones de algunos factores fisiológicos (peso) y con la calidad fisicoquímica de las aguas costeras adyacentes, calidad que depende de la presencia e intensidad de fenómenos de surgencia y de procesos de resuspensión del biodepósito sedimentario por acción de corrientes de marea y las inducidas por el viento. Adicionalmente, en algunas áreas del golfo de California existen zonas agrícolas donde se utilizan plaguicidas que contienen metales pesados. Para el caso particular del Mn hay varios fungicidas enriquecidos con este elemento (*e.g.* el "Maneb" y el "Manzate") (Páez-Osuna *et al.*, 1993).

En relación al Pb, solamente en tres de los sitios de referencia se midió este elemento (Tabla 6.1.5); se puede observar que las concentraciones variaron de $0.05 \mu\text{g g}^{-1}$ en *Chione subrugosa* de la laguna de Guaymas, Sonora hasta $2.9 \mu\text{g g}^{-1}$ en *Crassostrea palmula* proveniente del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Aun cuando se pueden hacer generalizaciones acerca de las fuentes de metales pesados, existen diferencias entre los diferentes mecanismos mediante los cuales se transfieren los metales pesados al ambiente marino (Páez-Osuna, 1996). De acuerdo a la toxicidad y movilización relativa de los metales, existen antecedentes diversos en la literatura que revelan que el Cd, el Hg y el Pb son los metales que provocan una mayor atención y preocupación entre los científicos y la población en general (Páez-Osuna, 1996). En México, se ha estimado que del 50% al 60% de la producción de Pb se utiliza en la manufactura

de baterías y en la producción de tetraetilo de plomo como antidetonante en las gasolinas (Albert y Badillo, 1991).

Se han registrado niveles de Pb elevados en diversos tejidos y órganos de moluscos. En la mayoría de los casos, dichos niveles estaban asociados con el grado de desarrollo industrial ó con otras perturbaciones antropogénicas (Schulz-Baldes, 1974; Phillips, 1978). De manera general, existe un patrón de distribución preferencial del Pb; la acumulación más acentuada se da en el riñón, las branquias y la glándula digestiva mientras que los menores niveles se encuentran en las gónadas, el manto y el músculo (Schulz-Baldes, 1974).

El Zn fue el metal que se detectó en mayor grado en la mayoría de los bivalvos que se compararon (Tabla 6.1.5). El valor más bajo ($73 \mu\text{g g}^{-1}$) correspondió a *Chione subrugosa* de las costas de Mazatlán, Sinaloa mientras que la concentración más elevada ($1741 \mu\text{g g}^{-1}$) se detectó en *Crassostrea virginica* de las costas norteamericanas del golfo de México.

De acuerdo con la literatura especializada, se sabe que las mayores concentraciones de Zn en la biota marina han sido registradas en moluscos filtradores, especialmente ostiones (Eisler, 1980). Algunos ostiones del género *Crassostrea*, por ejemplo, frecuentemente contenían más de $5000 \mu\text{g g}^{-1}$ de Zn (con base a peso seco) en el tejido suave (Windom y Smith, 1972). Es probable que el Zn no sea una limitante para los procesos vitales normales de los moluscos en el medio marino, de manera que su acumulación en algunos casos (procesos enzimáticos) sea a niveles excesivos (Pequegnot *et al.*, 1969).

El Zn es ampliamente utilizado en la industria: celulosa y papel, petroquímica, química, fertilizantes, refinerías del petróleo, acero, fundidoras no ferrosas, cemento y termoeléctrica (Förstner y Wittmann, 1979). Para el caso particular del golfo de California, existen campos agrícolas donde se utilizan diversos tipos de fungicidas enriquecidos con metales pesados. El Zineb (nombre comercial) es uno de ellos y su formulación incluye al Zn (Paéz-Osuna *et al.*, 1993).

El Zn no se distribuye de manera homogénea en todos los tejidos de los bivalvos; aunado a esto, existen factores que pueden provocar variaciones estacionales del Zn: el peso del organismo, la talla, el sexo, la forma química del metal y el sitio de recolección (Boyden y Phillips, 1981).

5.1.3 Macrófagos

En lo que respecta a los peces de diversos sitios comparados en la tabla 6.1.7, el patrón general descendente para los diferentes metales se comportó como sigue: Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd. Para efectos de llevar a cabo una comparación de los niveles para cada metal, se considera que aquellos tejidos cuyas concentraciones están referidas con base a peso húmedo se aplique un factor de corrección equivalente a 5 veces el valor dado (es decir, que hay un 80% de humedad).

El Cd, el Cu y el Pb se presentaron en menores concentraciones (0.001, 0.18 y 0.02 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo) en el tejido muscular de *Pagrus auratus* proveniente de las costas de Sidney, Australia; mientras que los mayores niveles de Cd y Pb (1.76 y 11 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) se detectaron en las branquias de *Tilapia mossambica* de las costas de Hong Kong. Los valores de Cu y Zn más elevados (5.7 y 184 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) se detectaron en las branquias de *Opisthonema libertate* de la laguna de Guaymas, Sonora (este estudio), (Tabla 6.1.7).

El Fe y el Mn se acumularon más (274 y 86 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en las branquias de los especímenes de *Mugil cephalus* de la bahía de Guaymas, Sonora (este estudio); mientras que el valor más bajo de Fe (4 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo) se detectó en el músculo de *Mugil auratus* recolectado en las aguas del noreste del Mediterráneo. Las concentraciones más bajas de Mn y Zn (0.024 y 0.11 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) fueron encontradas en *Sardinella punctatus* de la bahía de Manila, Filipinas (Tabla 6.1.7).

Tabla 6.1.7. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en algunos tejidos de peces de diferentes sitios.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Lugar	Referencia
<i>Tilapia mossambica</i>	branquias	1.76	3.86			11	77.8	Hong Kong	Zhou <i>et al.</i> (1998)
<i>Gadus morhua</i>	branquias	2.75	4.55	215	30	20	73	Bahía de Gdansk, Polonia	Szefer <i>et al.</i> (1990)
<i>Atheresthes stomias</i>	músculo	0.16	1.70			1.4	20.8	Columbia Británica, Canadá	Harding y Goyette (1989)
<i>Sardinella punctatus</i>	organismo completo	0.01	4.07		.02	0.2	0.11	Bahía de Manila, Filipinas	Prudente <i>et al.</i> (1997)
<i>Pagrus auratus</i>	músculo	0.005	0.90			0.1	24	Sidney, Australia	Gibbs y Miskiewicz (1995)
<i>Mugil auratus</i>	músculo	0.2	2.60	20	2.0	2.0	21	Noreste del Mediterráneo	Balkas <i>et al.</i> (1982)
<i>Opisthonema libertate</i>	branquias	0.08	5.70	224	81	7.8	184	Laguna de Guaymas, Sonora	Este estudio
<i>Opisthonema libertate</i>	músculo	0.19	4.28	72	4.6	0.98	53	Laguna de Guaymas, Sonora	Este estudio
<i>Mugil cephalus</i>	branquias	0.08	4.80	274	86	0.85	87	Laguna de Guaymas, Sonora	Este estudio
<i>Mugil cephalus</i>	músculo	0.17		17	0.25	0.54	22	Laguna de Guaymas, Sonora	Este estudio

Los teleósteos constituyen la vasta mayoría de las especies de vertebrados registrados en el ambiente marino. La enorme variación de tallas, formas y estructuras especializadas de los peces ha permitido la supervivencia de ciertas especies en casi cada nicho ecológico marino sin importar la temperatura, salinidad o profundidad (Eisler, 1981). En relación con la presencia de metales pesados, los

peces teleósteos representan uno de los grupos más ampliamente estudiados (Eisler, 1981).

Dependiendo del comportamiento metabólico de los elementos individuales y de las especies de vida acuática, los metales pesados se concentran, se regulan homeostáticamente o se eliminan (Gustafson *et al.*, 1966).

Algunos autores aseguran que el alimento es la fuente más importante de metales pesados para los peces adultos (Hoss, 1964; Willis y Sunda, 1984); mientras que otros autores consideran que los teleósteos asimilan los metales del alimento y en solución (Phillips, 1977).

Una vez que el metal ingresa al organismo, es importante conocer como se distribuye en los diferentes órganos. Las branquias y el intestino son las principales barreras que controlan los mecanismos de absorción de los metales desde el medio externo (ruta de exposición directa) y desde las presas contaminadas (ruta trófica) (Andres *et al.*, 2000).

El Cd es un elemento que pudiera ser dañino para los peces. En algunos trabajos de laboratorio se ha demostrado que en concentraciones tan bajas como 0.1 mg l^{-1} el Cd es potencialmente dañino para los peces óseos como *Fundulus heteroclitus* (Eisler, 1971). En el medio natural, se han encontrado las mayores concentraciones de Cd en las branquias de *Tilapia mossambica* (Tabla 6.1.7). Algunos autores consideran que para esta especie en particular las branquias constituyen el sitio principal de acumulación a través de mecanismos de absorción (Zhou *et al.*, 1998).

De manera general, se considera que las concentraciones de Cu entre los vertebrados marinos, incluyendo los peces, están entre las más bajas para los grupos de vida marina. Quizás esto tiene relación con el hecho de que el Cu es un elemento esencial para los peces que participa en procesos fisiológicos, por lo que sus niveles se mantienen dentro de ciertos límites, independientemente de su concentración en el medio donde habitan (Bryan, 1971). Por otro lado, los sitios de mayor acumulación de Cu son variables entre las especies (Eisler, 1981).

El Fe es un elemento esencial para el metabolismo de los peces (Eisler, 1981). Según los estudios de Vorob'yev y Zaystev (1975), el orden de acumulación del Fe en *Scardinius erythrophthalmus* fue riñón>branquias>otros tejidos. En otras investigaciones se ha encontrado que las concentraciones más elevadas de Fe se dieron en las escamas, en los órganos hematopoyéticos y en los tejidos altamente vascularizados (Eisler, 1981). Para los peces comparados en la tabla 6.1.7 las branquias fueron los sitios de mayor acumulación de este metal.

De manera general, el Mn rara vez excede valores de 0.5 ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso fresco) en el músculo, 2.0 en el hígado y 9.0 en el pez completo (Eisler, 1981). Se sabe que existen cambios estacionales en el contenido de Mn del hígado del atún *Thunnus alalunga*. Según Percy y Osterberg (1968) el contenido de este elemento es menor en el verano que en otras estaciones del año, y es mayor en aquellas muestras obtenidas de especímenes recolectados en aguas alejadas de la costa en relación a las aguas costeras (Tabla 6.1.7). En las especies comparadas en este estudio los mayores niveles se detectaron en las branquias de *Mugil cephalus* de la laguna de Guaymas, Sonora; lo cual implica que las branquias constituyen un sitio de acumulación de Mn.

En lo que concierne al Pb, existen registros para la mayoría de los peces provenientes de las aguas costeras de los Estados Unidos que indican que los niveles medios de este metal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo) fluctúan de 0.3 a 0.7 en el tejido muscular y de 0.2 a 0.6 en el hígado (Hall *et al.*, 1978). No obstante, existen diferencias geográficas muy marcadas entre los organismos provenientes de zonas con intensa actividad humana y los de zonas prístinas. Como ejemplo de lo anterior, Alley *et al.* (1974) detectaron 4.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Pb con base a peso húmedo en el músculo del pez *Clinocottus analis* recolectado en el área de Los Angeles, California, mientras que en aquellos especímenes de la isla Catalina, en el mismo estado, la concentración en el músculo fue de 0.6. Zhou *et al.* (1998) cuantificaron 11 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco en las branquias de *Tilapia mossambica*, el valor más elevado de este elemento entre las especies

comparadas. Esto nos indica que los organismos estudiados provienen de un ambiente altamente contaminado y que las branquias constituyen un sitio de acumulación preferencial de Pb en estos peces (Tabla 6.1.7).

Tabla 6.1.8. Concentraciones y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en dos especies de macrófagos provenientes de la laguna de Guaymas, Sonora recolectados en abril de 1998.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Cathorops fuerthii</i>	Músculo	0.42 ± 0.26	N. D.	11 ± 0.07	1.0 ± 0.2	1.73 ± 1.3	28 ± 0.65
<i>Cathorops fuerthii</i>	Vísceras	0.95 ± 0.09	24.7 ± 0.05	443 ± 1.6	15.6 ± 0.3	1.3 ± 0.03	2341 ± 15
<i>Cathorops fuerthii</i>	Branquias	0.26 ± 0.08	N. D.	141 ± 1.5	57 ± 0.8	1.4 ± 0.17	213 ± 6
<i>Seriola lalandi</i>	Branquias	0.31 ± 0.04	19.3 ± 0.6	748 ± 256	3.2 ± 0.6	1.9 ± 0.8	80 ± 0.05
<i>Seriola lalandi</i>	Músculo	0.65 ± 0.4	N. D.	0.83 ± 0.03	N. D.	1.41 ± 0.5	14.3 ± 0.3
<i>Seriola lalandi</i>	Vísceras	0.45 ± 0.07	3.1 ± 0.9	212 ± 71	2.1 ± 1.0	0.48 ± 0.03	95 ± 33
<i>Seriola lalandi</i>	Hígado	8.5 ± 2.5	27 ± 10	1175 ± 502	5.5 ± 0.17	3.3 ± 1.9	120 ± 12
Promedio branquias		0.29 ± 0.02	19.3 ± 0.6	444 ± 303	30.1 ± 27	1.7 ± 0.2	147 ± 66
Promedio músculo		0.54 ± 0.11	N. D.	5.92 ± 5	1.0 ± 0.2	1.57 ± 0.16	21.2 ± 6.8
Promedio vísceras		0.7 ± 0.2	14 ± 10.8	328 ± 116	8.9 ± 6.7	0.89 ± 0.4	1218 ± 1123
Promedio general		1.6 ± 2.8	18.5 ± 9.3	390 ± 402	13.7 ± 21.6	1.64 ± 0.8	413 ± 789

N. D., no disponible

El interés por la presencia del Zn en el ambiente se acentuó con la observación que hicieron los científicos Japoneses acerca de la fuerte acumulación del ^{65}Zn en el atún como producto de decaimiento radioactivo (Eisler, 1981). Las

concentraciones de Zn estable en los peces teleósteos en general y en otros vertebrados marinos son generalmente bajas (de 6 a 400 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en comparación con los invertebrados (Eisler, 1981). Como constituyente de más de 200 metaloenzimas y otros compuestos metabólicos, el Zn asegura la estabilidad de ciertas moléculas biológicas como el DNA, así como algunas estructuras biológicas como membranas y ribosomas (Vallee y Falchuk, 1993). Además, a través de 30 años de investigación se ha establecido que el Zn es un componente integral de numerosas proteínas funcionales a las cuales les confiere propiedades específicas en un amplio espectro de sistemas fisiológicos (Vallee y Falchuk, 1993).

En los peces, el Zn es considerado como un elemento esencial (Andres *et al.*, 2000) y sus niveles se caracterizan por presentar variaciones pequeñas dentro de una misma especie (Lucas *et al.*, 1970) como consecuencia del control fisiológico sobre este elemento (Ghazaly, 1992). No obstante, los niveles de Zn en el organismo se ven influenciados por una serie de factores bióticos y abióticos: duración de la exposición y, como consecuencia, la edad del pez y también la actividad metabólica del organismo (Andres *et al.*, 2000).

Entre los peces óseos existen sitios específicos para la acumulación de Zn como las vísceras y las gónadas (Eisler, 1981); aunque otros autores (*e. g.* Gupta y Sharma, 1994) consideran que la piel funciona como un buen receptor de este metal, seguida de las branquias, las vísceras y el tejido muscular.

Para los peces de diversas latitudes comparados en este estudio, las branquias acumularon los niveles de Zn más elevados (Tabla 6.1.7).

Los especímenes de tamaño pequeño se trabajaron como un organismo completo debido a la dificultad para realizar las disecciones; en el caso de aquellos organismos que se analizaron como tejidos por separado, se calcularon las concentraciones de los elementos para todo el organismo. Este cálculo es importante para intentar conocer la transferencia de los metales pesados por la vía trófica, puesto que en una cadena alimenticia, el consumidor ingiere la presa

completa sin hacer distinción entre tejidos, para esto se consideraron los porcentajes de los tejidos analizados con respecto al peso total del organismo (100 %) de tal manera que utilizando el valor de la concentración en cada tejido por separado fue posible estimar la concentración para el organismo completo (concentración nominal) (Tabla 6.1.9).

Las mayores concentraciones nominales fueron detectadas en el chihuil o bagre *Cathoropos fuerthii* (Cd, Pb y Zn) y en la lisa *Mugil cephalus* (Cu y Mn); en el caso del Fe el nivel más elevado se presentó en la anchoveta *Opisthonema libertate* (Tabla 6.1.9). Quizás los niveles más elevados de metales tengan relación directa con el sedimento al cual viven asociados (en el caso de el bagre y la lisa), particularmente con la fracción biodisponible.

Se calcularon los factores de concentración (FC) mediante tres grupos de datos: a) con los datos de concentración media de los metales analizados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en los sedimentos de la laguna de Guaymas (Cd 4.6 ± 0.8 , Cu 84.8 ± 46.3 , Fe $29\ 000 \pm 8000$, Mn 293 ± 66 , Pb 98.2 ± 37.1 , Zn 293 ± 144), área donde se recolectaron la mayoría de los organismos utilizados (Green-Ruiz, 2000); b) con los valores correspondientes a los productores primarios (macroalgas); y c) con las concentraciones presentadas en la tabla 5.1.9 de acuerdo a la siguiente relación (Szefer, 1998):

$$\text{FC} = C_1/C_2$$

donde C_1 es la concentración media del metal de interés en el organismo y C_2 es la concentración media del mismo metal en el agua de mar o el sedimento superficial. Los resultados se presentan en la Tabla 6.1.10. Si se analiza el significado de la relación entre las concentraciones medias de los organismos y las de los sedimentos circundantes, se puede hablar de una acumulación de un metal al obtener valores > 1 . Asimismo, los valores menores a la unidad son un reflejo de

que el metal no esta disponible para la biota y/o que el organismo es buen regulador de los niveles de metales pesados.

Tabla 6.1.9. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de metales pesados en diferentes peces recolectados en la laguna de Guaymas, Sonora

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Opisthonema libertate</i>	0.26 ± 0.02	4.52 ± 0.10	140 ± 8.0	6.24 ± 0.08	1.11 ± 0.03	60.6 ± 0.2
<i>Seriola lalandi</i>	0.37 ± 0.04	0.29 ± 0.05	16.7 ± 3.2	0.15 ± 0.01	1.13 ± 0.27	16.7 ± 0.6
<i>Cathorops fuerthii</i>	0.59 ± 0.12	2.66 ± 0.05	59.9 ± 0.2	3.58 ± 0.11	2.1 ± 0.4	282 ± 2.0
<i>Mugil cephalus</i>	0.17 ± 0.01	7.0 ± 0.1	35.2 ± 1.9	8.85 ± 0.05	0.82 ± 0.07	33.8 ± 0.8

Tabla 6.1.10. Valores del factor de concentración (FC) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en diferentes organismos de la laguna de Guaymas, Sonora. FC calculado tomando en cuenta la concentración de los metales en el agua (A) o en el sedimento (S).

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Ulva lactuca</i>	0.11	0.16	0.07	0.4	.003	0.13
<i>Gracilaria subsecundata</i>	0.06	0.17	0.06	0.19	.002	0.11
<i>Codium amplivesciculatum</i>	0.06	0.29	0.01	0.03	0.08	0.35
<i>Enteromorpha clathrata</i>	0.02	0.09	0.04	0.3	0.01	0.08
<i>Chione subrugosa</i>	0.08	0.12	0.003	0.02	.0005	0.31
<i>Opisthonema libertate</i>	0.06	0.05	0.005	0.02	0.01	0.2
<i>Seriola lalandi</i>	0.07	.003	0.0004	4.77	.008	0.05
<i>Cathorops fuerthii</i>	0.1	0.03	0.002	0.01	.017	0.96
<i>Mugil cephalus</i>	0.04	0.08	0.001	8.81	.007	0.11

A partir de los factores de concentración se puede apreciar que solamente el Mn fue acumulado con respecto al sedimento superficial (Tabla 6.1.10); esto implica una marcada afinidad de *Seriola lalandi* y *Mugil cephalus* por el Mn en comparación con el resto de los elementos analizados. De manera general, la tendencia en los factores de concentración para los diferentes metales pesados fue Mn>Zn>Cu>Cd>Fe>Pb. A partir de esta secuencia podemos decir que el conjunto de las especies estudiadas en la laguna de Guaymas, tiene una mayor capacidad para regular los niveles de Pb y Fe que el resto de los metales, o bien que la biodisponibilidad de esos elementos es menor.

Adicionalmente, se calculó el factor de transferencia (FT) de los elementos analizados utilizando la fórmula (Szefer, 1998):

$$FT = C_c/C_p$$

donde C_c es la concentración media del elemento en el consumidor y C_p es la concentración media del elemento en la presa.

Tabla 6.1.11. valores del factor de transferencia (FT) de metales pesados entre los organismos de diferentes niveles tróficos de la laguna de Guaymas, Sonora.

Especie	Nivel trófico	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Chione subrugosa</i>	Consumidor primario	1.19	0.72	0.07	0.07	0.01	1.8
<i>Opisthonema libertate</i>	Consumidor primario	0.9	0.3	0.1	0.07	0.44	1.19
<i>Mugil cephalus</i>	Consumidor primario	0.58	0.47	0.02	0.09	0.29	0.66
<i>Seriola lalandi</i>	Consumidor secundario	1.43	0.04	0.15	0.01	0.9	0.34
<i>Cathorops fuerthii</i>	Consumidor secundario	2.04	0.45	0.66	0.45	1.7	5.9

En virtud de que los organismos ingieren alimentos de diferente naturaleza, no es posible afirmar de manera tajante cual es su fuente principal de energía. Para efectos de intentar reconocer un patrón en el comportamiento de los metales pesados en los diferentes niveles tróficos, se calculó el factor de transferencia (FT)

considerando únicamente el nivel trófico de los organismos sin tener la certeza que los representantes de determinado nivel trófico sean el alimento de los organismos del siguiente nivel.

Analizando el factor de transferencia de los diversos consumidores analizados de la laguna de Guaymas, se observó que solamente para el caso del Cd, del Pb y del Zn hubo un proceso de biomagnificación ($FT > 1$, Tabla 6.1.11). Los factores de transferencia generalmente alcanzan valores menores a 1, lo cual significa que a pesar de las concentraciones elevadas de algunos metales en el riñón e hígado de algunos depredadores, no existe una biomagnificación de metales pesados en niveles tróficos sucesivos (Szefer, 1991).

Para visualizar el comportamiento de las concentraciones de metales pesados en la totalidad de los organismos analizados, se presentan las concentraciones medias para los diferentes niveles tróficos (Figura 6.1.1.). De los seis metales pesados analizados, el Cd y el Zn mostraron una tendencia a aumentar su concentración de acuerdo al nivel trófico. Los niveles de Cd fueron casi 4 veces más elevados en *Cathorops fuerthii* (consumidor secundario) en comparación con *Enteromorpha clathrata* (productor primario). La información publicada en relación con el comportamiento de los metales pesados en función de los niveles tróficos es escasa. Los trabajos existentes fueron realizados en ecosistemas templados (Riisgard y Hansen, 1990; Dietz *et al.*, 2000; Bargagli *et al.*, 1998). Dietz *et al.* (2000) encontraron patrones similares de biomagnificación con Cd, Hg y Se en ecosistemas dulceacuícolas y marinos. Para el caso del Zn, la tendencia al aumento de la concentración en función del nivel trófico no fue tan notoria (Figura 6.1.1).

En los productores primarios, las concentraciones de Cr, Cu, Fe, Mn y Pb fueron muy variables, lo cual indica que estos organismos presentan diferentes capacidades para acumular metales en sus tejidos (Figura 6.1.1). Esta variabilidad en las concentraciones de metales pesados puede tener implicaciones importantes cuando se comparan con los niveles de metales en organismos de otro nivel trófico, pues dependiendo del productor y del consumidor que se comparen, será

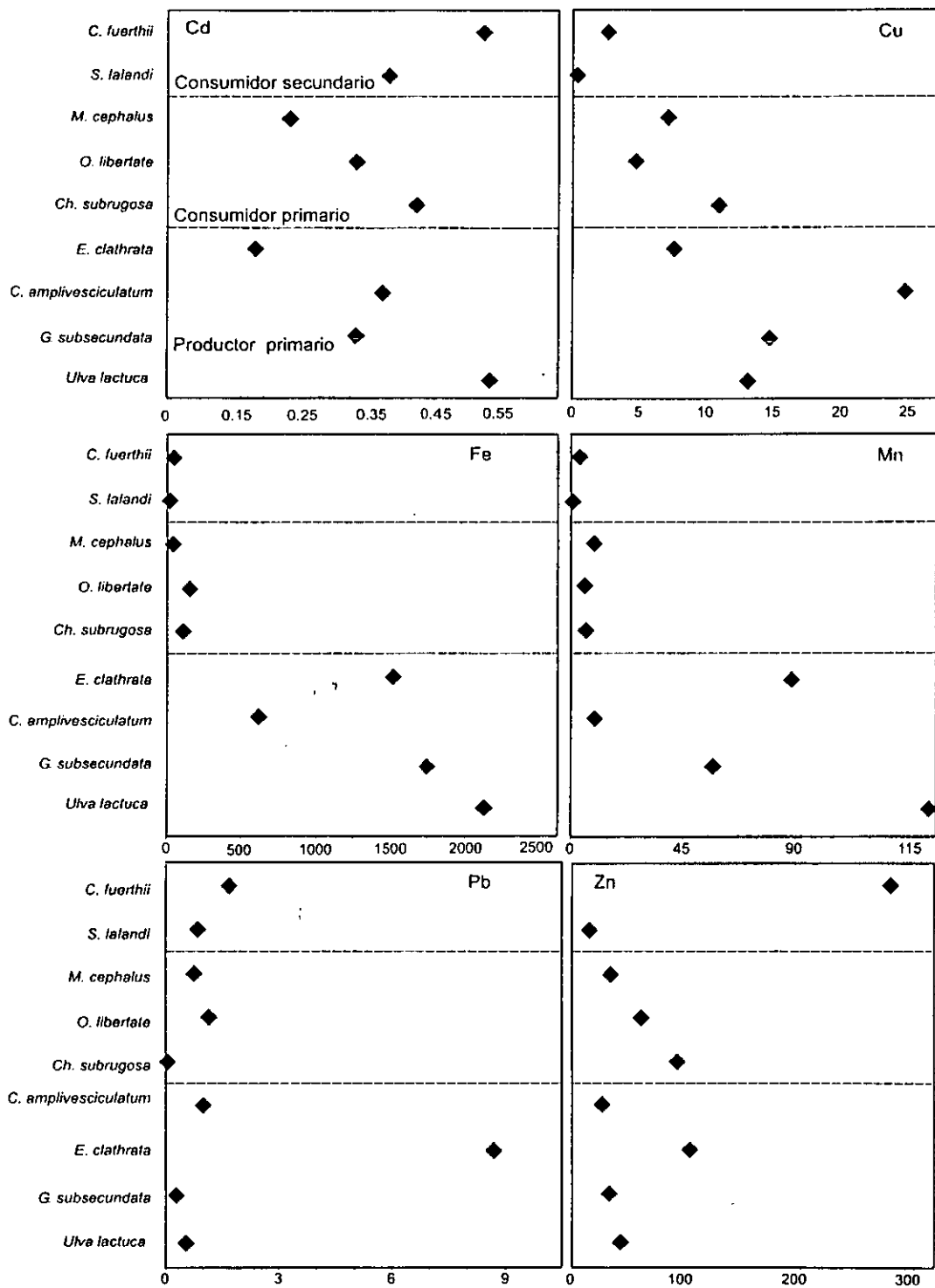


Figura. 6.1.1. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en organismos de diferentes niveles tróficos de la laguna de Guaymas, Sonora.

el grado de biomagnificación. En el caso del Zn en los productores primarios, la variación fue menor, quizás esto tenga relación con el carácter esencial de este metal, de manera que sus niveles estén regulados homeostáticamente.

En los consumidores primarios y secundarios los metales que presentaron menor variabilidad fueron el Fe y el Mn (Figura 6.1.1), quizás como consecuencia de la capacidad reguladora de los niveles de estos metales pesados por los consumidores

6.2 Niveles y distribución de metales pesados en organismos provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa

En esta sección se presentan los resultados de la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en organismos de diferentes niveles tróficos provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

La lista de las especies recolectadas se presenta en la tabla 6.2.1 e incluye representantes de diferentes niveles tróficos.

En los sistemas ecológicos se utiliza comúnmente el nivel trófico como el grado de agregación entre especies: las plantas se agrupan juntas, los herbívoros forman otro grupo, los carnívoros otro grupo, y así sucesivamente (Hall y Day, 1977). En una cadena trófica determinada, el número de eslabones no puede ser muy elevado. Típicamente el número de especies entre la base y la cima de la cadena es de tres ó cuatro; y seis especies o niveles son muy raros (Pimm y Kitching, 1987). Es importante considerar que es prácticamente imposible asignar varias especies a algún nivel trófico fijo, en virtud de que las diferentes especies se alimentan de organismos que corresponden a más de un nivel trófico.

Productores primarios

En la tabla 6.2.2 se presentan las concentraciones y la distribución de los metales pesados analizados en los diferentes productores primarios provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Tabla 6.2.1. Organismos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Grupo	Especie	Nivel trófico	Fecha de recolección	de
Fitoplancton	<i>Coscinodiscus centralis</i>	Productor primario	22-feb-99	
Macroalgas	<i>Gracilaria sp.</i> y <i>Polysiphonia sp.</i>	Productor primario	7-dic-98	
Mangles	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia germinans</i> y <i>Laguncularia racemosa</i>	Productor primario	7-dic-98	
Ostiones	<i>Crassostrea corteziensis</i>	Consumidor primario	10-dic-98	
Balanos	<i>Balanus eburneus</i>	Consumidor primario	9-dic-98	
Camarones	<i>Litopenaeus stylirostris</i> , <i>Litopenaeus vannamei</i> , <i>Farfantepenaeus californiensis</i> , <i>F. brevirostris</i> y <i>Xiphopenaeus riveti</i>	Consumidor primario	10-dic-98 al 22-ene-99	
Peces	<i>Mugil cephalus</i>	Consumidor primario	9-dic-98 al 22-ene-99	
Aves	<i>Dendrocygna bicolor</i> , <i>D. autumnalis</i>	Consumidor primario	16-mar-2000	
Zooplancton	<i>Sagitta enflata</i>	Consumidor secundario	22-feb-99	
Peces	<i>Lutjanus colorado</i> y <i>Cynoscion xanthulus</i> , <i>Galeichthys peruvianus</i>	Consumidor secundario	11-dic-98 al 22-ene-99	
Aves	<i>Fulica americana</i> , <i>Charadrius vociferus</i> , <i>Anas cyanoptera</i> , <i>Recurvirostra americana</i> , <i>Himantopus mexicanus</i> , <i>Plegadis chihi</i> , <i>Oxyura jamaicensis</i> y <i>Aythya affinis</i>	Consumidor secundario	23-febrero al 16-mar-2000	
Tiburones	<i>Carcharhinus leucas</i> y <i>Sphyrna lewini</i>	Consumidor terciario	11-dic-98	
Aves	<i>Pelecanus occidentalis</i> , <i>Phalacrocorax olivaceus</i> , <i>Bubulcus ibis</i> y <i>Casmerodius albus</i>	Consumidor terciario	11-feb al 16-mar-2000	

De manera general, hubo una mayor acumulación de Cu, Mn, Pb y Zn en *Coscinodiscus centralis*; mientras que en *Polysiphonia sp.* se encontraron los niveles más elevados de Cd y Fe (Tabla 6.2.2). Si se consideran solamente las concentraciones medias de los diferentes metales pesados para todos los productores primarios, se obtiene el siguiente orden en las concentraciones: Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd. Desde el punto de vista biológico este orden constituye un aspecto relevante acerca de la relación entre los niveles de los metales esenciales y el metabolismo de los vegetales.

Tabla 6.2.2. Niveles y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn Pb y Zn (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en diversos productores primarios provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa recolectados entre diciembre de 1998 y febrero de 1999.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Coscinodiscus</i>	organismo	0.27 ±	30 ± 0.5	889 ± 18	289 ± 13	23 ± 0.3	117 ±
<i>centralis</i>	completo	0.06					3.2
<i>Gracilaria sp.</i>	organismo	0.23 ±	9.3 ±	503 ±	29 ± 0.1	4.9 ±	36 ± 2.1
	completo	0.01	0.1	315		0.4	
<i>Polysiphonia sp.</i>	organismo	0.87 ±	14.4 ±	2254 ±	49 ± 46	3.1 ±	34 ± 2.8
	completo	0.30	0.2	63		0.6	
<i>Rhizophora</i>	ramas	0.58 ±	3.0 ±	41 ± 13	46 ± 39	0.9 ±	10 ± 1.6
<i>mangle</i>		0.30	0.1			0.4	
<i>Rhizophora</i>	hojas	0.17 ±	7.4 ±	112 ± 49	28 ± 19	2.0 ±	8.7 ±
<i>mangle</i>		0.04	0.1			1.7	1.3
<i>Avicennia</i>	ramas	0.12 ±	18.1 ±	77 ± 2.1	11 ± 0.5	0.4 ±	11 ± 0.3
<i>germinans</i>		0.00	0.1			0.0	
<i>Avicennia</i>	hojas	0.10 ±	4.6 ±	171 ±	64 ± 0.6	2.2 ±	21 ± 0.2
<i>germinans</i>		0.01	0.0	0.4		1.3	
<i>Laguncularia</i>	ramas	0.29 ±	5.0 ±	29 ± 2.2	106 ±	0.4 ±	11 ± 0.4
<i>racemosa</i>		0.10	0.1		0.4	0.1	
<i>Laguncularia</i>	hojas	0.25 ±	2.3 ±	97 ± 1.8	28 ± 0.5	0.94 ±	15 ± 0.6
<i>racemosa</i>		0.10	0.2			0.5	

Para entender la acumulación, los efectos y la transferencia trófica de los metales en los ecosistemas, se requiere conocer el comportamiento de estos elementos a diferentes niveles de organización biológica. Es muy importante considerar la absorción de este tipo de elementos en los productores primarios, ya que constituyen el punto de partida de una cadena trófica (Sunda y Huntsman, 1998).

Los metales pesados son de interés para el ambiente como nutrientes limitantes (Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo y Ni) y como contaminantes. Entre los metales considerados como tóxicos se incluyen al Cd, Hg, Ag, Pb, Sn y Cr, aunque varios

de los metales que funcionan como nutrientes, en especial Zn, Cu y Ni, también pueden actuar como contaminantes a concentraciones elevadas (Sunda y Huntsman, 1998). Los metales tóxicos típicamente ingresan a las células a través de los sistemas de transporte de los elementos que actúan como nutrientes; la toxicidad generalmente se presenta cuando los metales tóxicos desplazan de su sitio metabólico a aquellos que funcionan como nutrientes (Sunda y Huntsman, 1998).

Recientemente se ha demostrado que la bioacumulación de metales pesados en el fitoplancton puede verse afectada por un enriquecimiento de nutrientes (Rijstenbil *et al.*, 1998). Lo anterior es un factor importante de considerar cuando se quiere interpretar información proveniente de florecimientos algales relacionados con procesos de eutroficación asociados a actividades humanas. En este sentido, Wang y Dei (2001) han considerado que en muchas aguas costeras, la creciente eutroficación, relacionada con las actividades antropogénicas ha perturbado grandemente la comunidad fitoplanctónica.

Los niveles encontrados en este estudio fueron elevados para el caso del Mn y el Zn en comparación con otros productores primarios recolectados en sitios no impactados (Tabla 6.2.3); quizás se presente un efecto antagónico entre el Mn y otros metales. Se conoce de ciertas interacciones competitivas entre diversos metales presentes en el fitoplancton, como es el caso del Mn-Cu, Mn-Zn, Mn-Cd, Zn-Cu (Rueter y Morel, 1982).

En algunos estudios se ha demostrado que el fitoplancton puede contrarrestar los efectos de un exceso de metales al producir compuestos intracelulares o extracelulares con los cuales se unan estos metales (*e. g.* fitoquelatinas) (Ahner *et al.*, 1995; Ahner y Morel, 1995; Moffett y Brand, 1996

En lo concerniente a las macroalgas, no se pudo lograr una identificación a nivel de especie. Se sabe que un factor que puede influir sobre las variaciones de los niveles de ciertos elementos es la especie de la cual se trate. Para las macroalgas del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, los metales

acumulados en niveles más fueron el Fe, el Mn y el Zn. Páez *et al.* (2000) detectaron niveles elevados de Mn, Cu y Fe en *Enteromorpha linza* y *Spyridia filamentosa* recolectadas en las lagunas de Yavaros, Sonora y Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa; se cree que los niveles encontrados están relacionados con la presencia de residuos de fertilizantes y plaguicidas (*e. g.* el Manzate que contiene Mn y el Cupravit que contiene Cu).

En otro estudio llevado a cabo en un sitio no perturbado (bahía de Loreto, B. C. S.) Sánchez-Rodríguez *et al.* (en prensa) se cuantificaron niveles altos de Ca, Fe y Ni en *Gracilaria pachidermatica*. Las macroalgas poseen atributos que deben considerarse para incluirlas en cualquier programa de biomonitorio de metales pesados, aun cuando se presentan algunos problemas para monitorear la disponibilidad de ciertos metales en particular (Rainbow y Phillips, 1993). Una de las características importantes de las macroalgas es su capacidad para acumular metales disueltos (Phillips, 1977). Existen variaciones en relación a la presencia de estos elementos en las fracciones soluble y particulada del agua. Por ejemplo, el Zn y el Cd generalmente se encuentran en la fracción soluble, mientras que el Fe y el Pb están principalmente asociados al material particulado (Boyden y Romeril, 1974). Adicionalmente, se presentan variaciones estacionales en las concentraciones de metales pesados en las macroalgas; Bryan y Hummerstone (1973) encontraron fluctuaciones estacionales en el contenido de Zn, Fe, Al y Mn en *Fucus vesiculosus*.

Con fines de comparación, se presentan algunos valores de concentración de metales pesados en macroalgas rodofitas provenientes de cuerpos de agua costeros tropicales y subtropicales (Tabla 6.2.3).

Las concentraciones de Cd y de Mn no estuvieron disponibles en algunos de los trabajos que se compararon; sin embargo es posible ver valores mayores en las macroalgas provenientes de Ceuta, Sinaloa. En relación al Cu y el Pb los niveles más elevados se detectaron en *Laurencia papillosa* de Santa Fe, Cuba. El Fe se detectó en mayor grado en *Gracilaria pachidermatica* de la bahía de Loreto en B.

C. S. El Zn se cuantificó en mayor grado en *Wurdemannia miniata* de la bahía de Cuba. De manera general, el patrón de concentraciones para este estudio fue Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd, mientras que para el resto de los lugares que se comparan se observó una tendencia Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd. En ambos casos, los mayores niveles correspondieron al Fe mientras que las concentraciones más bajas fueron de Cd (Tabla 6.2.3). Se sabe que el Cd no tiene una función biológica en los organismos; quizás su presencia en Altata-Ensenada del Pabellón se relaciona con una alta biodisponibilidad como consecuencia del enriquecimiento natural asociado a procesos de surgencia (Segovia-Zavala *et al.*, 1998).

Tabla 6.2.3. Concentraciones de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en diversas especies de rodofitas tropicales y subtropicales.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Sitio	Referencia
<i>Laurencia papillosa</i>	N. D.	28.1	408	46.2	8	55.4	Santa Fe, Cuba	Ramírez <i>et al.</i> (1990)
<i>Wurdemannia miniata</i>	N. D.	16.3	1124	20.4	7.6	56.9	Bahía de Cuba	Ramírez <i>et al.</i> (1990)
<i>Gracilaria pachidermatica</i>	N. D.	N. D.	4500	N. D.	N. D.	21	Bahía de Loreto, B. C. S.	Sánchez <i>et al.</i> (en prensa)
<i>Gracilaria subsecundata</i>	1.6	4.5	607	163	N. D.	20	Ceuta, Sin.	Páez-Osuna <i>et al.</i> (2000)
<i>Polysiphonia sp.</i>	0.87	14.4	2254	49	3.1	34	Altata, Sin.	Este trabajo
<i>Gracilaria sp.</i>	0.23	9.35	503	29.5	4.9	36.7	Altata, Sin.	Este trabajo

N. D., no disponible

Por otro lado, se sabe que el Fe es requerido para el crecimiento normal de la vegetación marina (Lewin y Chen, 1971). Adicionalmente, la mayoría de las algas poseen la habilidad de acumular el Fe del ambiente circundante (Eisler, 1981).

Otro grupo de productores primarios de gran importancia en los ecosistemas tropicales costeros lo constituyen los mangles. Desgraciadamente, los estudios relacionados con la presencia y distribución de metales pesados en estos organismos son escasos. De manera general, el patrón de concentración observado en este estudio fue Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd. Si se comparan las medias de las concentraciones de los diferentes metales en las ramas y las hojas (agrupando las tres especies de mangles estudiadas), las concentraciones más elevadas de Cd, Cu, Mn y Pb se detectaron en las ramas, mientras que en las hojas el Pb y el Zn fueron detectados en mayor grado (Tabla 6.2.2). Si se realiza una comparación entre las tres especies vegetales, se observa que en *Rhizophora mangle* se cuantificaron niveles más altos de Cd y Pb, en *Avicennia germinans* de Cu, Fe y Zn y en *Laguncularia racemosa* de Mn (Tabla 6.2.2).

Se ha documentado que algunas especies de mangles presentan concentraciones elevadas de Fe y Mn en sus tejidos; sin embargo los efectos tóxicos que pudieran presentarse son reducidos debido a la acción de sustancias quelantes que poseen estas plantas (Untawale *et al.*, 1980). En el caso particular del Zn, se ha encontrado que por ser un elemento esencial para las plantas, éste tiende a acumularse en mayor grado en las hojas (Baker y Walker, 1990).

En la costa sureste de Brasil, tres especies de mangles (*Rhizophora mangle*, *Avicennia shaveriana* y *Laguncularia racemosa*) fueron estudiadas. Se encontró el siguiente orden de concentración de los metales analizados en las hojas: Na>K>Mg>Ca>Fe>Mn>Zn>Cu>Pb (Lacerda *et al.*, 1986). Como se puede apreciar, el orden de las concentraciones de metales pesados fue similar al encontrado en las especies utilizadas en este estudio.

Consumidores primarios

En lo concerniente a los consumidores primarios, se recolectaron muestras de diferentes representantes de este nivel trófico: moluscos, crustáceos, peces y aves.

En el caso de los moluscos, se cuantificaron los niveles de metales pesados en el tejido blando de *Crassostrea corteziensis* (Tabla 6.2.4). El orden en las concentraciones de los diferentes metales fue Zn>Cu>Fe>Mn>Cd>Pb. Se observa que los elementos con mayor acumulación corresponden a los llamados metales pesados esenciales, es decir, aquellos que cumplen una función dentro del organismo. Por otro lado, los metales detectados en menor grado fueron los metales que no cumplen ninguna función dentro del organismo como es el caso del Cd y Pb.

Los moluscos bivalvos son conocidos por su capacidad para acumular ciertos metales pesados sustraídos del ambiente (Romeril, 1979). Es necesario tomar en cuenta ciertas variables inherentes a los organismos (talla, peso, grado de madurez) así como otras de índole abiótica (temperatura del agua, época del año, salinidad) cuando se quiere interpretar información proveniente de este tipo de organismos. Frías-Espéricueta *et al.* (1994) encontraron concentraciones máximas de Pb en el tejido blando de *Crassostrea iridescens* al concluir la etapa de desove de esta especie; estos autores asociaron la presencia de estos niveles con el aporte del elemento ocasionado por las lluvias durante el periodo de muestreo.

En otro estudio con el ostión *Saccostrea echinata*, Denton y Burdon-Jones (1981) consideraron los efectos de la temperatura y de la salinidad sobre la acumulación de Hg, Cd y Pb en condiciones de laboratorio; concluyeron que la temperatura tiene poca influencia sobre la acumulación de Pb en los ostiones, mientras que hay un efecto pronunciado en la absorción de Cd y Hg a salinidades bajas.

Tabla 6.2.4. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en diversos consumidores primarios provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Crassostrea corteziensis</i>	tejido blando	7.2 ±	276 ±	271 ±	21.6 ±	3.4 ±	1420 ±
		2.8	21	10	0.2	2.0	109
<i>Balanus eburneus</i>	tejido blando	1.1 ±	27.8 ±	932 ±	12.0 ±	2.1 ±	1210 ±
		0.1	0.5	15	1.0	0.7	28
<i>Mugil cephalus</i>	músculo	0.3 ±	3.4 ±	16.2 ±	1.0 ±	1.0 ±	18.4 ±
		0.3	0.9	5.3	0.3	0.3	0.9
<i>Mugil cephalus</i>	vísceras	0.67 ±	14.3 ±	493 ±	33.9 ±	1.8 ±	105 ±
		0.4	11	160	6.8	1.1	16
<i>Mugil cephalus</i>	branquias	0.03 ±	4.0 ±	356 ±	42.7 ±	2.4 ±	83 ±
		0.01	3.1	61	34	0.9	9.1
<i>Mugil cephalus</i>	hígado	0.73 ±	535 ±	606 ±	9.4 ±	3.7 ±	122 ±
		0.1	29	274	4.4	2.0	39

Para el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, existen estudios previos con *C. corteziensis*. Páez-Osuna *et al.*, (1993) cuantificaron los niveles de siete metales pesados en la misma especie y concluyeron que los organismos estaban moderadamente contaminados con Cu y Zn, especialmente aquellos provenientes de la boca del cuerpo lagunar. Con fines comparativos, se presentan los niveles de algunos metales pesados en *Crassostrea corteziensis* de diversos lugares (Tabla 6.2.5).

Con excepción del Cd, todos los metales que se comparan en la tabla 6.2.5 fueron detectados en concentraciones más elevadas en los ostiones provenientes del sistema Altata-Ensenada del Pabellón (este estudio). Quizás estos valores reflejan de manera indirecta una tendencia al aumento en los aporte principales de metales pesados al cuerpo de agua como son las aguas negras provenientes de la ciudad de Culiacán, Sinaloa y la agricultura tecnificada donde se utilizan gran cantidad de plaguicidas. Sin embargo, si se comparan las concentraciones medias de los metales pesados analizados en *Crassostrea corteziensis* en 1993 con los de

este estudio no se observan diferencias significativas ($p < 0.05$) para ninguno de los elementos comparados.

Tabla 6.2.5. Concentraciones medias de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en el tejido blando de *Crassostrea corteziensis* proveniente de tres lagunas del Pacífico mexicano.

Lugar	Cd	Cu	Fe	Mn	Zn	Referencia
Laguna del estero de Uriás, Sinaloa	1.1	55	181	16.5	1328	Páez y Marmolejo (1990)
Laguna de Navachiste, Sinaloa	10.3	67	232	7.2	509	Páez-Osuna <i>et al.</i> (1991)
Sistema lagunar Altata-Ensenada Pabellón, Sinaloa	3.9	147	139	13.6	727	Páez-Osuna <i>et al.</i> (1993)
Sistema lagunar Altata-Ensenada Pabellón, Sinaloa	7.2	276	271	21.6	1420	Este estudio

En cuanto a los balanos, se recolectó solamente una especie (*Balanus eburneus*). Las concentraciones de los metales pesados analizados en el tejido blando se presentan en la tabla 6.2.4. Se observó el siguiente patrón de concentraciones: $\text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Cd}$.

Los balanos son considerados como excelentes biomonitores de metales pesados (véase Walker *et al.*, 1975; Phillips y Rainbow, 1988; Powell y White, 1990) y algunas especies exhiben una amplia distribución geográfica. De hecho existen tres especies (*Balanus amphitrite*, *Tetraclita squamosa* y *Capitulum mitella*) que han sido utilizadas como biomonitores en Hong Kong (Rainbow y Smith, 1992), y dada su distribución en el Indo Pacífico, se les reconoce como potenciales biomonitores en ambientes tropicales y subtropicales (Phillips y Rainbow, 1988).

Para las costas del Pacífico mexicano existen pocos estudios de biomonitorio de metales pesados con balanos. Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna (1998) monitorearon los niveles de diversos metales pesados en el puerto de Mazatlán

utilizando tres especies de balanos (*Fistulobalanus dentivarians*, *Balanus eburneus* y *Megabalanus coccopoma*). Los niveles más elevados correspondieron al Zn, seguido por el Fe en las tres especies.

Páez-Osuna *et al.* (1999) midieron las concentraciones de algunos metales pesados en diversas especies de balanos distribuidas entre Guaymas, Sonora y Puerto Vallarta, Jalisco. Los niveles más elevados correspondieron al Zn y el Mn. Los peces utilizados en este estudio comprendieron varias familias, en esta sección se discuten únicamente las concentraciones correspondientes a *Mugil cephalus*, la cual se considera como consumidor primario (Tabla 6.2.4). Con excepción del Mn, que se acumuló más en las branquias de *Mugil cephalus*, el resto de los metales se detectaron en niveles más elevados en el hígado. Se sabe que los diferentes metales pesados presentan preferencias de acumulación por los diferentes tejidos de los peces. Generalmente las concentraciones son mayores en aquellos tejidos que contienen sitios activos donde se acumulan preferentemente ciertos elementos. A nivel de especie, es posible encontrar diferencias en las concentraciones de elementos a partir de variaciones fisiológicas en los peces, las cuales a su vez influyen en las tasas de absorción y eliminación de los elementos (Eisler, 1981). Esta tendencia de los metales pesados para concentrarse en ciertos órganos de las especies marinas influye sobre su toxicidad y constituye un riesgo para la biota marina y el hombre (Watling, 1983). La investigación sobre la cinética de los contaminantes en los peces se ha extendido en comparación con otros grupos de organismos. La razón principal es, indudablemente, la importancia económica que representan los peces para el hombre (Phillips, 1980).

El alimento constituye una fuente importante de ingreso de metales pesados a los peces; sin embargo hay otras vías de ingreso que deben considerarse, como la de las branquias durante el intercambio iónico y gaseoso. En este sentido, se considera que el Cd ingresa al organismo a través de las branquias pero el contenido que se absorbe en el estómago es indudablemente más importante (González *et al.*, 1998).

El Cu, el Mn y el Zn son considerados como metales esenciales para los mamíferos y para los peces; por lo tanto sus concentraciones presentan pequeñas variaciones al estar sujetas a un balance fisiológico (Ghazaly, 1992).

El Fe es otro elemento considerado como esencial en los peces marinos. Se localiza principalmente en las vísceras y también en aquellos tejidos altamente vascularizados como las branquias y el hígado (Eisler, 1981).

El Pb, no se utiliza para realizar función alguna dentro de los peces óseos, por lo que sus niveles son más bien bajos. Se estima que los valores medios de Pb (en $\mu\text{g g}^{-1}$ de peso fresco) van de 0.3 a 0.7 en el músculo y de 0.2 a 0.6 en el hígado. Si se toma en cuenta el contenido de humedad (aproximadamente 80%), los valores registrados para *Mugil cephalus* del sistema lagunar Alata-Ensenada del Pabellón caen dentro del referido intervalo (Tabla 6.2.4).

Aunque se sabe que la dieta de muchas especies de camarones peneidos presenta cambios significativos en función de la edad (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 1995), se incluye a este grupo entre los consumidores primarios del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón. Se recolectaron organismos pertenecientes a 5 especies de la familia Penaeidae; que fueron separadas por sexos y tejidos (Tabla 6.2.6).

Un aspecto muy importante de considerar es la forma en como ingresa el metal al cuerpo del organismo. En el caso de los crustáceos hay varios mecanismos propuestos, los cuales se pueden agrupar en tres tipos. a) por la vía cutánea, b) por la vía alimenticia, y c) a través de las branquias (Simkiss y Taylor, 1989).

En *Litopenaeus stylirostris* la comparación estadística (prueba t de Student; $p < 0.05$) de las concentraciones medias entre los dos sexos resultó como sigue: en el músculo los niveles de Mn fueron significativamente más elevados en los machos, mientras que en el caso del Pb se presentó una tendencia inversa; en el hepatopáncreas el Fe y el Mn se detectaron en mayor concentración en los machos, y en el caso del Zn los niveles fueron mayores en las hembras; en el

exoesqueleto solo el Cd se cuantificó en niveles significativamente mayores en las hembras. En *Litopenaeus vannamei* las concentraciones medias de los metales pesados analizados fueron: en el músculo el Cd y el Fe fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) en los machos, el Zn se detectó en mayor grado en las hembras; en el hepatopáncreas Cd, Cu y Zn se detectaron más en los machos y el Fe en las hembras; en el exoesqueleto solo la concentración de Cu fue significativamente más elevada en las hembras. (Tabla 6.2.6).

En *Farfantepenaeus californiensis* la comparación de las concentraciones medias indicó que en el músculo el Fe se detectó en niveles significativamente mayores en los machos; en el hepatopáncreas los niveles de Cd, Cu y Zn fueron más elevados en las hembras, y solo el Mn fue detectado en concentraciones mayores en los machos; en el exoesqueleto la concentración de Mn fue más elevada en los machos. En *Farfantepenaeus brevis* la comparación de los niveles medios de cada metal indicó que en el músculo el Cd y el Cu fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) en las hembras; en el caso del Pb los machos acumularon mayores niveles; en el hepatopáncreas el Cu se detectó en mayor grado en los machos y el Pb en las hembras; en el exoesqueleto las hembras acumularon más Cd y los machos más Cu y Pb. En *Xiphopenaeus riveti* la comparación dió como resultado que el Cu y el Pb se acumularon en niveles significativamente más elevados ($p < 0.05$) en el músculo de los machos; en el caso del hepatopáncreas solo el Cu se acumuló en mayor grado en las hembras (Tabla 6.2.6).

Entre los invertebrados, el grupo de los crustáceos es uno de los más estudiados en lo relacionado con los metales pesados (Eisler, 1981); sin embargo para las especies tropicales los datos son más bien escasos. Desde el punto de vista comercial, varias especies de camarones peneidos son importantes; tal es el caso de *L. vannamei*, el cual se captura tanto en lagunas costeras como en aguas oceánicas. Las cifras para las pesquerías en mar abierto muestran que *L. vannamei* contribuye con un 90% de las capturas para la época de lluvias (Chapa y Soto,

1969); además, las capturas de esta especie y de *L. stylirostris* constituyen el 62 % de la exportación total de camarón mexicano a los Estados Unidos (OGP, 1990).

Existen varios factores que afectan la concentración de diversos metales pesados en los camarones; la edad, el sitio de muestreo y el sexo son algunos de ellos (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 1995b). Otro aspecto importante de considerar en estos organismos es la dieta. En varias especies de camarones el tipo de alimento cambia de manera significativa de acuerdo a la edad. Lo anterior puede deberse a dos razones principales: por un lado, el cambio de hábitat al crecer, y por otro lado a la sustitución de una dieta herbívora en etapas juveniles hacia una dieta predominantemente carnívora en su etapa adulta (Dall *et al.*, 1990).

Con fines comparativos, se presentan las concentraciones de diversos metales pesados en el tejido muscular de varias especies de camarones de diversos lugares (Tabla 6.2.7). Para todas las especies comparadas, el Zn y el Fe fueron los elementos que se acumularon en niveles más elevados mientras que el Pb y el Cd se detectaron en menores concentraciones. Se sabe que entre los diferentes tejidos de los camarones el Cd presenta sus valores más bajos en el músculo. En lo que concierne al Pb, se han realizado estudios con Pb ²¹⁰ y los niveles más bajos fueron encontrados en el tejido muscular; mientras que en el exoesqueleto se acumula la mayor parte de este elemento en los crustáceos (Eisler, 1981).

Tabla 6.2.6. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en camarones de diversas especies (*Litopenaeus stylirostris*, *Litopenaeus vannamei*, *Farfantepenaeus californiensis*, *F. brevisrostris* y *Xiphopenaeus riveti*) provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>L. stylirostris M</i>	músculo	0.6 ±	19.7 ±	56.5 ±	1.2 ±	0.5 ±	58.5 ±
		0.5	1.3	23	0.05	0.01	2.9
<i>L. stylirostris M</i>	hepatopáncreas	4.2 ±	448 ±	172 ±	9.6 ±	1.4 ±	104 ±
		0.9	2.6	9.1	0.1	1.0	3.0
<i>L. stylirostris M</i>	exoesqueleto	.03 ±	53.6 ±	66.8 ±	11.3 ±	2.4 ±	38.4 ±
		0.01	9.4	27	1.2	1.0	6.0
<i>L. stylirostris H</i>	músculo	0.3 ±	19.3 ±	76 ±	0.4 ±	1.2 ±	62.8 ±
		0.02	0.4	5.5	0.1	0.3	4.2
<i>L. stylirostris H</i>	hepatopáncreas	2.0 ±	447 ±	104 ±	7.4 ±	1.8 ±	118 ±
		1.3	1.5	26	0.1	0.5	0.2
<i>L. stylirostris H</i>	exoesqueleto	0.1 ±	56.1 ±	67.9 ±	9.8 ±	2.1 ±	37.5 ±
		0.04	13	32	2.2	0.9	6.5
<i>L. vannamei M</i>	músculo	5.4 ±	13.1 ±	91.4 ±	2.5 ±	0.4 ±	52.6 ±
		0.1	0.2	4.6	0.1	0.03	0.1
<i>L. vannamei M</i>	hepatopáncreas	12.1 ±	624 ±	280 ±	14.1 ±	2.2 ±	145 ±
		1.4	0.3	37	2.6	1.5	1.7
<i>L. vannamei M</i>	exoesqueleto	1.6 ±	37.8 ±	42.7 ±	14.8 ±	2.5 ±	23.7 ±
		1.4	2.6	14	0.4	1.9	3.3
<i>L. vannamei H</i>	músculo	0.8 ±	18.5 ±	68.9 ±	2.1 ±	0.6 ±	53.5 ±
		0.3	0.1	6.2	0.2	0.3	0.3
<i>L. vannamei H</i>	hepatopáncreas	5.9 ±	504 ±	389 ±	16.5 ±	1.5 ±	115 ±
		0.3	1.9	32	1.1	0.2	0.1
<i>L. vannamei H</i>	exoesqueleto	0.6 ±	46.3 ±	58.9 ±	15.5 ±	3.7	26.1 ±
		0.2	0.2	4.5	0.1	±1.4	0.1
<i>F. californiensis M</i>	músculo	1.8 ±	16.9 ±	69.7 ±	1.45 ±	1.1 ±	42.9 ±
		0.7	0.1	7.0	0.1	0.2	1.4
<i>F. californiensis M</i>	hepatopáncreas	6.7 ±	199 ±	N. D.	17.2 ±	0.9 ±	132 ±
		0.8	2.1		0.4	0.2	1.2
<i>F. californiensis M</i>	exoesqueleto	4.4 ±	53.7 ±	35.4	26 ±	7.5 ±	34 ±
		3.4	4.0	±9.9	2.1	1.0	3.6
<i>F. californiensis H</i>	músculo	7.9 ±	17.6 ±	35.5 ±	1.8 ±	0.5 ±	52.2 ±
		6.6	1.3	11	0.4	0.1	6.2
<i>F. californiensis H</i>	hepatopáncreas	30.5 ±	324 ±	297 ±	9.6 ±	1.4 ±	211 ±
		19	44	24	1.0	0.3	25
<i>F. californiensis H</i>	exoesqueleto	1.2 ±	50.7 ±	46.7 ±	14.7 ±	4.5 ±	31.7 ±
		0.1	1.8	25	0.3	3.1	0.3
<i>F. brevisrostris M</i>	músculo	0.4 ±	18.3 ±	45.3 ±	1.2 ±	2.8 ±	51.8 ±
		0.1	0.4	14.1	0.1	1.8	0.4
<i>F. brevisrostris M</i>	hepatopáncreas	20.6 ±	219 ±	289 ±	11.8 ±	2.8 ±	90 ±
		15	0.9	3.3	0.3	0.6	0.1
<i>F. brevisrostris M</i>	exoesqueleto	1.2 ±	59.7 ±	43 ±	14.4 ±	8.7 ±	32.3 ±
		0.1	1.7	6.0	0.3	1.9	1.2

continuación

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>F. brevirostris</i> H	músculo	0.74 ± 0.1	19.4 ± 0.1	42 ± 1.3	1.2 ± 0.02	0.8 ± 0.2	53.4 ± 0.1
<i>F. brevirostris</i> H	hepatopáncreas	5.5 ± 0.4	185 ± 2.2	315 ± 33.1	10.8 ± 0.5	4.3 ± 0.6	90 ± 2.8
<i>F. brevirostris</i> H	exoesqueleto	2.2 ± 0.1	52.1 ± 2.6	41.2 ± 3.8	12.8 ± 0.9	4.9 ± 0.8	31.5 ± 2.4
<i>X. riveti</i> M	músculo	8.3 ± 5.8	19.3 ± 0.7	165 ± 16	4.6 ± 0.5	9.3 ± 1.5	34.5 ± 6.8
<i>X. riveti</i> M	hepatopáncreas	36.7 ± 13.1	138 ± 3.1	262 ± 17	12.5 ± 2.1	26.7 ± 22	N. D.
<i>X. riveti</i> M	exoesqueleto	7.5 ± 4.7	27.6 ± 1.8	379 ± 37	43.8 ± 0.5	1.0 ± 0.2	29.2 ± 11
<i>X. riveti</i> H	músculo	2.3 ± 1.4	16.6 ± 0.5	183 ± 18	4.5 ± 0.3	2.3 ± 1.3	55.8 ± 14
<i>X. riveti</i> H	hepatopáncreas	45.5 ± 6.3	264 ± 22	250 ± 19	9.5 ± 0.4	6.9 ± 2.4	75.3 ± 8.2
<i>X. riveti</i> H	exoesqueleto	4.6 ± 1.8	31.3 ± 1.7	431 ± 54	43.7 ± 1.7	3.6 ± 2.3	9.7 ± 7.8

N. D., no disponible; M, macho; H, hembra

Tabla 6.2.7. Concentraciones de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en el tejido muscular de algunas especies de camarones peneidos de diversos sitios.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Lugar	Referencia
<i>Penaeus monodon</i>	3.22		321		22.9	4809	Sunderban, India	Guhathakurta y Kaviraj (2000)
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	0.61	36.6	41	1.4		74.6	Teacapán, Sinaloa, México	Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (1995a)
<i>Litopenaeus californiensis</i>	0.1- 0.18	0.2- 0.22	20- 30		0.4- 0.45	60-90	Laguna de La Paz, B. C. S.	Méndez <i>et al.</i> (1997)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	0.77	27.5	53.9	4.54		70.4	Teacapán, Sinaloa, México	Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (1995b)
<i>Litopenaeus vannamei</i>		15.3	6.9	4.9			Costas de Nayarit	Méndez <i>et al.</i> (1998)
<i>Litopenaeus californiensis</i>		18	28	1.1		74	Costa oeste de Baja California	Páez-Osuna y Tron (1995)
<i>Litopenaeus vannamei</i>	3.11	15.8	80.1	2.3	0.48	53	Altata-Pabellón, Sinaloa	Este estudio
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	0.45	19.5	66.2	0.81	0.87	60.6	Altata-Pabellón, Sinaloa	Este estudio

Si bien los sitios de acumulación de Cu varían ampliamente entre los crustáceos, se reconoce al hepatopáncreas como el principal órgano de acumulación de este elemento (Eisler, 1981). Por otro lado, el Cu forma parte de la hemocianina, un pigmento que interviene en el proceso respiratorio de los crustáceos (Goodwin, 1960). El Mn es un metal que de manera general presenta sus niveles más elevados en tejidos calcificados, contrastando con bajas concentraciones en tejidos carnosos (Eisler, 1981); dicho comportamiento es bien marcado en este estudio (Tabla 6.2.6). De acuerdo a Pequegnat (1969), el Zn no es un elemento limitante para los procesos vitales normales en el ambiente marino, de manera que se acumula en exceso en comparación con los requerimientos de los organismos, cuando menos en lo que se refiere al Zn que participa en actividades enzimáticas.

Existe una enorme cantidad de literatura en relación a las aves marinas, aunque esta información trata principalmente aspectos relacionados con su biología y sus migraciones (Eisler, 1981). Los estudios de acumulación de metales pesados en aves marinas se han enfocado primariamente a organismos migratorios (Honda *et al.*, 1990). En contraste, existe poca información disponible acerca de la acumulación y distribución de metales pesados en aves residentes (Honda *et al.*, 1986). Para el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón se hicieron mediciones de algunos metales pesados en dos especies del género *Dendrocygna*; los tejidos que se utilizaron fueron el corazón, el músculo, el hígado, las plumas y las vísceras (Tabla 6.2.8).

Al comparar los niveles de los diversos metales independientemente del tejido, se observó un patrón Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd. Si se comparan los valores medios para cada tejido independientemente de la especie, podemos apreciar que el Cu, el Fe y el Pb se acumularon más en el hígado; el Mn y el Zn en las plumas; y el Cd en el corazón (Tabla 6.2.8).

Para algunas aves los niveles de Cd se incrementan conforme a la edad (Saeki *et al.*, 2000); para el caso de las especies estudiadas no fue posible

corroborar lo anterior puesto que solamente se muestrearon organismos adultos. La acumulación de Cd parece ser consecuencia de la falta de un mecanismo de remoción de este metal. El valor más elevado de Cd detectado en este trabajo ($1.6 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) está muy por debajo del intervalo ($25\text{-}50 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo) para el cual se producen lesiones en las aves (Blomqvist *et al.*, 1987).

Los niveles naturales de Cu en las diferentes especies de aves son variables. El hígado acumuló las concentraciones más elevadas en *Fulica americana* (Hui, 1998); un patrón similar se encontró en el pato *Somateria mollissima* (Eisler, 1981) al igual que lo encontrado en este trabajo (Tabla 6.2.8). El Fe también se detectó en mayores niveles en el hígado, lo cual concuerda con lo registrado por Eisler (1981) en aves de los géneros *Somateria* y *Larus*. Para el caso del Mn y del Zn, los niveles más elevados se cuantificaron en las plumas de *Dendrocygna bicolor* y *D. autumnalis* (Tabla 6.2.8). Lo anterior sugiere un mecanismo de eliminación de estos elementos por medio de las plumas. Se ha observado que en diversas especies de aves es posible detectar niveles elevados de Hg en la plumas puesto que las utilizan como un mecanismo de remoción de este metal (Saeki *et al.*, 2000).

El Pb es uno de los elementos que más se ha estudiado en el grupo de las aves. Quizás esto se relacione con el creciente aporte de este metal hacia la atmósfera como producto de la actividad industrial, aunado al riesgo que representa su actividad inhibitoria sobre algunos procesos enzimáticos necesarios para la formación de la hemoglobina (Mautino y Bell, 1987) y los daños neurológicos registrado en el ave *Cinclus cinclus* sujeta a contaminación atmosférica (Nybo *et al.*, 1996), podemos pensar que *Dendrocygna autumnalis*, que es un especie migratoria, está reflejando en sus tejidos las condiciones atmosféricas de su sitio de origen en norteamérica. Con fines de comparación, se presentan los niveles de algunos metales pesados en aves de distinta procedencia (Tabla 6.2.9). y de comportamiento que puede provocar (Scheuhammer, 1987). Para las aves analizadas en este estudio el valor más elevado de Pb se detectó en

el hígado. Si hacemos referencia al intervalo de concentraciones (2.6 a 4.2 $\mu\text{g g}^{-1}$) de Pb

Tabla 6.2.8. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en dos especies de aves (consumidores primarios) provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Nombre común	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Dendrocygna bicolor</i>	pijije alioscuro	corazón	1.6 ± 0.0	14.1 ± 0.2	1053 ± 17	2.1 ± 0.1	4.4 ± 3.5	33.4 ± 0.1
<i>Dendrocygna bicolor</i>	pijije alioscuro	músculo	0.2 ± 0.1	28.3 ± 0.2	254 ± 3.2	2.4 ± 0.6	5.5 ± 3.6	18.8 ± 0.5
<i>Dendrocygna bicolor</i>	pijije alioscuro	hígado	0.4 ± 0.2	153 ± 2	2621 ± 31	5.4 ± 0.4	4.5 ± 0.1	114 ± 3.8
<i>Dendrocygna bicolor</i>	pijije alioscuro	vísceras	0.9 ± 0.3	4.6 ± 0.2	721 ± 262	27.1 ± 3.5	4.7 ± 0.7	82 ± 0.0
<i>Dendrocygna bicolor</i>	pijije alioscuro	plumas	0.1 ± 0.0	2.9 ± 0.2	566 ± 19	36.6 ± 9.2	1.3 ± 0.1	177 ± 2.7
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	pijije aliblanco	corazón	0.5 ± 0.2	20.1 ± 1.2	687 ± 83	0.4 ± 0.0	5.5 ± 4.0	102 ± 6.5
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	pijije aliblanco	músculo	1.3 ± 0.2	31.2 ± 1.2	247 ± 1.5	N. D.	3.6 ± 0.9	39.7 ± 4.9
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	pijije aliblanco	hígado	0.8 ± 0.2	164 ± 32	1712 ± 171	12.5 ± 1.7	11.3 ± 2.4	167 ± 62
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	pijije aliblanco	vísceras	0.8 ± 0.4	7.2 ± 5.7	234 ± 79	26.5 ± 20	5.4 ± 4.4	93.1 ± 26
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	pijije aliblanco	plumas	0.5 ± 0.1	3.1 ± 0.2	257 ± 80	36.2 ± 15	10.1 ± 7.7	214 ± 8.3
Promedio corazón			1.05 ± 0.5	17.1 ± 3.0	870 ± 183	1.2 ± 0.8	4.9 ± 0.5	67.7 ± 34
Promedio músculo			0.8 ± 0.5	29.7 ± 1.4	250 ± 3.5	2.4 ± 0.6	4.5 ± 0.9	29.2 ± 10
Promedio hígado			0.6 ± 0.2	158 ± 5.5	2166 ± 454	8.9 ± 3.5	7.9 ± 3.4	140 ± 26
Promedio plumas			0.3 ± 0.2	3.0 ± 0.1	411 ± 154	36.4 ± 0.2	5.7 ± 4.4	195 ± 18
Promedio vísceras			0.8 ± 0.1	5.9 ± 1.3	477 ± 243	26.8 ± 0.3	5.1 ± 0.3	87.5 ± 5.5

N. D.- no disponible

Si se toma en cuenta el contenido de humedad del tejido hepático de *Zenaida macroura*, tendremos una concentración de Cd superior a la del resto de las aves que se comparan. Quizás estos valores sean un reflejo del grado de utilización de los plaguicidas en los cultivos de la zona del Valle de Mexicali que es donde se recolectaron las muestras. *Z. macroura* se alimenta de semillas (Mora y Anderson,

1995) de diversas plantas, y quizás la vía alimenticia es el principal camino de acceso de este elemento a sus tejidos. El Cu y el Pb se detectaron en mayor grado en *D. autumnalis*. Como ya se mencionó anteriormente, esta especie es migratoria y los niveles de estos elementos pudieran ser consecuencia de las condiciones imperantes en su entorno original.

Tabla 6.2.9. Niveles de algunos metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en diversos tejidos de aves provenientes de diversos sitios.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn	Lugar	Referencia
<i>Fulica atra</i>	hígado	0.29	150			2.65	289	Parque Doñana, España	Hernández <i>et al.</i> (1999)
<i>Ficedula hypoleuca</i>	hígado	0.23	22.4	2213		1.01	96	Sur de Polonia	Swiergosz <i>et al.</i> (1998)
<i>Fulica americana</i>	hígado	1.63	37.6	3050	15.6	2.39	197	San Francisco, E. U. A.	Hui (1998)
<i>Zenaida macroura</i>	hígado	3.5	28.8				98	Baja California, México	Mora y Anderson, (1995)
<i>Ficedula hypoleuca</i>	músculo	.06	16	149		.23	42	Sur de Polonia	Swiergosz <i>et al.</i> (1998)
<i>Ficedula hypoleuca</i>	esternón	.33	14.2	117		2	165	Sur de Polonia	Swiergosz <i>et al.</i> (1998)
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	hígado	0.85	164	1712	12.5	11.3	167	Sinaloa, México	Este trabajo
<i>Dendrocygna bicolor</i>	hígado	0.4	153	2621	5.45	4.5	114	Sinaloa, México	Este trabajo

El Fe y el Mn se acumularon más en *Fulica americana* de la bahía de San Francisco (E. U. A., Tabla 6.2.9). Ambos elementos son esenciales para las aves; para el caso particular del Mn existe un mecanismo de eliminación de exceso de este metal a través del hígado (Keen *et al.*, 1984). Por lo tanto, es factible pensar que los niveles encontrados son elevados en relación con las necesidades de esta especie. El Zn, otro elemento esencial para las aves, fue detectado en mayor grado en el ave *Fulica atra* de España. Dichas muestras fueron recolectadas en un sitio impactado por derrames ocasionados por la actividad minera en ese país. Los niveles de Zn en las aves marinas varían de 12.2 a 87.6 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso

húmedo (Eisler, 1981). De acuerdo con lo anterior, y considerando el contenido de humedad, el valor registrado en *F. atra* se encuentra en el límite superior del intervalo considerado como normal.

Consumidores secundarios

Las cadenas tróficas generalmente se forman de pocos niveles, lo cual se explica por el hecho de disponer de un flujo limitado de energía hacia los niveles superiores; de manera que conforme se asciende de nivel en determinada cadena trófica se tiene menos cantidad de organismos.

Es pertinente mencionar que existen peces que se alimentan de fuentes diversas por lo que es difícil situarlos dentro de un nivel trófico de manera rígida. En este trabajo se consideró colocar a los diferentes organismos en determinado nivel de acuerdo a lo que se sabe que constituye su principal alimento. Los estudios relacionados con la presencia de metales pesados en peces carnívoros son escasos, salvo algunos trabajos enfocados a conocer la dinámica de ciertos elementos en especies de importancia comercial (Prudente *et al.*, 1997).

La concentración y distribución de metales pesados en las especies de peces estudiadas en el caso del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón se presentan en la tabla 6.2.10.

El Cd se encontró en niveles más elevados en el músculo de *Cynoscion xanthulus*; el Pb se acumuló en mayor grado en las vísceras de *C. xanthulus*, y el resto de los metales se detectaron en mayor concentración en el músculo (Cd), el hígado (Cu y Fe) y las branquias (Mn y Zn) de *Galeichthys peruvianus* (Tabla 6.2.10). El Cd no tiene función alguna dentro de los peces; los niveles más elevados generalmente se encuentran en el hígado (Eisler, 1981). Entre los vertebrados marinos, el Cu es uno de los metales detectados en menores concentraciones. Las razones se desconocen y se sugiere que existe una discriminación de este elemento en niveles tróficos elevados (Eisler, 1979).

Tabla 6.2.10. Concentración y distribución de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en peces (consumidores secundarios) recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Lutjanus colorado</i>	hígado	0.19 ±	5.1 ±	529 ±	2.0 ±	1.1 ±	61.0 ±
		0.1	1.0	510	0.8	0.2	14
<i>Lutjanus colorado</i>	músculo	0.19 ±	N. D.	1.5 ±	N. D.	1.28 ±	21 ± 2.3
		0.1		0.5		0.8	
<i>Lutjanus colorado</i>	branquias	0.29 ±	1.2 ±	157 ±	9.1 ±	1.15 ±	58 ± 6.7
		0.2	0.7	21	1.5	0.6	
<i>Lutjanus colorado</i>	vísceras	0.21 ±	N. D.	46.3 ±	N. D.	1.77 ±	67.6 ±
		0.0		27		0.8	4.0
<i>Cynoscion xanthurus</i>	músculo	0.88 ±	N. D.	N. D.	N. D.	2.63 ±	20.8 ±
		0.1				1.9	3.2
<i>Cynoscion xanthurus</i>	hígado	0.07 ±	5.4 ±	295 ±	1.5 ±	1.9 ±	55.1 ±
		0.04	0.8	25	0.5	0.8	20
<i>Cynoscion xanthurus</i>	branquias	0.07 ±	0.8 ±	117 ±	26 ± 2.4	1.47 ±	41.8 ±
		0.04	0.0	13		0.04	31
<i>Cynoscion xanthurus</i>	vísceras	0.55 ±	5.0 ±	192 ±	8.0 ±	2.96 ±	72.1 ±
		0.1	0.2	168	1.4	1.7	37
<i>Galeichthys peruvianus</i>	músculo	2.5 ±	N. D.	12.9 ±	N. D.	2.5 ±	34.9 ±
		2.4		1.5		2.0	0.5
<i>Galeichthys peruvianus</i>	hígado	0.02 ±	40.7 ±	2302 ±	7.8 ±	2.1 ±	1390 ±
		0.0	3.1	1.0	0.1	0.5	30
<i>Galeichthys peruvianus</i>	branquias	0.02 ±	2.2 ±	509 ±	36.9 ±	0.60 ±	1615 ±
		0.01	0.2	28	5.2	0.1	447
<i>Galeichthys peruvianus</i>	vísceras	0.6 ±	N. D.	25.9 ±	N. D.	2.94 ±	83.3 ±
		0.1		0.6		1.4	1.3
Promedio branquias		0.13 ±	1.4 ±	261 ±	24 ± 11	1.1 ±	88.3 ±
		0.1	0.5	176		0.3	54
Promedio hígado		0.1 ±	17.0 ±	1042 ±	3.8 ±	1.7 ±	502 ±
		0.07	16	896	2.8	0.4	627
Promedio músculo		1.2 ±	N. D.	7.2 ±	N. D.	2.1 ±	25.5 ±
		0.9		5.7		0.6	6.6
Promedio vísceras		0.5 ±	5.0 ±	88 ± 73	8.0 ±	2.6 ±	74.3 ±
		0.1	0.2		1.4	0.5	6.6

N. D.- no disponible

El Mn raramente excede los $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo en el músculo o $2.0 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo en el hígado (Eisler, 1981), aunque se han detectado niveles de $20 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo en las branquias de *Fundulus heteroclitus* (Chernoff y Dooley, 1979). La vía de ingreso principal de este elemento es la dieta. La acumulación directa desde al agua es menor, de acuerdo con lo que se ha estudiado en algunas especies como *Pleuronectes platessa* (Eisler, 1981). El Pb es

un elemento que normalmente presenta niveles bajos, de 0.3 a 0.7 $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo en el músculo (Eisler, 1981), de manera que los valores que aquí se presentan quedan dentro de este intervalo de concentraciones (tomando en cuenta un 80% de contenido de humedad).

En cuanto al Zn, los vertebrados marinos presentan niveles más bajos que los invertebrados, generalmente de 6 a 400 $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco (Eisler, 1981). Los valores presentados para este estudio son más altos, aunque existen registros del mismo orden de magnitud en diversas especies de los Estados Unidos (Hall *et al.*, 1978). *Galeichthys peruvianus*, conocido comúnmente como chihuil, fue la especie donde se acumularon en mayor grado la mayoría de los metales analizados, quizás por tratarse de un organismo que vive en contacto con el sedimento. El patrón general de concentraciones para los peces recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón fue Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd.

La movilidad de las aves parece ser, a primera vista, una desventaja para un biomonitor; sin embargo puede ser ventajoso si el objetivo del estudio es a una escala geográfica amplia, siempre y cuando se conozcan las especies de interés (Furness y Camphuysen, 1997). Las concentraciones medias de cada metal en los diferentes tejidos de las aves recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón se presentan en la Tabla 6.2.11.

El patrón general de concentraciones fue Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd. Los mayores valores de cada metal fueron: el Cd (en hígado) y el Fe (vísceras) de *Fulica americana*; el Cu en el hígado de *Aythia affinis*; el Pb en las vísceras de *Charadrius vociferus*, y el Mn y el Zn en las vísceras y en las plumas de *Plegadis chihi* (Tabla 6.2.11).

El Cd se detectó predominantemente en el hígado, lo cual concuerda con la tendencia registrada para diversas aves, mamíferos y humanos (Kostial, 1986). Los intervalos de concentración de Cu presentan fluctuaciones de manera natural entre las aves; para el caso particular del hígado, se han registrado variaciones normales de 35 a 182 $\mu\text{g g}^{-1}$ en diversas especies del género *Fulica* (Hui, 1998) por lo que

los valores registrados en *Fulica americana* (este trabajo) se pueden considerar dentro de los valores naturales y quizás sea la misma situación para el resto de las especies consideradas (Tabla 6.2.11). El Fe ha sido registrado como un elemento que se acumula más en el hígado y el riñón. En este estudio los valores más elevados se cuantificaron en vísceras e hígado. Lande (1977) detectó $2904 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco de Fe en el hígado de *Somateria mollissima* proveniente de un sitio impactado, un valor del mismo orden de magnitud que los encontrados en el hígado de la mayoría de las especies consideradas en este estudio (Tabla 6.2.11). Los niveles de Mn fueron más elevados en las vísceras de la mayoría de las especies analizadas; esto tiene relación directa con la presencia de este elemento en los sitios donde se alimentan estas aves, puesto que se sabe que para algunas especies el alimento constituye el suministro principal de Mn (Eisler, 1981).

El Pb presentó los niveles más elevados en el músculo de *Oxyura jamaicensis*. Este metal se acumula en mayor grado en el hueso de las aves (Eisler, 1981) pero en este estudio no se analizó este tejido. En otros trabajos, el Pb se ha cuantificado en $1.07 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo (músculo) y $3.85 \mu\text{g g}^{-1}$ (hueso) en *Larus atricilla*. Para las aves migratorias, como es el caso de *C. vociferus*, se ha establecido que existen mayores niveles de Pb en organismos provenientes de sitios altamente urbanizados (Möller, 1996). Para el caso del Zn, con excepción de *Aythya affinis*, en todas las especies se encontraron los niveles más elevados de este metal en las plumas (Tabla 6.2.11). Usualmente se ha utilizado al hígado para llevar a cabo análisis de metales pesados en las aves puesto que es el sitio donde preferentemente se acumulan estos elementos. Sin embargo, las plumas se han utilizado para llevar a cabo análisis de Pb, Cd y muchos otros elementos (Burger, 1993). Los valores encontrados en las aves del sistema Altata-Ensenada del Pabellón fueron menores al intervalo de concentraciones (62-111 en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso húmedo) registrado (tomando el cuenta el contenido de humedad) para el tejido hepático de *Somateria mollissima* de un sitio contaminado por metales pesados en Noruega (Lande, 1977).

Tabla 6.2.11. Concentración y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en aves (consumidores secundarios) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa entre febrero y marzo de 2000

Especie	Nombre común	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Fulica americana</i>	gallineta	corazón	1.2 ±	41.4 ±	515 ±	4.3 ±	3.2 ±	61.8 ±
			1.2	23.6	108	3.7	1.1	7.9
<i>Fulica americana</i>	gallineta	hígado	3.3 ±	37.5 ±	3779 ±	17.5 ±	8.6 ±	155 ±
			2.8	13	922	7.6	4.0	47
<i>Fulica americana</i>	gallineta	vísceras	1.1 ±	12.4 ±	4367 ±	19.4 ±	5.9 ±	51.9 ±
			0.8	1.2	1298	5.4	1.1	13
<i>Fulica americana</i>	gallineta	músculo	1.4 ±	74.3 ±	415 ±	1.9 ±	8.3 ±	40 ±
			0.6	25	59	0.7	4.1	5.2
<i>Fulica americana</i>	gallineta	plumas	0.2 ±	2.5 ±	131 ±	9.7 ±	2.02 ±	187 ±
			0.1	1.2	51	5.0	0.9	26
<i>Charadrius vociferus</i>	tildillo	hígado	1.4 ±	23.2 ±	448 ±	11.4 ±	6.95 ±	86.1 ±
			0.0	0.1	8.4	0.4	6.3	3.1
<i>Charadrius vociferus</i>	tildillo	músculo	1.6 ±	13.5 ±	201 ±	2.8 ±	11.3 ±	2.7 ±
			1.3	0.3	3.4	0.1	4.7	0.0
<i>Charadrius vociferus</i>	tildillo	corazón	0.9 ±	16.9 ±	634 ±	3.9 ±	3.1 ±	79.7 ±
			0.7	1.1	34	0.1	0.2	0.9
<i>Charadrius vociferus</i>	tildillo	vísceras	2.5 ±	42.9 ±	297 ±	9.4 ±	11.9 ±	131 ±
			1.6	0.7	15	0.8	1.5	1.1
<i>Charadrius vociferus</i>	tildillo	plumas	0.5 ±	13.7 ±	401 ±	7.1 ±	7.6 ±	170 ±
			0.1	1.9	45	0.9	2.1	1.9
<i>Anas cyanoptera</i>	pato canelón	corazón	0.3 ±	8.6 ±	1060 ±	1.9 ±	4.9 ±	30.7 ±
			0.1	2.6	516	0.1	2.3	1.3
<i>Anas cyanoptera</i>	pato canelón	hígado	1.2 ±	84.3 ±	4200 ±	10.7 ±	2.7 ±	163 ±
			0.1	51	521	0.1	1.5	16
<i>Anas cyanoptera</i>	pato canelón	músculo	1.3 ±	27 ±	322 ±	4.4 ±	2.8 ±	24.3 ±
			0.2	0.8	73	0.5	0.3	1.9
<i>Anas cyanoptera</i>	pato canelón	vísceras	1.1 ±	8.4 ±	1584 ±	75 ±	8.1 ±	119 ±
			0.4	0.8	769		4.4	13
<i>Anas cyanoptera</i>	pato canelón	plumas	0.5 ±	6.5 ±	889 ±	28.3 ±	4.8 ±	179 ±
			0.1	1.5	397	24	0.5	10
<i>Recurvirostra americana</i>	avoceta americana	músculo	1.2 ±	15.7 ±	296 ±	2.3 ±	9.5 ±	7.3 ±
			0.4	0.7	34	1.5	3.5	1.8
<i>Recurvirostra americana</i>	avoceta americana	corazón	0.7 ±	9.0 ±	826 ±	3.2 ±	6.6 ±	43.5 ±
			0.5	2.9	410	0.1	3.5	24
<i>Recurvirostra americana</i>	avoceta americana	hígado	2.4 ±	9.7 ±	2165 ±	15 ±	2.6 ±	76.4 ±
			0.3	4.0	1356	3.1	1.7	12
<i>Recurvirostra americana</i>	avoceta americana	vísceras	0.6 ±	4.9 ±	788 ±	87.1 ±	2.3 ±	81.8 ±
			0.1	1.8	682	79	0.2	7.7
<i>Recurvirostra americana</i>	avoceta americana	plumas	0.8 ±	6.9 ±	62.1 ±	N. D.	4.3 ±	168 ±
			0.4	1.9	10		0.8	13
<i>Himantopus mexicanus</i>	tildillo negro	hígado	2.5 ±	25.6 ±	875 ±	16.7 ±	1.3 ±	103 ±
			0.8	0.4	19.5	0.1	0.7	1.8
<i>Himantopus mexicanus</i>	tildillo negro	corazón	0.6 ±	10.9 ±	573 ±	4.7 ±	7.1 ±	53 ±
			0.1	1.3	1.5	0.6	3.8	5.4
<i>Himantopus mexicanus</i>	tildillo negro	músculo	0.4 ±	17.5 ±	262 ±	3.6 ±	3.4 ±	12.8 ±
			0.2	0.2	1.8	0.3	2.8	0.3

<i>Himantopus mexicanus</i>	tildillo cuello negro	vísceras	0.5 ± 0.1	11 ± 0.3	1171 ± 124	79.4 ± 10	1.8 ± 1.0	118 ± 2.0
<i>Himantopus mexicanus</i>	tildillo cuello negro	plumas	0.2 ± 0.1	13.8 ± 0.2	252 ± 15	5.0 ± 1.6	2.5 ± 0.1	203 ± 3.5
<i>Plegadis chihi</i> *	ibis cara blanca	hígado	1.8 ± 0.9	6.1 ± 0.5	2959 ± 191	8.48 ± 2.3	4.9 ± 2.3	44.7 ±
<i>Plegadis chihi</i> *	ibis cara blanca	músculo	1.3 ± 0.6	12.3 ± 0.6	277 ± 13	2.29 ± 0.9	4.9 ± 2.3	13.5 ± 13
<i>Plegadis chihi</i> *	ibis cara blanca	vísceras	1.7 ± 1.5	7.2 ± 3.7	927 ± 590	88.8 ± 50	4.1 ± 2.9	90.5 ± 38
<i>Plegadis chihi</i> *	ibis cara blanca	corazón	1.2 ± 0.5	11.0 ± 1.4	770 ± 408	3.07 ± 0.2	5.5 ± 1.4	46.8 ± 17
<i>Plegadis chihi</i> *	ibis cara blanca	plumas	1.1 ± 1.1	2.5 ± 1.0	231 ± 139	53.9 ± 13	3.8 ± 2.3	241 ± 18
<i>Oxyura jamaicensis</i>	pato rojizo	corazón	1.2 ± 0.2	7.9 ± 0.1	855 ± 0.2	1.7 ± 0.2	N. D.	54 ± 6.0
<i>Oxyura jamaicensis</i>	pato rojizo	músculo	1.5 ± 1.1	27.8 ± 0.2	415 ± 9.3	2.55 ± 0.1	N. D.	8.1 ± 0.0
<i>Oxyura jamaicensis</i>	pato rojizo	hígado	2.3 ± 0.7	73.8 ± 0.5	3788 ± 42	18.5 ± 0.1	7.4 ± 3.9	108 ± 3.6
<i>Oxyura jamaicensis</i>	pato rojizo	vísceras	1.5 ± 1.2	4.6 ± 0.0	490 ± 248	31 ± 9.2	1.7 ± 0.3	97 ± 2.0
<i>Oxyura jamaicensis</i>	pato rojizo	plumas	0.1 ± 0.0	8.1 ± 0.4	158 ± 14	N. D.	5.9 ± 0.7	144 ± 4.0
<i>Aythia affinis</i>	pato boludo	corazón	2.1 ± 1.5	18.2 ± 3.4	1245 ± 168	2.15 ± 0.2	1.9 ± 0.4	125 ± 9.3
<i>Aythia affinis</i>	pato boludo	músculo	1.2 ± 0.3	46 ± 1.1	484 ± 15	1.45 ± 0.2	N. D.	35.2 ± 2.8
<i>Aythia affinis</i>	pato boludo	hígado	1.8 ± 0.3	84.6 ± 0.3	3695 ± 1.2	17 ± 0.1	3.9 ± 3.0	157 ± 6.3
<i>Aythia affinis</i>	pato boludo	vísceras	0.8 ± 0.1	15.4 ± 6.1	290 ± 7.0	16.3 ± 1.6	0.1 ± 0.0	170 ± 29
<i>Aythia affinis</i>	pato boludo	plumas	1.1 ± 0.7	8.1 ± 0.2	144 ± 13.4	N. D.	2.6 ± 0.1	154 ± 7.8

N. D., no disponible; * habita en la región

Consumidores de alto nivel

Los organismos no se limitan a ingerir alimento de un solo nivel trófico sino que pueden utilizar especies de diversos niveles; en ese sentido se consideran en este estudio como consumidores de alto nivel a aquellos organismos que se alimentan de representantes de diversos niveles. Entre los peces considerados como de alto nivel trófico tenemos a los tiburones, los cuales se alimentan de fuentes diversas: tiburones más pequeños, rayas, cangrejos y camarones (Fischer *et al.*, 1995a; Tabla 6.2.12).

De manera general las concentraciones de los metales analizados siguieron un patrón Zn>Fe>Cd>Cu>Mn>Pb. El análisis de la distribución de los metales acumulados en los tejidos dio como resultado mayores niveles en *S. lewini*, de Cd y de Pb en el hígado, de Cu y de Fe en el músculo, de Mn en el estómago y de Zn en el riñón (Tabla 6.2.12). Existen metales pesados que de manera similar al Hg se acumulan en algunos organismos, particularmente en aquellas especies de larga vida como los atunes. Los tiburones, depredadores de alto nivel en muchas cadenas tróficas, pueden representar los últimos sitios de acumulación biológica de este tipo de contaminantes (De Metrio *et al.*, 1982).

Para las dos especies de tiburones analizadas el Cd se detectó en mayor grado en el hígado, lo cual concuerda con lo encontrado en tres especies de tiburones de la costa de Argentina (Marcovecchio *et al.*, 1991). Los altos niveles de este metal quizás reflejen el aporte de Cd por surgencias. El Cu se acumuló en mayor grado en *S. lewini*. Se cree que los elevados niveles de Cu en algunas especies de tiburones dependan de su dieta. Una dieta basada esencialmente en moluscos y crustáceos, por ejemplo, aumenta los niveles de Cu en el depredador por el alto contenido de hemocianina en los tejidos de estos invertebrados (Vas, 1991).

Tabla 6.2.12. Concentración y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en dos especies de tiburones (consumidores de alto nivel) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa entre diciembre de 1998 y enero de 1999

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Carcharhinus leucas</i>	músculo	5.7 ±	N. D.	9.2 ±	N. D.	0.9 ±	6.8 ±
		3.9		0.8		0.1	0.1
<i>Carcharhinus leucas</i>	estómago con contenido	8.4 ±	2.2 ±	122 ±	5.1 ±	2.7 ±	65.7 ±
		6.5	0.2	54	1.0	0.6	1.3
<i>Carcharhinus leucas</i>	branquias	N. D.	2.5 ±	73 ± 2.8	0.7 ±	0.5 ±	60.2 ±
			0.5		0.0	0.2	20
<i>Carcharhinus leucas</i>	riñón	16.2 ±	0.9 ±	44 ± 0.6	1.1 ±	2.4 ±	68.7 ±
		5.0	0.0		0.0	0.1	0.2
<i>Carcharhinus leucas</i>	hígado	165 ±	N. D.	94.3 ±	0.3 ±	1.7 ±	N. D.
		22		1.4	0.1	0.3	
<i>Sphyrna lewini</i>	estómago con contenido	3.3 ±	3.4 ±	154 ±	7.8 ±	6.8 ±	50.2 ±
		1.4	0.3	14	1.6	4.9	41
<i>Sphyrna lewini</i>	branquias	30.6 ±	1.5 ±	239 ±	2.9 ±	0.5 ±	43.9 ±
		12	0.0	7.2	0.6	0.1	0.3
<i>Sphyrna lewini</i>	riñón	124 ±	2.8 ±	57.9 ±	3.6 ± 0.0	2.6 ±	95.5 ±
		43	0.0	3.1		0.9	1.4
<i>Sphyrna lewini</i>	músculo	N. D.	20.6 ±	738 ±	6.6 ±	5.2 ±	N. D.
			0.4	5.4	0.0	2.0	
<i>Sphyrna lewini</i>	hígado	165 ±	N. D.	132 ±	1.9 ±	9.2 ±	N. D.
		112		1.2	0.1	0.6	
Promedio músculo		5.6 ±	20.6 ±	373 ±	6.6 ±	3.1 ±	1377 ±
		3.9	0.4	364	0.0	2.1	1371
Promedio estómago		5.8 ±	2.84 ±	138 ±	6.4 ±	4.7 ±	58 ± 7.7
		2.5	0.5	16	1.3	2.0	
Promedio branquias		30.6 ±	2.0 ±	156 ±	1.8 ±	0.5 ±	52 ± 8.1
		12	0.4	83	1.1	0.0	
Promedio riñón		70.1 ±	1.8 ±	51 ± 6.9	2.3 ±	2.5 ±	82.1 ±
		53	0.9		1.2	0.1	13
Promedio hígado		165 ±	N. D.	113 ±	1.1 ±	5.4 ±	N. D.
		0.1		18	0.8	3.7	

N. D., no disponible

El Fe fue uno de los metales que se acumuló en mayor grado en ambas especies de tiburones y se encontró un nivel máximo en el tejido muscular de *S. lewini* (Tabla 6.2.12). Este elemento es esencial para muchas especies acuáticas debido a su participación en múltiples funciones metabólicas. Se han registrado niveles altos en la piel y en las branquias de diversas especies (Vas, 1991). El Mn presentó los valores más elevados en el estómago y su contenido de ambas

especies, lo cual implica que la dieta constituye una fuente importante de este metal (Tabla 6.2.12); sin embargo se ha documentado que los valores más elevados de este elemento se dan en tejidos calcificados como vértebras y mandíbulas (Vas, 1991).

Las concentraciones de los metales analizados indican que el Pb fue el metal que se acumuló en menor grado. El sitio donde se acumuló en mayor grado fue el hígado (Tabla 6.2.12). En *Galeus melastomus* los niveles más elevados de este elemento se detectaron en el hígado, aunque se menciona que se encontraron niveles elevados en la piel (Vas, 1991). El riñón fue el sitio de mayor acumulación de Zn en ambas especies, lo cual concuerda con lo encontrado en *Carcharhinus falciformis* del Atlántico norte (Windom *et al.*, 1973). De acuerdo a los datos obtenidos en diversas especies de tiburones, los niveles de Zn rara vez exceden los $50 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco (Eisler, 1981) de manera que el valor máximo en *S. lewini* supera este valor casi en un 100% (Tabla 6.2.12).

El mismo criterio para considerar a los peces como consumidores de alto nivel se utilizó con las aves; se presentan los niveles de los metales pesados analizados en los diferentes tejidos en la Tabla 6.2.13. El orden de las concentraciones fue $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Cd}$. A nivel de tejido los mayores valores de Cd correspondieron al hígado de *Pelecanus occidentalis*; de Cu en el hígado de *Phalacrocorax olivaceus*; de Fe en el hígado de *Casmerodius albus*; de Mn y de Zn en las plumas de *Phalacrocorax olivaceus* y de Pb en el tejido muscular de *Pelecanus occidentalis*.

El Cd es un elemento que no desempeña ninguna función dentro de las aves; de hecho es uno de los metales pesados de conocida toxicidad para diferentes organismos. Las concentraciones más elevadas de este elemento ($240 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en las aves se midieron en el tejido renal de *Fulmaris glacialis* de las costas de Escocia (Bull *et al.*, 1977). Se ha considerado que el Cd se acumula preferentemente en el riñón, y también en el hígado y en el músculo (Eisler, 1981; Saeki *et al.*, 2000). Para las especies utilizadas en este estudio el hígado fue el

órgano donde se acumuló más este elemento (Tabla 6.2.13). Un aspecto interesante de mencionar tiene relación con la forma en que las aves hacen frente a la presencia de elevados niveles de Cd: se sabe que el Se ejerce una acción antagonista sobre los efectos del Cd y también del Hg (Norheim, 1987).

Para las aves capturadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, el Cu se acumuló en mayor grado en el hígado; esto coincide con lo encontrado en *Pandion haliaetus*, un ave que se alimenta de peces en las costas de Maryland en los Estados Unidos (Wiemeyer *et al.*, 1980): El Cu es un elemento esencial para estos organismos; no obstante, a niveles elevados (mayores a $300 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco), pueden presentarse síntomas de toxicidad (NAS, 1980). Los valores medidos en este trabajo están muy por debajo del límite antes mencionado (Tabla 6.2.13). Para todas las especies analizadas el Fe fue acumulado en mayor grado en el tejido hepático; en otra especie consumidora de peces (*Somateria mollissima*) el Fe se acumuló más en el hígado, seguido del tejido muscular (Lande, 1977).

Las mayores concentraciones de Mn se presentaron principalmente en el hígado, aunque el valor más elevado correspondió a las plumas del cormorán *Phalacrocorax olivaceus* (Tabla 6.2.13). Para las diferentes especies analizadas las mayores concentraciones de Mn fueron del mismo orden de magnitud, lo cual probablemente se relacione con el carácter esencial de este elemento de manera que su concentración sea regulada por los organismos de acuerdo a sus necesidades metabólicas (Kim *et al.*, 1998).

El Pb es un metal tóxico para las aves. Se sabe que a niveles elevados ($>630 \mu\text{g g}^{-1}$ en peso fresco) afecta la actividad enzimática de la deshidrogenasa (Dieter *et al.*, 1976). Es probable que se presenten niveles elevados de Pb (principalmente en la sangre) cuando las aves ingieren restos de municiones junto con su alimento (Finley *et al.*, 1976). En este estudio los mayores niveles se presentaron en el músculo, seguido de las plumas y el hígado (Tabla 6.2.13). Algunos autores han encontrado valores elevados de Pb en el hígado, algunos de ellos superiores a $7 \mu\text{g}$

g⁻¹ en peso seco que se considera como el límite superior de la concentración natural (Pain, 1996).

Tabla 6.2.13. Concentración y distribución de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) en de aves (consumidores de alto nivel) recolectadas en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa entre febrero y marzo de 2000.

Especie	Tejido	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Pelecanus occidentalis</i>	músculo	0.7 ± 0.1	14.8 ± 1.6	259 ± 19	1.1 ± 0.3	8.3 ± 3.0	23.3 ± 5.0
<i>Pelecanus occidentalis</i>	corazón	2.6 ± 0.4	10.4 ± 1.6	343 ± 69	0.7 ± 0.3	6.7 ± 0.1	57.1 ± 3.9
<i>Pelecanus occidentalis</i>	hígado	4.7 ± 0.4	13.7 ± 4.6	2364 ± 971	10.4 ± 1.2	2.6 ± 1.2	130 ± 65
<i>Pelecanus occidentalis</i>	plumas	0.6 ± 0.2	N. D.	125 ± 17	2.6 ± 0.5	3.7 ± 2.0	82.4 ± 24
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	hígado	2.1 ± 1.8	20.3 ± 3.0	1098 ± 311	11 ± 1.8	5.2 ± 2.8	98 ± 18
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	músculo	1.2 ± 0.8	19.1 ± 2.4	322 ± 51	2.3 ± 1.1	3.3 ± 1.9	34.8 ± 18
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	vísceras	1.1 ± 0.8	3.0 ± 1.3	174 ± 121	10.7 ± 14	2.6 ± 1.5	107 ± 2.0
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	corazón	1.2 ± 0.7	11.6 ± 2.1	626 ± 224	1.8 ± 0.8	4.9 ± 2.3	94.5 ± 27.2
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	plumas	0.6 ± 0.3	2.2 ± 0.6	339 ± 156	33.5 ± 11	2.8 ± 0.9	192 ± 14
<i>Bubulcus ibis</i>	músculo	0.7 ± 0.2	11.9 ± 0.2	290 ± 2.7	1.1 ± 0.2	2.1 ± 1.0	21.8 ± 0.1
<i>Bubulcus ibis</i>	hígado	2.3 ± 1.4	15.7 ± 1.1	1233 ± 4.1	10.9 ± 0.4	4.2 ± 1.7	132 ± 9.7
<i>Bubulcus ibis</i>	corazón	1.0 ± 0.6	16.2 ± 1.1	336 ± 30	N. D.	2.8 ± 2.1	32.3 ± 1.9
<i>Bubulcus ibis</i>	vísceras	0.6 ± 0.1	13.7 ± 1.0	202 ± 8.4	21.5 ± 0.9	0.8 ± 0.2	159 ± 3.1
<i>Bubulcus ibis</i>	plumas	0.3 ± 0.0	15.1 ± 0.3	647 ± 102	8.3 ± 2.0	11.4 ± 4.0	129 ± 9.0
<i>Casmerodius albus</i>	corazón	1.3 ± 0.4	12.3 ± 1.4	610 ± 89	1.5 ± 0.4	7.3 ± 4.9	55.1 ± 2.1
<i>Casmerodius albus</i>	músculo	1.4 ± 0.5	14.5 ± 2.3	247 ± 29	2.3 ± 0.3	1.7 ± 0.2	25.6 ± 2.3
<i>Casmerodius albus</i>	hígado	2.3 ± 0.1	16 ± 3.8	3123 ± 598	10.6 ± 0.8	5.6 ± 2.0	96 ± 15
<i>Casmerodius albus</i>	vísceras	1.4 ± 0.4	4.1 ± 1.6	80.3 ± 30	7.2 ± 1.8	5.1 ± 2.7	67.5 ± 26
<i>Casmerodius albus</i>	plumas	1.4 ± 0.8	9.6 ± 2.5	131 ± 42	7.9 ± 1.9	1.8 ± 0.3	97.4 ± 19

N. D., no disponible

El mayor valor de Zn se detectó en las plumas de *Phalacrocorax olivaceus* (Tabla 6.2.13). El Zn es un elemento esencial para el metabolismo de los organismos, y se cree que proporciona protección contra la toxicidad renal del Cd (Hutton, 1981). Otros autores han concluido que los mayores niveles de Zn generalmente se asocian con niveles altos de Cd en diversas especies de aves marinas (Muirhead y Furness, 1988; Honda *et al.*, 1990). En este estudio se encontraron los mayores niveles de Zn y Cd en el hígado de *P. occidentalis* y *C. albus*. Aun cuando las aves pueden regular los niveles de Zn en su cuerpo, las cantidades excesivas de este elemento son toleradas sin que se presenten efectos toxicológicos significativos (Goede, 1985).

Como se explicó en la sección 6.1, se obtuvieron valores de concentración nominal para las diferentes especies utilizadas. Para obtener esta concentración se utilizaron las concentraciones del metal de interés en los diferentes tejidos, además de estimar el porcentaje representado por cada tejido con respecto a la totalidad del organismo (lo cual se consideró como el 100 %). En aquellos organismos cuya talla permitió llevar a cabo disecciones, se hicieron los cálculos de la concentración nominal de los diferentes metales pesados considerando el porcentaje que representaba el tejido de interés con respecto al peso total del organismo.

El Cd y el Zn fueron acumulados en niveles más elevados en *Carcharhinus leucas* y *Sphyrna lewini* (Tabla 6.2.15); el Cu en *Litopenaeus stylirostris* (Tabla 6.2.14); y Fe en *Fulica americana*, Mn en *Anas cyanoptera*, y Pb en *Charadrius vociferus* (Tabla 6.2.16). El orden de las concentraciones para los camarones peneidos fue Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd.

Tabla 6.2.14. Concentración nominal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en cinco especies de camarones peneidos provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	0.76 ± 0.28	67.2 ± 4.1	39.6 ± 17.2	4.3 ± 0.12	2.05 ± 0.46	56.8 ± 0.1
<i>Litopenaeus vannamei</i>	3.08 ± 2.22	25.1 ± 1.4	82.3 ± 9.6	2.98 ± 0.16	0.6 ± 0.11	52.8 ± 0.2
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	3.77 ± 2.65	22.5 ± 2.1	48.5 ± 22.2	2.6 ± 0.5	2.33 ± 1.75	49.7 ± 6.7
<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>	0.74 ± 0.11	22.65 ± 0.1	45.8 ± 1.7	2.02 ± 0.1	2.09 ± 1.0	51.5 ± 0.6
<i>Xiphopenaeus riveti</i>	2.28 ± 0.88	18.8 ± 0.7	203 ± 13	6.37 ± 0.02	7.45 ± 3.7	40.4 ± 0.2

Tabla 6.2.15. Concentración nominal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en seis especies de peces provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Mugil cephalus</i>	0.11 ± 0.1	8.63 ± 0.23	60.6 ± 17.1	4.32 ± 0.54	1.29 ± 0.21	26.6 ± 1.4
<i>Lutjanus colorado</i>	0.07 ± 0.06	0.19 ± 0.14	10.1 ± 0.4	0.23 ± 0.09	0.79 ± 0.16	21.8 ± 2.9
<i>Cynoscion xanthulus</i>	0.43 ± 0.39	0.21 ± 0.12	15.7 ± 8.5	0.58 ± 0.27	2.63 ± 1.7	24.5 ± 5.1
<i>Galeichthys peruvianus</i>	2.26 ± 0.16	0.42 ± 0.04	41.5 ± 3.9	0.43 ± 0.04	2.4 ± 0.5	67.3 ± 5.4
<i>Carcharhinus leucas</i>	12.6 ± 2.7	0.12 ± 0.02	15.6 ± 0.5 ±	0.22 ± 0.03	1.05 ± 0.2	10.0 ± 0.2
<i>Sphyrna lewini</i>	8.1 ± 1.2	18.2 ± 4.0	661 ± 55	6.32 ± 0.21	5.3 ± 0.9	2396 ± 280

En los peces el orden general de las concentraciones de los metales pesados fue $\text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Cd} > \text{Pb}$; la secuencia de las concentraciones fue semejante a la de los camarones peneidos. En ambos grupos los elementos esenciales se acumularon en mayor grado (Zn, Fe, Cu y Mn) que los no esenciales (Cd y Pb). Al parecer la capacidad reguladora de los organismos hacia los diferentes metales es un factor determinante en su grado de acumulación.

Tabla 6.2.16. Concentración nominal (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en catorce especies de aves provenientes del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Dendrocygna bicolor</i>	0.33 ± 0.03	29.6 ± 0.9	454 ± 12	7.0 ± 0.6	5.17 ± 0.27	38.5 ± 2.6
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	1.22 ± 0.15	32.4 ± 0.9	313 ± 27	4.02 ± 2.18	3.24 ± 1.9	58 ± 4.0
<i>Fulica americana</i>	1.44 ± 0.36	58 ± 24.5	1337 ± 633	17.7 ± 11.2	7.69 ± 3.62	55.7 ± 1.5
<i>Charadrius vociferus</i>	1.59 ± 0.19	21.2 ± 1.3	328 ± 17	5.8 ± 0.4	9.2 ± 0.5	60.7 ± 0.6
<i>Anas cyanoptera</i>	1.19 ± 0.19	26.1 ± 3.1	583 ± 100	19.1 ± 10.4	8.55 ± 3.4	34.1 ± 0.4
<i>Recurvirostra americana</i>	1.11 ± 0.3	12.9 ± 0.3	496 ± 13	16 ± 13.4	6.6 ± 0.7	33.1 ± 1.5
<i>Himantopus mexicanus</i>	0.67 ± 0.17	16.2 ± 4.3	502 ± 14	17.9 ± 0.8	3.19 ± 0.18	52.6 ± 4.6
<i>Plegadis chihi</i>	1.33 ± 0.79	10.5 ± 1.3	490 ± 37	14 ± 7.3	4.75 ± 2.8	36 ± 13.5
<i>Oxyura jamaicensis</i>	1.4 ± 0.5	26 ± 3.0	556 ± 12	5.12 ± 0.32	N. D.	27 ± 3 24-30
<i>Aythya affinis</i>	1.25 ± 0.15	41.9 ± 3.4	664 ± 68	3.64 ± 0.54	N. D.	63.7 ± 6.0
<i>Pelecanus occidentalis</i>	0.88 ± 0.17	13.8 ± 1.3	315 ± 2.0	1.51 ± 0.36	7.72 ± 2.92	29.8 ± 1.8
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	1.24 ± 0.79	16.2 ± 1.3	354 ± 81	4.53 ± 0.96	6.3 ± 5.1	54.6 ± 16.6
<i>Bubulcus ibis</i>	0.8 ± 0.2	12.4 ± 0.7	346 ± 37	4.6 ± 0.5	7.1 ± 0.5	51.3 ± 2.4
<i>Casmerodius albus</i>	1.46 ± 0.57	13.1 ± 2.8	318 ± 46	2.62 ± 0.99	1.9 ± 0.6	34.5 ± 2.3

En el caso de las aves, el patrón decreciente de las concentraciones nominales fue $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Cd}$; nuevamente se observa que los metales esenciales se detectaron en concentraciones más elevadas con respecto a los metales no esenciales. De manera general el Fe fue detectado en niveles más elevados; quizás por ser un elemento requerido para múltiples actividades enzimáticas, además en las aves migratorias los músculos que mueven las alas están altamente vascularizados y este elemento es muy importante como componente de la sangre.

Con la finalidad de conocer la tendencia de acumulación de los diferentes metales pesados en los organismos con respecto al medio circundante, se calculó el factor de concentración (FC) de acuerdo a la siguiente fórmula (Szefer, 1998):

$$FC = C1/C2$$

donde C1 es la concentración media del metal en el organismo y C2 corresponde al nivel promedio del elemento de interés en el agua de mar circundante o el sedimento superficial. En este estudio se utilizaron los datos de concentración de metales pesados (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) correspondientes al sedimento superficial (Cd 0.5, Cu 29.3, Fe 54000, Mn 925, Pb 121, Zn 80.5) en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa (Green-Ruiz, 1996).

A partir de los factores de concentración obtenidos en los diferentes organismos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada de Pabellón, Sinaloa, se observó que el Cd se acumuló ($FC > 1$) en la mayor parte de la biota y el Cu solo se acumuló en algunas aves (*Dendrocygna bicolor*, *D. autumnalis*, *Fulica americana* y *Aythia affinis*) y en el ostión de mangle *Crassostrea corteziensis* (Tabla 6.2.17). En un estudio con algunas especies del plancton, bentos y peces provenientes del mar Báltico, Szefer (1991) encontró que de manera general la biota estudiada tuvo mayor afinidad por el Fe y el Pb, mientras que en el caso del Cd, Cu, Mn y Zn los valores de FC fueron del mismo orden de magnitud. De manera general podemos decir que el orden decreciente de los FC en la biota del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón fue $Cd > Zn > Cu > Pb > Mn > Fe$. Es pertinente señalar que en el trabajo de Szefer (1991) los cálculos del FC se llevaron a cabo a partir de las concentraciones en el agua de mar y en este estudio se utilizaron los datos correspondientes a las concentraciones promedio de metales pesados en el sedimento superficial.

Debido a que los metales se movilizan a lo largo de la cadena trófica desde las presas hasta los depredadores, es importante conocer si los consumidores

regulan la absorción de los metales (Szefer, 1998). La biomagnificación ocurre cuando los contaminantes pasan de un nivel trófico inferior a otro superior a través

Tabla 6.2.17. Factores de concentración de metales pesados en especies del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Coscinodiscus centralis</i>	0.5	0.007	0.01	0.31	0.19	1.4
<i>Gracilaria</i> sp.	0.4	0.3	0.009	0.03	0.04	0.4
<i>Polysiphonia</i> sp.	1.7	0.4	0.04	0.05	0.02	0.4
<i>Rhizophora mangle</i>	0.3	0.1	0.002	0.03	0.01	0.1
<i>Avicennia germinans</i>	0.2	0.1	0.001	0.06	0.01	0.2
<i>Laguncularia racemosa</i>	0.5	0.07	0.001	0.03	0.007	0.1
<i>Sagitta enflata</i>	1.8	N. D.	0.01	0.09	N. D.	1.5
<i>Crassostrea corteziensis</i>	14.4	9.4	0.005	0.02	0.02	17.6
<i>Balanus eburneus</i>	2.2	0.9	0.01	0.01	0.01	15
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	1.5	2.2	0.0007	0.004	0.01	0.7
<i>Litopenaeus vannamei</i>	6.1	0.8	0.001	0.003	0.004	0.6
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	7.5	0.7	0.0008	0.002	0.01	0.6
<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>	1.4	0.7	0.0008	0.002	0.01	0.6
<i>Xiphopenaeus riveti</i>	4.5	0.6	0.003	0.006	0.06	0.5
<i>Mugil cephalus</i>	0.2	0.2	0.001	0.004	0.01	0.3
<i>Dendrocygma bicolor</i>	0.6	1.0	0.008	0.007	0.04	0.4
<i>Dendrocygma autumnalis</i>	2.4	1.1	0.005	0.004	0.02	0.7
<i>Lutjanus colorado</i>	0.1	0.006	0.0001	0.002	0.006	0.2
<i>Cynoscion xanthulus</i>	0.8	0.007	0.0002	0.0006	0.02	0.3
<i>Galeichthys peruvianus</i>	4.5	0.01	0.0007	0.0004	0.01	0.8
<i>Fulica americana</i>	2.8	1.9	0.02	0.01	0.06	0.6
<i>Charadrius vociferus</i>	3.1	0.7	0.006	0.006	0.07	0.7
<i>Anas cyanoptera</i>	2.3	0.8	0.002	0.02	0.07	0.4
<i>Recurvirostra americana</i>	2.2	0.4	0.009	0.01	0.05	0.4
<i>Himantopus mexicanus</i>	1.3	0.5	0.009	0.01	0.02	0.6
<i>Plegadis chihi</i>	2.6	0.3	0.009	0.01	0.03	0.4
<i>Oxyura jamaicensis</i>	2.8	0.8	0.01	0.005	N. D.	0.3
<i>Aythia affinis</i>	2.5	1.4	0.01	0.003	N. D.	0.7
<i>Carcharhinus leucas</i>	25.2	0.004	0.0002	0.002	0.008	0.1
<i>Sphyrna lewini</i>	16.2	0.6	0.01	0.006	0.04	29.7
<i>Pelecanus occidentalis</i>	1.7	0.4	0.005	0.001	0.06	0.3
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	2.4	0.5	0.006	0.004	0.05	0.6
<i>Bubulcus ibis</i>	1.6	0.4	0.006	0.004	0.05	0.6
<i>Casmerodius albus</i>	2.9	0.4	0.005	0.002	0.01	0.4

N. D., no disponible

de la cadena trófica, de tal forma que los organismos de los niveles tróficos superiores presentan concentraciones más elevadas de los contaminantes (Cockerham y Shane, 1994). Se llevaron a cabo cálculos del factor de transferencia

(FT); dicho factor es el resultado de dividir la concentración promedio del metal de interés en el consumidor dividido por la concentración promedio del mismo metal en la presa (Szefer, 1998). Aquellos factores de transferencia menores a la unidad indican que no existe una biomagnificación del elemento en niveles tróficos sucesivos para un determinado sistema. En el caso de tener valores de $FT > 1$ se puede decir que se da un proceso de biomagnificación entre los niveles tróficos sucesivos que se están comparando. Considerando lo mencionado anteriormente, se observa que en el caso del Cd la biomagnificación fue más acentuada en el ostión de mangle *Crassostrea corteziensis*, el camarón café *Farfantepenaeus californiensis* y el tiburón chato *Carcharinus leucas* que en el resto de los organismos. En lo que respecta al Pb, el proceso de biomagnificación fue más acentuado en las aves: la gallineta *Fulica americana*, el tildillo *Charadrius vociferus*, el pato canelón *Anas cyanoptera* y la avoceta americana *Recurvirostra americana*. Una característica común a estas aves es su carácter migratorio, de tal forma que los niveles de Pb en su organismo quizás sean un reflejo de las condiciones existentes en sus sitios de origen en norteamérica.

El Cd y el Pb fueron los metales sujetos a biomagnificación en un mayor número de especies; estos elementos se consideran no esenciales y es probable que los organismos no sean capaces de regular sus concentraciones en el cuerpo. La biomagnificación observada en el caso del Cd y del Pb, debe tomarse con cautela pues se observó un patrón de biomagnificación al comparar ciertas especies de los diferentes niveles tróficos pero no en todos los casos se encontró el mismo patrón (tabla 6.2.18). En este sentido se han considerado diversos factores a favor de la presencia de mayores concentraciones de metales pesados en las presas con respecto a sus depredadores: absorción incompleta de los metales a través del intestino, excreción rápida y dilución en el músculo puesto que representa una gran masa del peso total corporal (Szefer, 1998).

Tabla 6.2.18. Factores de transferencia de metales pesados para los diferentes organismos recolectados en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

Especie	Nivel trófico	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Crassostrea corteziensis</i>	Consumidor primario	23.2	27.6	0.58	0.29	0.80	47.9
<i>Balanus eburneus</i>	Consumidor primario	3.54	2.78	2.01	0.16	0.49	40.8
<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Consumidor primario	2.45	6.72	0.08	0.05	0.48	1.91
<i>Litopenaeus vannamei</i>	Consumidor primario	9.90	2.51	0.17	0.04	0.14	1.78
<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	Consumidor primario	12.1	2.25	0.10	0.03	0.54	1.67
<i>Farfantepenaeus brevisrostris</i>	Consumidor primario	2.38	2.26	0.09	0.02	0.49	1.73
<i>Xiphopenaeus riveti</i>	Consumidor primario	7.35	1.88	0.43	0.08	1.75	1.36
<i>Mugil cephalus</i>	Consumidor primario	0.35	0.86	0.13	0.05	0.30	0.89
<i>Dendrocygna bicolor</i>	Consumidor primario	1.06	2.96	0.98	0.09	1.21	1.3
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Consumidor primario	3.93	3.24	0.67	0.05	0.76	1.95
<i>Sagitta enflata</i>	Consumidor secundario	0.45	N. D.	2.20	13.3	N. D.	0.41
<i>Lutjanus colorado</i>	Consumidor secundario	0.03	.003	0.04	0.03	0.26	0.07
<i>Cynoscion xanthulus</i>	Consumidor secundario	0.20	.003	0.06	0.08	0.88	0.08
<i>Galeichthys peruvianus</i>	Consumidor secundario	1.09	.007	0.16	0.06	0.80	0.22
<i>Fulica americana</i>	Consumidor secundario	0.69	1.09	5.45	2.63	2.58	0.18
<i>Charadrius vociferus</i>	Consumidor secundario	0.77	0.4	1.33	0.86	3.09	0.2
<i>Anas cyanoptera</i>	Consumidor secundario	0.57	0.49	2.37	2.84	2.87	0.11
<i>Recurvirostra americana</i>	Consumidor secundario	0.53	0.24	2.02	2.38	2.22	0.11
<i>Himantopus mexicanus</i>	Consumidor secundario	0.32	0.30	2.04	2.66	1.07	0.17
<i>Plegadis chihi</i>	Consumidor secundario	0.64	0.19	2.00	2.08	1.59	0.12
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Consumidor secundario	0.67	0.49	2.26	0.76	N. D.	0.09
<i>Aythya affinis</i>	Consumidor secundario	0.60	0.79	2.71	0.54	N. D.	0.21
<i>Carcharhinus leucas</i>	Consumidor terciario	11.1	.006	0.03	0.01	0.20	0.2
<i>Sphyrna lewini</i>	Consumidor terciario	7.1	0.93	1.42	0.4	1.04	47.9
<i>Pelecanus occidentalis</i>	Consumidor terciario	0.77	0.71	0.68	0.09	1.51	0.59
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	Consumidor terciario	1.09	0.83	0.76	0.28	1.24	1.09
<i>Bubulcus ibis</i>	Consumidor terciario	0.7	0.63	0.74	0.29	1.39	1.02
<i>Casmerodius albus</i>	Consumidor terciario	1.29	0.67	0.68	0.16	0.37	0.69

N. D., no disponible

Los gráficos donde se visualizan las tendencias de las concentraciones medias de los diferentes metales pesados analizados se presentan en las figuras 6.2.1 a 6.2.3. Para ninguno de los elementos considerados se apreció un patrón definido de las concentraciones a lo largo de los diferentes niveles tróficos. Quizás sea

necesario contar con mayor información de tipo biológico y ecológico que ayude a reconocer cadenas tróficas definidas en nuestro estudio.

Las concentraciones de los contaminantes en los diferentes niveles de una cadena trófica pueden permanecer constantes o variar; cuando se presenta un incremento de dichas concentraciones de acuerdo al nivel trófico se dice que existe biomagnificación (Spacie y Hamelink, 1985).

El Pb no presentó una tendencia a incrementarse con el nivel trófico (Figura 6.2.1), esto concuerda con lo encontrado por Dietz *et al* (2000) en ecosistemas marinos y terrestres de latitudes templadas. En contraste, el Cd sí presentó una tendencia a incrementarse de acuerdo al nivel trófico; los niveles más elevados se presentaron en los tiburones (consumidores terciarios). Otros autores (Muir *et al.*, 1992, 1997) encontraron un patrón similar en ecosistemas marinos del Artico y advierten que se requiere ser cauteloso cuando se habla de biomagnificación pues dependiendo de las especies de los diferentes niveles tróficos que se comparen serán las conclusiones a las que se lleguen.

Los niveles de Cu, de Fe y de Zn (no en el caso de los balanos y los ostiones) no mostraron un patrón ascendente a lo largo de los niveles tróficos, quizás por su carácter de metales esenciales están sujetos a un control fisiológico de sus concentraciones (Figuras 6.2.2 y 6.2.3). El Mn presentó un comportamiento inverso al que pudiera esperarse en un proceso de biomagnificación (Figura 5.2.3). De manera general, en el nivel trófico inferior (productores primarios) las concentraciones de Mn fueron más elevadas que en los niveles tróficos sucesivos. Es pertinente mencionar que en los alrededores del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón existen campos agrícolas donde se utilizan agroquímicos que contienen Mn; estos compuestos pueden llegar a las aguas del sistema lagunar e incorporarse al sedimento y la fracción soluble para posteriormente formar parte de los productores primarios.

Con la finalidad de determinar si existieron diferencias significativas entre las concentraciones promedio de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en cada nivel trófico de la

laguna de Guaymas, y el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, se llevó a cabo una prueba t de Student. No hubo diferencias significativas ($p < 0.05$) para ninguno de los metales comparados. La alta variabilidad de las concentraciones de los metales para cada nivel trófico contribuyó para que no se presentaran diferencias significativas; lo anterior es un reflejo de la variabilidad inherente a las especies que comparten un mismo nivel trófico.

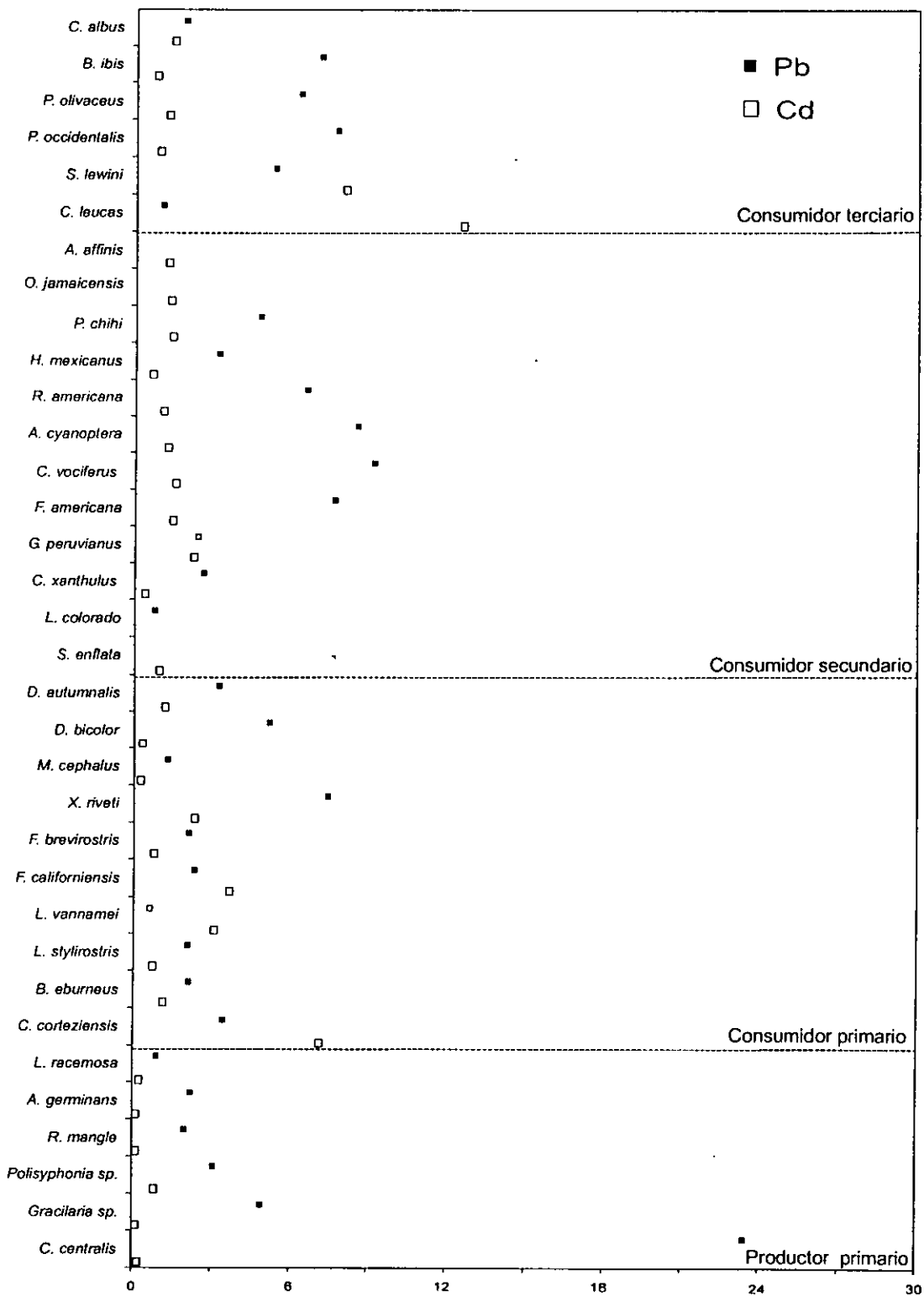


Figura 6.2.1. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Cd y Pb en organismos de diferentes niveles tróficos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

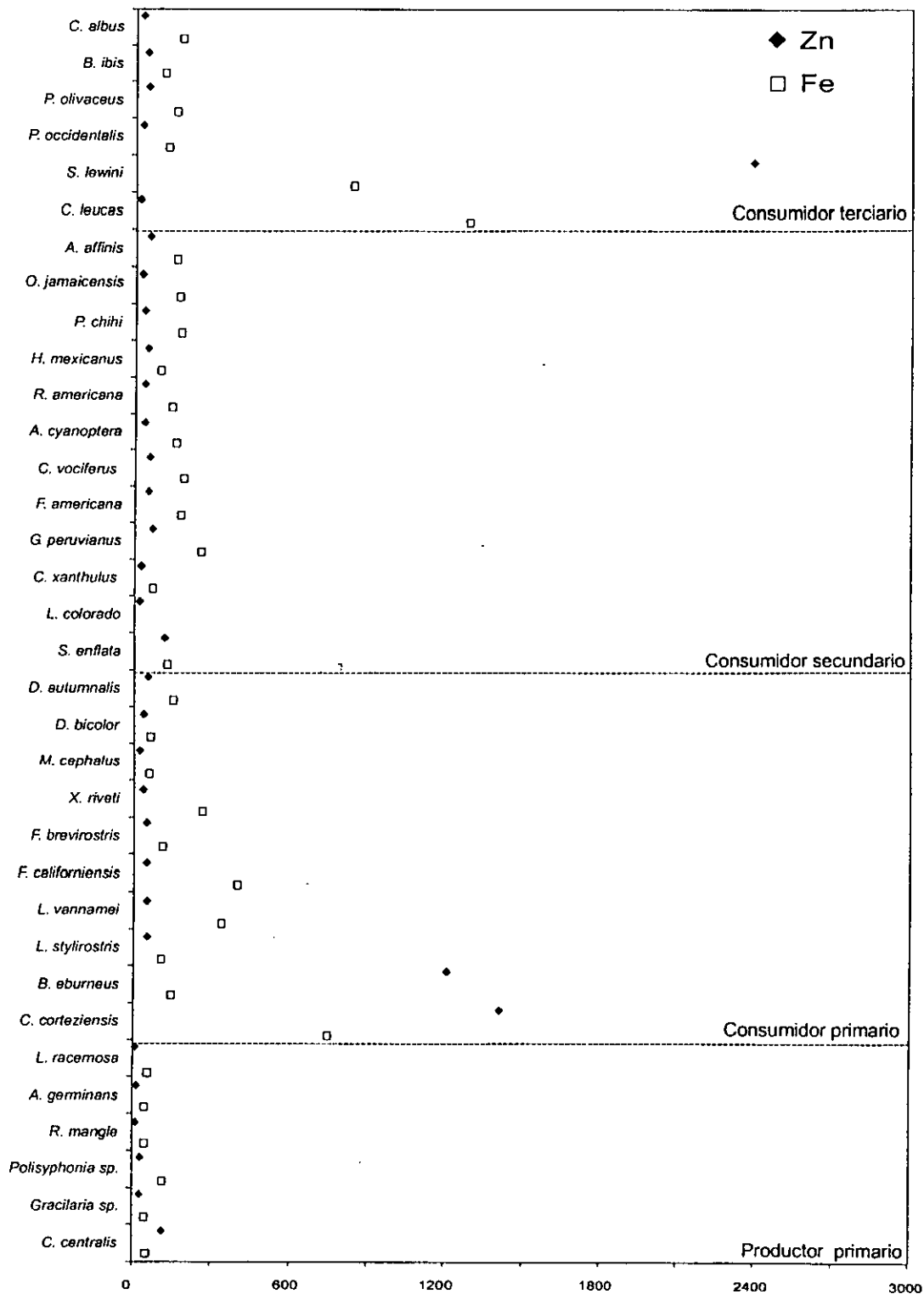


Figura 6.2.2 Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Fe y Zn en organismos de diferentes niveles tróficos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

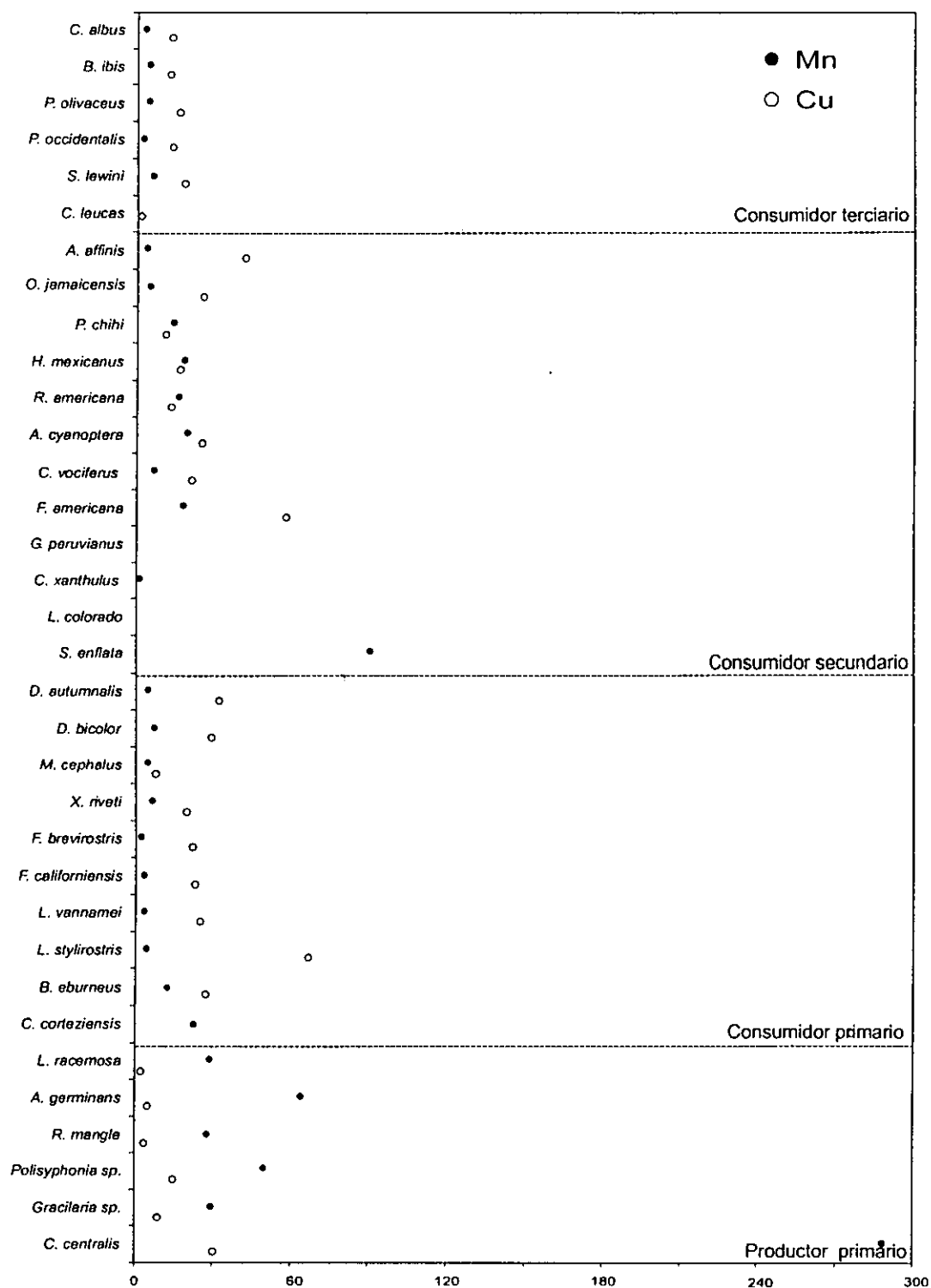


Figura 6.2.3. Concentraciones nominales ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de Mn y Cu en organismos de diferentes niveles tróficos del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa.

6.3 Concentración de metales pesados en mamíferos marinos del bajo golfo de California.

Delfines tornillo

En agosto de 1993, se encontraron varados 33 ejemplares de delfines tornillo (*Stenella longirostris*) en la laguna de La Paz, B. C. S. (Fig. 4.3c), de los cuales se liofilizaron los tejidos de interés y se utilizaron para el presente estudio. Se analizaron algunos metales pesados (Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb y Zn) en músculo, hígado y riñón de 11 de los ejemplares varados (4 hembras y 7 machos).

El delfín tornillo vive en latitudes tropicales y subtropicales de todo el mundo. En el golfo de California se han documentado más de 50 avistamientos en la zona comprendida entre Cabo San Lucas, B. C. S. y la bahía de Banderas, Nay. (Perrin *et al.*, 1985). Esta especie se alimenta principalmente de peces y calamares (Urbán-Ramírez *et al.*, 1997), lo cual implica que acumulen cantidades significativas de metales pesados.

Algunos datos morfométricos y biológicos de los organismos estudiados se presentan en la Tabla 6.3.1. Los datos de crecimiento en este grupo de mamíferos marinos son escasos, la mayoría de la información ha sido recolectada de la flota comercial, en estaciones balleneras y a partir de animales varados (Bryden, 1972).

Aunque la edad de los especímenes no se pudo determinar en todos los casos, los datos biométricos sugieren que se trata de adultos. Según Perrin (1975), los delfines recién nacidos de esta especie miden 80 cm de longitud total y alcanzan casi 200 cm al llegar a adultos. Las longitudes medias (183.7 cm para los machos y 177.2 cm para las hembras) y los pesos medios (50.2 kg para los machos y 41.2 kg para las hembras) estuvieron dentro del intervalo registrado para esta especie en el Pacífico oriental (Perrin, 1975).

Tabla 6.3.1. Datos morfométricos y biológicos de los delfines tornillo (*Stenella longirostris*) varados en la laguna de La Paz, B. C. S.

No. ejemplar	Edad (años)	Sexo	Peso (kg)	Longitud total (cm)
1	N. D.	Macho	50.3	185
2	N. D.	Hembra	39.2	175
3	N. D.	Macho	48.7	188
4	N. D.	Hembra	38.5	184
5	14	Hembra	43.9	178.5
6	10	Macho	52.6	186
7	15	Macho	55.2	184
8	10	Macho	39.3	167
9	16	Macho	56.6	193
10	11	Hembra	43.1	171.5
11	12	Macho	49.3	183

N. D., no determinado

Ballenas

Entre febrero y abril de 1999 se encontraron varados 4 ejemplares de ballenas grises *Eschrichtius robustus* y 1 ejemplar de cachalote *Physeter catodon* (Tabla 6.3.2). Todos los especímenes fueron encontrados en las costas del norte de Sinaloa (Figs. 4.3a, 4.3b y 4.3d). Se hicieron análisis de los mismos elementos (Cd, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb y Zn) que en los delfines.

Aunque no se llevaron a cabo cálculos para determinar la edad de los organismos, los datos morfométricos presentados en la Tabla 6.3.2 indican que se trata de juveniles, con excepción de un ejemplar adulto encontrado en Altamura, Sinaloa. La descripción de Leatherwood *et al.* (1988) indica que la ballena gris (*E. robustus*) puede alcanzar una longitud máxima de 14 m y un peso de hasta 33 toneladas; la madurez sexual se alcanza cuando los organismos miden de 11 a 12 m.

Tabla 6.3.2. Ubicación y algunas características biológicas de las ballenas varadas en el norte de Sinaloa.

No.	Especie	Sexo	* (kg)	Peso	Longitud (m)	Fecha	Sitio de recolección
1	<i>Eschrichtius robustus</i>	H	2500		N. D.	17/02/99	Bahía del Jitzamuri, Angostura, Sinaloa
2	<i>Eschrichtius robustus</i>	M	3000		9	19/02/99	Bahía Santa María, Angostura, Sinaloa
3	<i>Eschrichtius robustus</i>	H	10000		12	27/02/99	Isla de Altamura, Angostura, Sinaloa
4	<i>Eschrichtius robustus</i>	H	1500		7	18/03/99	Bahía de Topolobampo, Ahome, Sinaloa
5	<i>Physeter catodon</i>	N. D.	2000		7	06/04/99	Boca de la Risión, Angostura, Sinaloa

H, hembra; M, macho; N. D., no determinado; * estimado

Tabla 6.3.3. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de los metales pesados analizados en los tejidos de los delfines.

Tejido/órgano	Cd	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Músculo	1.6 ± 0.9	8.2 ± 12	565 ± 67	1.6 ± 0.2	0.8 ± 0.2	2.2 ± 1.2	28.6 ± 8.7
Riñón	124 ± 60	13.1 ± 4.0	752 ± 192	6.7 ± 2.0	3.0 ± 0.6	2.6 ± 2.1	124 ± 27.4
Hígado	24.3 ± 11.0	19.2 ± 4.7	1106 ± 198	64.7 ± 25.8	10.9 ± 2.8	3.3 ± 2.3	112 ± 23.3

El cachalote (*P. catodon*) mide de 3.7 a 4.3 m al nacer; cuando adulto presenta diferencias en sus dimensiones dependiendo del sexo: las hembras pueden alcanzar una longitud de 13 m y un peso de 16 toneladas, los machos alcanzan 18.5 m de longitud y un peso de 32 a 45 toneladas. Habitan en todos los océanos con excepción de los polos (Harrison y Bryden, 1988).

Tabla 6.3.4. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de los metales pesados analizados en los tejidos de las ballenas grises (*Eschrichtius robustus*).

Tejido/órgano	Cd	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Músculo	0.4 ± 0.2	4.1 ± 1.7	1009 ± 802	0.2 ± 0.07	0.8 ± 0.1	0.6 ± 0.4	279 ± 104
Riñón	5.7 ± 1.4	17.1 ± 3.9	560 ± 89	0.5 ± 0.2	2.3 ± 1.0	0.6 ± 0.3	332 ± 125
Hígado	1.1 ± 1.0	17.2 ± 7.5	761 ± 214	0.3 ± 0.06	19.6 ± 3.2	0.9 ± 0.8	388 ± 274

Las concentraciones promedio de los metales pesados analizados en los delfines tornillo se presentan en la Tabla 6.3.3, y los valores correspondientes a las ballenas y el cachalote en las Tablas 6.3.4 y 6.3.5 respectivamente.

Tabla 6.3.5. Concentraciones medias de los metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) analizados en los tejidos del cachalote (*Physeter catodon*).

Tejido/órgano	Cd	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
Músculo	1.2 ± 0.3	2.2 ± 0.3	2155 ± 62	0.9 ± 0.0	8.0 ± 1.2	1.3 ± 0.3	129 ± 0.0
Riñón	94.0 ± 23	44.4 ± 0.3	1440 ± 32	2.2 ± 0.03	4.5 ± 0.4	1.2 ± 0.7	183 ± 4.0
Hígado	7.7 ± 0.2	48.6 ± 0.3	5200 ± 172	0.5 ± 0.0	2.9 ± 0.6	4.2 ± 2.0	107 ± 3.0

A continuación se discuten algunos aspectos relevantes acerca de la concentración de los elementos analizados en los diferentes mamíferos marinos.

Cadmio

Para todos los mamíferos marinos estudiados la concentración promedio más elevada se encontró en el riñón (Tablas 6.3.3, 6.3.4 y 6.3.5). En los delfines y el cachalote la tendencia de las concentraciones de este elemento fue riñón>hígado>músculo; un patrón similar fue registrado por Storelli *et al.* (1999) al trabajar con el delfín de Riso, *Grampus griseus*, proveniente del mar Adriático. La principal fuente de Cd para los delfines la constituyen sus presas, siendo el calamar la principal fuente de alimentación de estos organismos. Se sabe que estos organismos tienen altos niveles de Cd; aunado a esto, este elemento tiene una vida media en los mamíferos terrestres de hasta 10 años (Monaci *et al.*, 1998).

Generalmente se han encontrado concentraciones elevadas de Cd en los mamíferos marinos, en particular en el hígado y el riñón de especies que habitan áreas alejadas de las fuentes de contaminación (Law, 1996). Además, la retención de cadmio en el riñón y el hígado de los mamíferos marinos se relaciona con su almacenamiento selectivo en las proteínas llamadas metalotioneinas (Storelli *et al.*, 1999). Monaci *et al.* (1998) consideraron que el riñón es el principal órgano donde se une el Cd a las metalotioneinas. Conforme la acumulación de Cd en las metalotioneinas aumenta, se presenta un derrame del elemento hacia otras proteínas, después de lo cual aparecen los primeros síntomas de toxicidad (Law *et al.*, 1992).

Cobre

Para todos los mamíferos marinos analizados los mayores niveles medios de Cu se detectaron en el hígado y siguieron el orden hígado>riñón>músculo (Tablas 6.3.3, 6.3.4 y 6.3.5). De manera general los niveles medios de este elemento fueron similares en todos los mamíferos estudiados al compararlos de tejido a tejido. La concentración más elevada se encontró en el hígado del cachalote *P. catodon* ($48.6 \mu\text{g g}^{-1}$). A partir de la comparación de los niveles de Cu en diversas

especies de cetáceos del mundo (Tablas 6.3.6 y 6.3.7) podemos apreciar que solamente para el caso del delfín *Tursiops gephyreus* proveniente de las costas de Argentina los niveles en el hígado (tomando en cuenta que el valor se incrementa alrededor de 4 veces por la cantidad de humedad en el tejido) fueron mayores por un orden de magnitud al resto de las especies.

El Cu se considera como un elemento esencial para los mamíferos marinos, su concentración está regulada por mecanismos homeostáticos de manera que no es probable encontrar variaciones grandes en cada especie (Monaci *et al.*, 1998). Por otro lado, se sabe que las concentraciones de Cu en el hígado disminuyen con la edad tanto en mamíferos marinos como en terrestres; Honda *et al.* (1983), Wagemann *et al.* (1983) y Luckey y Venugopal (1977) encontraron que los hígados de animales recién nacidos contienen una proteína (metalotioneína) rica en cisteína que se une al Cu, lo cual se piensa que tiene una función de almacenamiento o desintoxicación. Las metalotioneínas son proteínas de bajo peso molecular con diversas funciones, por lo que ha sido difícil establecer su papel biológico específico (Florence *et al.*, 1992). En experimentos con mamíferos se demostró que dosis repetidas de Cd provocan tanto la acumulación del metal como de la metalotioneína a la cual éste se enlaza (Cherian y Goyer, 1978). Estos resultados hicieron suponer que la síntesis de la proteína se daba como una respuesta celular a la presencia de Cd y que la unión del metal a la proteína podría estar funcionando como un mecanismo de desintoxicación.

Hierro

Los trabajos relacionados con la presencia del Fe en mamíferos marinos son escasos. Para el caso de los delfines tornillo los niveles medios de Fe siguieron un patrón hígado>riñón>músculo; en lo relativo a las ballenas grises el orden fue músculo>hígado>riñón; y en el caso del cachalote el orden fue hígado>músculo>riñón (Tablas 6.3.3, 6.3.4 y 6.3.5). En los trabajos publicados

que se consultaron y que se relacionan con la presencia de metales pesados en delfines no se registraron valores de Fe en hígado (Tabla 6.3.6).

El hígado es un órgano con muchas funciones, que pueden ser agrupadas como: a) las concernientes al metabolismo y almacenamiento de los alimentos; b) producción de la bilis; c) actividades relacionadas con la composición de la sangre (tales como la producción de proteínas plasmáticas, incluyendo las necesarias para la coagulación), regulación del azúcar sanguíneo y otras sustancias; d) actividades protectoras y de desintoxicación; e) formación y destrucción de glóbulos rojos (Young, 1980).

Las funciones desintoxicantes del hígado quizás están conectadas con funciones que son estrictamente metabólicas. Muchos de los contaminantes que actualmente se consideran como normales en nuestro ambiente son tratados en el hígado, incluyendo gases tóxicos, tinturas y drogas (Young, 1980).

En cuanto a las ballenas, considerando el contenido de humedad en el tejido hepático, Varanasi *et al.* (1994) detectaron concentraciones de Fe mayores por un orden de magnitud a las registradas en este trabajo en la misma especie de ballena (*E. robustus*) proveniente de las costas de Washington (E. U. A) (Tabla 6.3.7). El hierro está involucrado en el transporte de oxígeno desde los pulmones hasta los tejidos como hemoglobina, en el almacenamiento de oxígeno como mioglobina, y también es almacenado intracelularmente como ferritina y hemosiderina en el hígado, la médula de hueso y el bazo (Venugopal y Luckey, 1978). Quizás su carácter de elemento esencial influya para que sus niveles se mantengan dentro de cierto intervalo, aunque no existe suficiente información publicada para confirmar lo anterior.

Manganeso

Las concentraciones medias de Mn siguieron un patrón descendente hígado>riñón>músculo en el caso de los delfines tornillo y las ballenas grises. En el caso del cachalote las concentraciones más elevadas de Mn se detectaron en el

músculo, seguido del riñón y por último el hígado (Tabla 6.3.5). Furness y Rainbow (1990) señalaron que los niveles de Mn en los mamíferos marinos generalmente están por debajo de los $7 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo en cualquier tejido. Con base en esto y considerando el contenido de humedad se puede decir que los resultados encontrados están por debajo de ese valor.

Son escasos los trabajos donde se presentan los niveles de Mn en mamíferos marinos de diversos sitios del mundo (Tablas 6.3.6 y 6.3.7). Varanasi *et al.* (1994) detectaron en *E. robustus* niveles de Mn comparables a los obtenidos en este trabajo. En otro estudio, Fujise *et al.* (1988) midieron niveles de Mn en el hígado de *Phocoenoides dalli* proveniente del Pacífico noroeste; los valores fueron del mismo orden de magnitud a los encontrados en este trabajo en el hígado del delfín tornillo.

Mercurio

Los niveles de Hg en los tejidos de los delfines constituyen un riesgo potencial para su salud y supervivencia. Las concentraciones de este metal fueron significativamente mayores ($p < 0.05$) en el hígado que en los otros tejidos (músculo y riñón) analizados, dando como resultado el siguiente orden de concentración: hígado > riñón > músculo. Marcovecchio *et al.* (1990) registraron un patrón similar de distribución de Hg en el delfín *Tursiops gephyreus* del suroeste del Atlántico. Los mamíferos marinos tienen hígados grandes en relación con su talla; en este sentido Slijper (1962) consideró que este órgano juega un papel muy importante en el metabolismo corporal y de ahí que su talla esté directamente relacionada con la actividad metabólica.

Storelli *et al.* (1998) encontraron que las concentraciones de Hg fueron más elevadas en el hígado ($277.4 \mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo) que en el músculo del delfín *Stenella coeruleoalba* proveniente del Adriático sur. En comparación con los resultados de este estudio, los datos de Storelli *et al.* (1998) fueron mayores, probablemente como consecuencia del grado de contaminación de esta parte del

mar Adriático. Wagemann y Muir (1984) establecieron que el límite de tolerancia al Hg en el tejido hepático de los mamíferos se da entre 100 y 400 $\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso húmedo. Aunque es difícil de obtener este tipo de información, los valores indican una alta tolerancia al Hg. Esta tolerancia a altos niveles de Hg es adquirida a través de la transformación del Hg orgánico en la forma inorgánica, la cual se considera menos tóxica para los mamíferos marinos.

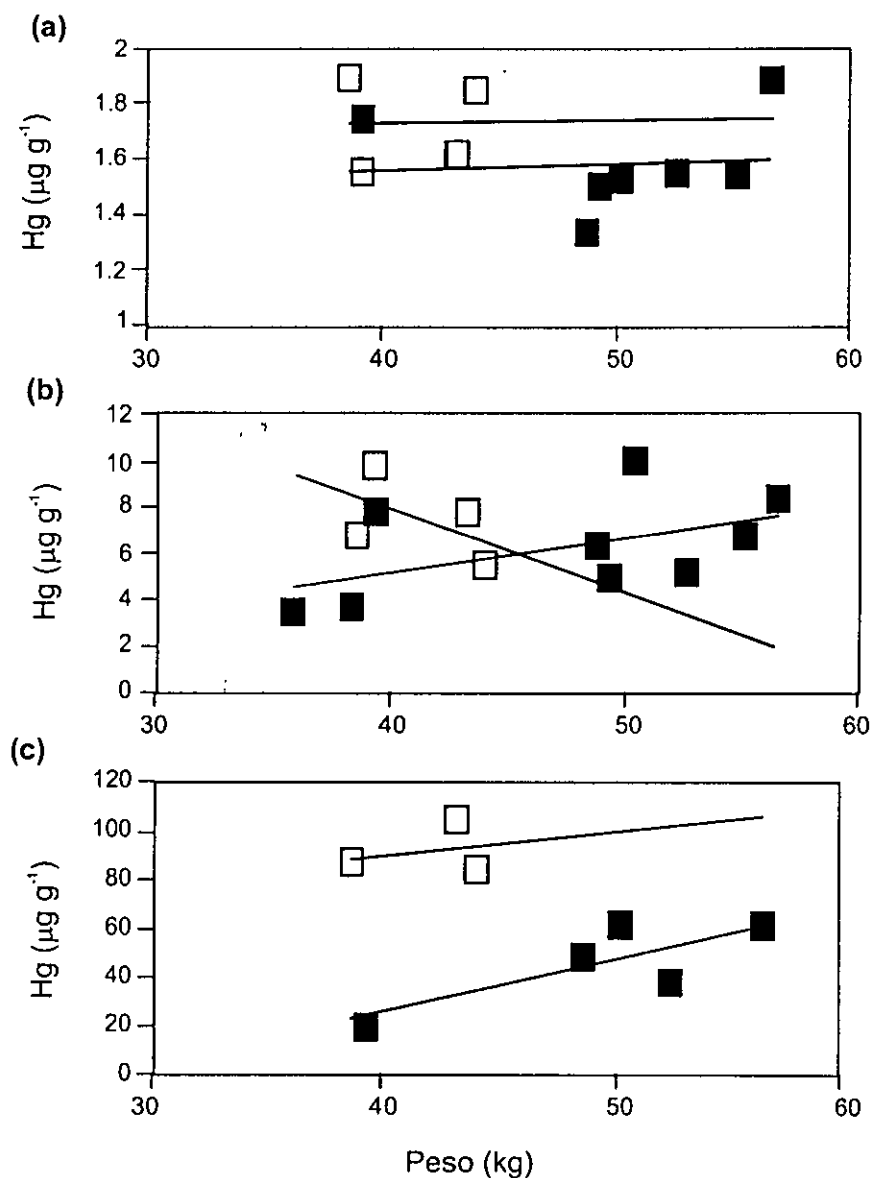


Figura 6.3.1. Variación de los niveles de Hg con respecto al peso de los organismos; (a) músculo, (b) riñón y (c) hígado (cuadros oscuros machos y blancos hembras).

La acumulación del Hg en los delfines se da por un elevado promedio de ingestión diaria y debido al proceso de biomagnificación (Monaci *et al.*, 1998). A partir de esta aseveración puede inferirse que el prolongado ciclo de vida de los delfines esta acompañado por una alta tolerancia a este elemento. Una vez que el Hg penetra al organismo, se acumula principalmente en el hígado en forma de microcristales de seleniuro de Hg. Ya que no se pudieron determinar las edades de todos los especímenes, se observaron las variaciones del Hg en cada tejido con relación al peso de los organismos. Los datos indicaron que los niveles de Hg en el músculo variaron de manera similar en machos y hembras (Fig. 6.3.1). En el caso del riñón, las concentraciones del metal se incrementaron de acuerdo al peso en los machos; en las hembras los datos fueron escasos pero mostraron una tendencia a disminuir conforme se incrementaba el peso (Fig. 6.3.1b). En el hígado las concentraciones fueron las más elevadas de todos los tejidos en ambos sexos. Aunque el número de observaciones fue limitado, hubo una tendencia a incrementar los niveles de Hg con el aumento de peso (Fig. 6.3.1c), presentándose mayores niveles en los hígados de las hembras.

Es difícil adelantar cualquier hipótesis detallada para intentar explicar estas diferencias entre los niveles de contaminación de los órganos de los machos y las hembras. Una posibilidad consiste en la existencia de diferencias específicas en la dieta de los organismos (Phillips, 1980), lo cual conduciría a una absorción desigual del Hg *via* la ruta trófica. Es pertinente considerar la variación de la capacidad de los organismos para acumular aquellos metales que pudieran estar relacionados con la actividad metabólica (André *et al.*, 1990). Las diferencias en la acumulación de algunos metales entre los individuos de diferente sexo podrían también presentarse debido a la variación en las tasas de crecimiento (Páez-Osuna *et al.*, 1995).

Los niveles de Hg medidos en los delfines contemplados en este estudio fueron del mismo orden de magnitud que los publicados para *S. longirostris* en las

Antillas por Gaskin *et al.* (1974). Las mayores concentraciones de Hg en hígado y riñón de delfines fueron cuantificadas en *S. coeruleoalba* de las costas de Japón, donde se han documentado (Honda *et al.*, 1982; Itano *et al.*, 1984a; Noda *et al.*, 1995) altos niveles de contaminación por metales pesados. André *et al.* (1990) detectaron también niveles elevados en los mismos tejidos del delfín *S. attenuata* recolectado en el Pacífico centroamericano. Para el caso del tejido muscular, los mayores valores de Hg registrados en la literatura fueron detectados por Itano *et al.* (1984b) en *S. coeruleoalba* de las costas de Japón y por Marcovecchio *et al.* (1990) en *Tursiops geophysreus* de las costas de Argentina.

En el caso de las ballenas y el cachalote, a diferencia de los delfines, los niveles medios de Hg fueron más elevados en el riñón que en el resto de los tejidos (Tablas 6.3.4 y 6.3.5). Se sabe que las ballenas grises se alimentan de invertebrados bentónicos y durante este proceso ingieren sedimentos que podrían estar contaminados con elementos tóxicos, como el Hg; en contraste, los delfines tienen diferentes hábitos alimenticios (son carnívoros) por lo que se sitúan en niveles tróficos elevados y se cree que esta sea la principal razón por la que el Hg en los tejidos de los delfines se concentre más que en las ballenas (Varanasi *et al.*, 1994).

Plomo

Para el caso de las ballenas grises y el cachalote, los niveles de Pb fueron mayores en el hígado. En el caso de los delfines tornillo las concentraciones de Pb fueron muy similares en los tres tejidos analizados (Tablas 6.3.4 y 6.3.5). Al comparar los valores de Pb en los delfines del golfo de California con los de otros sitios del mundo, se observa que los niveles fueron mayores en *Stenella longirostris* (Tabla 6.3.6). No obstante, Andersen y Rebsdorff (1976) detectaron niveles de Pb de 1.9 a 5.3 mg kg⁻¹ con base a peso fresco en el hígado de *Phocoena phocoena*; dichos valores son comparables a los dados en el presente trabajo. Honda *et al.* (1983) encontraron una correlación positiva entre la

concentración de Pb y la edad, la longitud y el peso en el caso del hígado y el músculo del delfín rayado *Stenella coeruleoalba*.

El Pb no tiene ninguna función biológica, por lo tanto es probable que muestre una tendencia a acumularse con la edad como ocurre con el Cd y el Hg. Sin embargo, los niveles medidos en los vertebrados marinos tienden a ser bajos e incluso cerca del límite de detección; aunque en los ambientes costeros los niveles de este elemento muestran cierto incremento y existen evidencias que indican que esto es debido a la actividad industrial (Furness y Rainbow, 1990). Se sabe que el Pb tiene efectos neurotóxicos en vertebrados superiores, ya sea en el sistema nervioso periférico (reducción de la conducción nerviosa), o en el sistema nervioso central (encefalitis, problemas de comportamiento) (Fergusson, 1991). Es difícil determinar a partir de un estudio de esta naturaleza si las concentraciones elevadas de algunos metales pesados incrementaron la susceptibilidad de los animales a algunas enfermedades infecciosas y eventualmente contribuyeron a su varamiento.

Zinc

En promedio las concentraciones más elevadas de Zn se detectaron en el tejido renal de los delfines tornillo y el cachalote (Tablas 6.3.3 y 6.3.5); en el caso de las ballenas grises el hígado fue el tejido de mayor acumulación de este metal (Tabla 6.3.4). Sanpera *et al.* (1996) consideraron que en la mayoría de los mamíferos marinos las concentraciones de Zn se presentan en el hígado, aunque en algunas especies (*Kogia breviceps*, *Delphinapterus leucas*, *Monodon monoceros*, *Ziphius cavirostris*) el riñón es el órgano con los niveles más elevados de este metal.

En el golfo de California existen pocos trabajos relacionados con la presencia de metales pesados en mamíferos marinos, Villa-Ramírez *et al.* (1993) detectaron los mayores niveles de Zn ($102 \mu\text{g g}^{-1}$) en el hígado de la vaquita *Phocoena sinus*, dicho valor es comparable a lo registrado en el presente trabajo (Tabla 6.3.3). En

el contexto mundial, los niveles de Zn en el hígado de diversas especies de delfines son comparables (considerando el contenido de humedad) a los valores encontrados en *Stenella longirostris* del golfo de California (Tabla 6.3.6), con excepción de los niveles reportados para *Tursiops gephyreus* de las costas de Argentina por Marcovecchio *et al.* (1990).

Furness y Rainbow (1990), al hacer una revisión de los trabajos relacionados con la concentración y distribución de metales pesados en el músculo, el hígado y el riñón de diferentes mamíferos marinos del mundo, detectaron poca variación de las concentraciones de Zn entre los especímenes de diferente especie y localización geográfica. En lo que respecta a los niveles de Zn en el hígado de diferentes especies de ballenas, los valores registrados en individuos de otros sitios del mundo son del mismo orden de magnitud a los encontrados en este trabajo (Tabla 6.3.7).

Tabla 6.3.6. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de algunos metales pesados en el hígado de diversos delfines.

Especie	Cd	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn	Sitio	Referencia
<i>Stenella coeruleoalba</i>	7.0	26.1		172		<0.2	140	Isla Británicas	Law <i>et al.</i> (1991)
<i>Grampus griseus</i>	32.8			1864		0.5		Adriático sur	Storelli <i>et al.</i> (1999)
<i>Tursiops truncatus</i>	0.3	23.8		292		<0.4	101	Carolina del Sur, E. U.	Beck <i>et al.</i> (1997)
<i>Tursiops gephyreus</i>	3.1	303		335			765	Costas de Argentina	Marcovecchio <i>et al.</i> (1990)
<i>Tursiops truncatus</i>	0.2	37.7					263	Florida, U.	E. Wood y Van Fleet (1996)
<i>Stenella coeruleoalba</i>	4.4	22.0		593			111	Costas de Italia	Monaci <i>et al.</i> (1998)
<i>Stenella longirostris</i>	76.6	19.2	1106	54.7	10.9	3.3	112	La Paz, C. S.	B. Este trabajo

El Zn es considerado como un elemento esencial y es regulado homeostáticamente por los mamíferos marinos. Los niveles elevados de este metal en el riñón están relacionados con la presencia de proteínas de bajo peso molecular como las metalotioneinas, las cuales capturan diversos metales pesados. Law *et al.* (1991) sugirieron una variación natural de las concentraciones de Zn de 20 a 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ (con base a peso húmedo) en el hígado del delfín *Phocoena phocoena*, y postularon que aquellos organismos con niveles fuera de este intervalo podrían tener los mecanismos de regulación afectados. Partiendo de esta premisa y considerando que los valores dados en este estudio (Tablas 6.3.3, 6.3.4 y 6.3.5) están dados con base a peso seco, podemos aseverar que ninguno de los hígados analizados presentaron concentraciones de Zn fuera del intervalo arriba mencionado.

Al incrementar la información existente acerca de los diversos metales en los mamíferos marinos ayudará a entender el papel que juegan estos elementos en los eventos de mortalidad y existirán las bases para investigar, predecir y mitigar estos eventos. Con el fin de hacer una comparación directa entre los niveles de diversos metales pesados de algunas especies de delfines y ballenas, se utilizaron los valores correspondientes al hígado (Tablas 6.3.6 y 6.3.7). Falconer *et al.* (1983) consideran al hígado como el tejido más apropiado para análisis de metales pesados, ya que varios de estos elementos tienden a concentrarse a niveles altos en el tejido hepático.

Tabla 6.3.7. Concentración ($\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) de metales pesados en el hígado de diversas ballenas del mundo

Especie	Cd	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn	Sitio	Referencia
<i>Eschrichtius robustus</i>	29.6	46.8	163 80	0.2	11.7	0.5	546	Puget Sound, Washington, E. U.	Varanasi <i>et al.</i> (1994)
<i>Balaenoptera physalus</i>	3.7	14.2					123.8	Norte de España	Sanpera <i>et al.</i> (1996)
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	4.3	19.5		7.0		0.6	137	Mar Irlandés	Law <i>et al.</i> (1992)
<i>Mesoplodon densirostris</i>	24.2	21.8		967		0.2	160	Reino Unido	Law <i>et al.</i> (1997)
<i>Orcinus orca</i>	14.4	32.4		343		<0.1	187	Reino Unido	Law <i>et al.</i> (1997)
<i>Eschrichtius robustus</i>	1.07	17.2	761	0.3	19.7	0.9	388	Sinaloa, México	Este trabajo
<i>Physeter catodon</i>	7.7	48.6	520 0	0.5	2.9	4.2	107	Sinaloa, México	Este trabajo

6.4 Concentración y distribución de metales pesados en tejidos de organismos asociados con el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas

Las ventilas hidrotermales del mar profundo se caracterizan por presentar parámetros físicos y químicos poco usuales: una elevada presión, altas temperaturas, gradientes pronunciados de temperatura, y altas concentraciones de sustancias tóxicas como los sulfuros y los metales pesados (Tunnicliffe, 1991). En esta sección se presentan los resultados de la concentración y distribución de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en diversos tejidos de dos especies representativas de las ventilas hidrotermales de la cuenca de Guaymas.

Se recolectaron 12 almejas (*Calyptogena magnifica*) y 22 gusanos (*Riftia pachyptila*) entre el 14 y el 19 de enero de 2000 a bordo del sumergible Alvin (Tablas 6.4.1 y 6.4.2) durante la campaña oceanográfica *Extreme 2000*.

Tabla 6.4.1. Características morfométricas de las almejas (*Calyptogena magnifica*) recolectadas en el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas (1999 m de profundidad) el 19 de enero de 2000 a bordo del sumergible *Alvin* (inmersión número 3522).

Número	Grupo	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Espesor (cm)
1	1	6.42	3.55	2.76
2	1	6.67	3.73	2.70
3	1	6.73	4.03	3.36
4	2	7.23	4.12	3.18
5	2	7.53	4.55	3.38
6	2	7.39	3.85	3.32
7	3	7.64	4.40	3.80
8	3	7.58	4.22	3.40
9	3	7.86	5.03	3.98
10	4	8.80	5.14	4.38
11	4	8.71	4.38	3.48
12	4	8.07	4.72	3.56

Los Vesicómidos son almejas (Fig. 6.4.1) que incluyen aproximadamente 50 especies descritas. Se encuentran asociadas con hábitats ricos en sulfuros de las proximidades de las ventilas hidrotermales y en otros ambientes reductores como las carcasas de ballenas (Peek *et al.*, 1997). Existen ciertas características que identifican a la familia Vesicomidae; todos los miembros existentes se restringen a hábitats con ambientes ricos en sulfuros reductores los cuales son utilizados por las bacterias endosimbiontes quimioautotróficas que eventualmente proporcionan nutrientes a estas almejas (Cavanaugh, 1983).

Con la finalidad de disponer de suficiente tejido para los análisis, se trabajaron muestras compuestas con organismos de talla similar; una vez ordenados los organismos por talla se formaron cuatro grupos (Tabla 6.4.1). Si bien la diferencia entre la talla más pequeña y la más grande es escasa, se trató de averiguar si existen diferencias en las concentraciones de metales pesados que pudieran atribuirse a la talla. Se trabajaron separadamente tres tejidos: gónadas, manto y branquias.

Kennish y Lutz (1992) sugirieron que *C. magnifica* puede vivir de 30 a 40 años; mostrando los primeros signos de madurez sexual en el intervalo de 1 a 4 años de edad y alcanzando una completa madurez al medir de 12 a 14 cm de longitud o aproximadamente el 40% de su talla máxima. De acuerdo a lo anterior y considerando una tasa de crecimiento de 0.58 cm por año (Lutz *et al.*, 1985), se trata de almejas adultas de entre 11 y 14 años de edad.

Los gusanos vestimentíferos (*R. pachyptila*) se recolectaron en diferentes fechas e inmersiones (Tabla 6.4.2), en cada caso se obtuvieron el trofosoma y el vestimentum para su análisis (Fig. 6.4.1). El trofosoma, un órgano que alberga una gran cantidad de bacterias que oxidan el azufre, se extiende por casi todo el cuerpo de estos gusanos (Childress *et al.*, 1987). El vestimentum es un anillo formado de tejido muscular que se encuentra debajo de la pluma (estructura branquial de color rojo que interviene en el intercambio gaseoso). El vestimentum mantiene anclado al gusano con su tubo (Childress *et al.*, 1987).

Tabla 6.4.2. Datos relacionados con la recolección de gusanos vestimentíferos (*Riftia pachyptila*) en el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas (2005 m de profundidad) a bordo del sumergible Alvin.

Inmersión	Localización	Fecha	No. organismos	Intervalo de longitud (cm)
3517	24° 00.66228 N, 111° 24.41260 O	14/enero/2000	Nueve	60-80
3518	27° 00.87510 N, 111° 24.62176 O	15/enero/2000	Nueve	70-120
3521	27° 00.63791 N, 111° 24.42409 O	18/enero/2000	Cuatro	> 100

R. pachyptila (Vestimentifera), el gusano gigante de las ventilas hidrotermales de la Dorsal del Pacífico Este, el Centro de Dispersión de las Galápagos y la cuenca de Guaymas (Jones, 1981), es una de las formas de vida más sobresalientes entre las simbiosis quimioautotróficas descubiertas hasta

ahora. Este gusano vive en un tubo que tiene varias funciones, *i. e.* como exoesqueleto, como protección contra predadores, y como una barrera contra las rápidas fluctuaciones fisicoquímicas del ambiente (Shillito *et al.*, 1995).

Tabla 6.4.3. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en el manto de la almeja *C. magnifica*

Grupo	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1	10.8 ± 0.9	47.5 ± 13.7	301 ± 4.6	9.8 ± 2.1	1.43 ± 0.3	421 ± 115
2	8.4 ± 3.8	21.8 ± 2.4	307 ± 87	12.0 ± 2.8	3.3 ± 1.1	522 ± 52
3	21.7 ± 16.7	26.2 ± 5.1	259 ± 14	9.5 ± 0.3	6.6 ± 0.2	496 ± 59
4	8.4 ± 1.1	22.7 ± 1.4	243 ± 47	11.3 ± 0.0	5.8 ± 0.5	1793 ± 180

Los vestimentíferos adultos se caracterizan por carecer de un sistema digestivo, incluyendo la boca y el ano. Un órgano complejo, el trofosoma (Fig. 6.4.1), se localiza en la región del tronco del organismo de los gusanos y ahí se albergan las bacterias endosimbiontes (Cavanaugh *et al.*, 1981). Desde el descubrimiento de las ventilas hidrotermales en 1977, las comunidades bénticas asociadas con éstas han sido estudiadas con mucha intensidad (Kennish y Lutz, 1992). Sin embargo, la mayor parte de la información publicada trata de aspectos biológicos y ecológicos dejando a un lado lo relacionado con la presencia de algunos elementos en los tejidos de los organismos y sus repercusiones en la fisiología de los mismos.

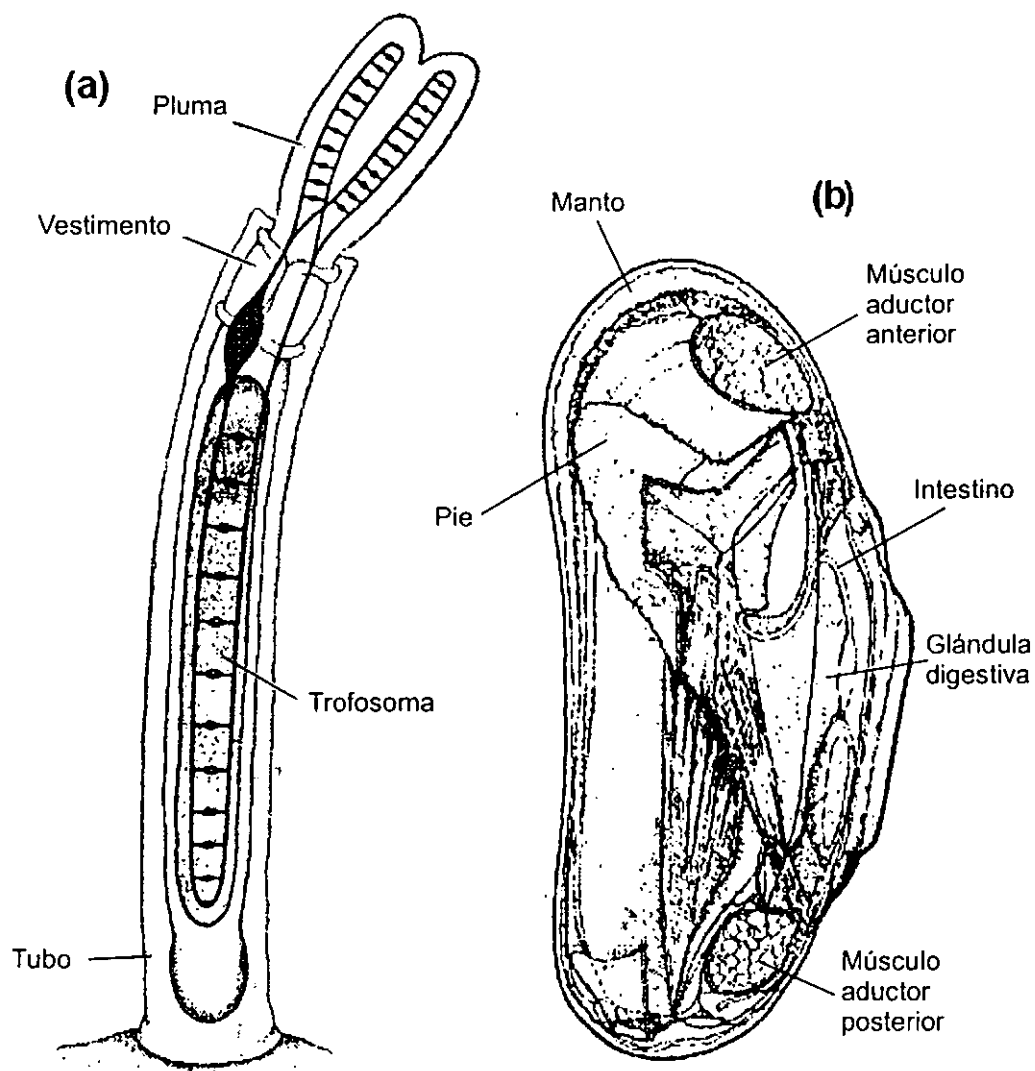


Figura. 6.4.1. Esquemas de la anatomía de *Riftia pachyptila* y *Calyptogenia magnifica* provenientes del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas (modificado de Childness *et al.*, 1987; Kennish y Lutz, 1992).

Como se mencionó anteriormente, las almejas se dividieron en cuatro grupos con la finalidad de determinar diferencias en las concentraciones de metales pesados en función de la talla (véase Tabla 6.4.4.). Con excepción del Zn, las concentraciones de los diversos metales en el manto de las almejas no siguieron un patrón definido de acuerdo a las variaciones en la talla (Tabla 6.4.3). En lo que respecta a las concentraciones encontradas, el orden encontrado fue Zn>Fe>Cu>Cd>Mn>Pb, es interesante la posición relativa del Cd con respecto a

otros metales como el Mn, puesto que en organismos de otros ambientes el Cd es el elemento que generalmente se encuentra en concentraciones más bajas.

Tabla 6.4.4. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en las gónadas de la almeja *C. magnifica*.

Grupo	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1	12.4 ±	18.2 ±	213 ±	7.6 ±	0.8 ±	182 ±
	4.4	3.0	16	3.6	0.0	25
2	9.1 ±	6.4 ±	204 ±	12.2 ±	4.4 ±	246 ±
	0.9	0.5	67	7.0	2.9	9.0
3	6.8 ±	8.7 ±	150 ±	5.4 ±	1.2 ±	162 ±
	1.5	0.2	4.9	0.3	0.1	3.6
4	12.2 ±	10.2 ±	217 ±	4.0 ±	2.1 ±	178 ±
	3.7	1.8	11	1.2	1.6	1.2

En el caso de las gónadas de las almejas utilizadas, ninguno de los metales analizados siguió alguna tendencia de acumulación en función del cambio en la talla de los organismos (Tabla 6.4.4). El orden decreciente de las concentraciones medias fue Fe>Zn>Cu>Cd>Mn>Pb, nuevamente el Cd se acumuló en mayor grado que otros elementos como el Mn y el Pb.

Tabla 6.4.5 Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en las branquias de la almeja *C. magnifica*

Grupo	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1	1.2 ±	3.2 ±	212 ±	9.0 ±	0.3 ±	206 ±
	0.2	0.2	1.5	0.5	0.1	1.9
2	3.7 ±	8.8 ±	335 ±	11.0 ±	1.2 ±	316 ±
	0.5	0.2	4.8	0.1	0.3	1.9
3	0.8 ±	3.5 ±	249 ±	N. D.	3.1 ±	208 ±
	0.4	0.3	6.2		1.9	1.6

En *Calyptogena magnifica* las concentraciones de Cd en las branquias disminuyeron de acuerdo al incremento de la talla de los organismos, y en el caso

del Pb el aumento fue directamente proporcional a la talla (tabla 6.4.5). La tendencia de las concentraciones de los metales pesados analizados fue Fe>Zn>Mn>Cu>Cd>Pb.

Roesijadi y Crecelius (1984) encontraron una secuencia de acumulación Zn>Fe>Cu>Cd>Pb>Mn en el tejido blando de la misma especie recolectada en el campo hidrotermal 21º N de la Cordillera del Pacífico Oriental. En relación con la distribución de los elementos analizados, las branquias acumularon las cantidades más elevadas de Cd, Fe, Mn y Zn (Tabla 6.4.5) mientras que en el manto se presentaron los niveles más elevados de Cu y Pb (Tabla 6.4.3). Se ha publicado que las branquias de estas almejas, al presentar una gran cantidad de bacterias endosimbióticas oxidan compuestos de azufre y contienen altos niveles de Cd y S en comparación con otros órganos (Cavanaugh *et al.*, 1981). Esta alta concentración de Cd en las branquias es inusual en los moluscos y quizás refleje una interacción con las bacterias simbióticas hasta ahora desconocida (Roesijadi y Crecelius, 1984).

Tabla 6.4.6. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de algunos metales pesados en el trofosoma del gusano *Riftia pachyptila* de la cuenca de Guaymas.

Grupo	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1	0.8 ± 0.0	8.1 ± 1.3	210 ± 8.4	7.4 ± 0.2	2.4 ± 1.4	234 ± 8.7
2	0.4 ± 0.2	44.0 ± 12.1	761 ± 126	2.3 ± 0.2	1.2 ± 0.7	223 ± 12.6
3	0.8 ± 0.2	27.1 ± 4.9	600 ± 46	2.6 ± 2.2	1.6 ± 0.8	279 ± 22.2

Los sedimentos del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas contienen una mezcla compleja de detritus biogénico y mineral, además de la materia orgánica aportada por la zona eufótica tan productiva del golfo de California (de la

Lanza y Soto, 1999). Los metales unidos al material particulado podrían favorecer los niveles de metales en el cuerpo de las almejas, aun cuando las formas disueltas biodisponibles se encuentren en muy bajas concentraciones (Crecelius *et al.*, 1982). Así, la filtración y la ingestión de alimento rico en metales o material particulado podría funcionar como una vía de bioacumulación de metales pesados en *Calypptogena magnifica* (Roesijadi y Crecelius, 1984). Se requiere un mayor entendimiento acerca de la relación entre los metales presentes en las aguas circundantes y los organismos de los campos hidrotermales a través de experimentos enfocados a explicar la absorción, la distribución y la liberación de metales por estos organismos.

Las concentraciones de los metales pesados analizados en el trofosoma de *Riftia pachyptila* siguieron un orden Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Cd (Tabla 6.4.6). No se observó una tendencia en la variación de las concentraciones de los metales pesados con respecto a la talla de los organismos.

Tabla 6.4.7. Concentraciones medias ($\mu\text{g g}^{-1}$ con base a peso seco) de metales pesados en el vestimento del gusano *Riftia pachyptila* de la cuenca de Guaymas.

Grupo	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
1	5.2 ± 3.8	6.3 ± 0.8	252 ± 16	6.5 ± 1.8	1.8 ± 1.4	281 ± 2.3
2	5.8 ± 2.0	8.6 ± 3.8	286 ± 23	5.0 ± 0.5	1.4 ± 0.8	251 ± 21.3
3	5.9 ± 0.1	5.7 ± 4.5	355 ± 116	6.4 ± 1.2	2.8 ± 1.9	1269 ± 1069

Para el caso del vestimento de *Riftia pachyptila*, el orden en las concentraciones de los elementos analizados fue Zn>Fe>Cu>Mn>Cd>Pb (Tabla 6.4.7). El Cd y el Fe mostraron una tendencia a incrementarse en función del aumento de la talla de los organismos.

De manera similar a lo que ocurre en organismos provenientes de ecosistemas costeros, existen fluctuaciones importantes en los niveles de algunos elementos entre los especímenes de diferentes campos hidrotermales e incluso dentro de un mismo sitio (Cosson, 1996). Se han cuantificado Cd, Cu y Zn en la sangre de estos organismos, lo cual ha llevado a suponer que existe un mecanismo acarreador de metales que esta involucrado en el transporte desde la pluma hasta el trofosoma (Cosson, 1996). Truchet *et al.* (1998) concluyeron que los elevados niveles de metales en el trofosoma de *Riftia pachyptila* y *Tevnia jerichoana* fueron el resultado de algunos procesos fisiológicos involucrados en la depuración de su medio interno. En otro estudio, Cosson (1996) estableció que el almacenamiento de ciertos elementos en forma de compuestos minerales y la abundancia de metalotioneinas son responsables de la aparente falta de toxicidad de esos elementos, lo cual constituye una evidencia a favor de la existencia de mecanismos de desintoxicación en *Riftia pachyptila*.

Tabla 6.4.8. Niveles de metales pesados ($\mu\text{g g}^{-1}$) de los fluidos de las ventilas hidrotermales de la cuenca de Guaymas y del agua de mar circundante^a.

	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
Fluido hidrotermal	<.001 - .005	<.0012 - .069	.94 - 10.04	7.24 - 12.9	< .004 - .13	.006 - 2.6
Agua de mar	1.12×10^{-4}	4×10^{-4}	$< 5.5 \times 10^{-5}$	$< 5.4 \times 10^{-5}$	2×10^{-6}	6.5×10^{-4}

^a Tomado de Von Damm *et al.* (1985)

La presencia de los metales pesados en los tejidos de estos organismos corresponden a los niveles encontrados en el agua circundante, de lo cual se infiere que las aguas que se mezclan con los fluidos hidrotermales sean ricas en metales pesados (Tabla 6.4.5).

A partir de la información arriba presentada se puede apreciar que para todos los elementos comparados se da un enriquecimiento entre el agua de mar y los

fluidos hidrotermales a nivel de órdenes de magnitud; desde un orden de magnitud para el caso del Cd, el Cu y el Zn hasta dos o más órdenes de magnitud para los otros metales (Tabla 6.4.8). En el campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas, la composición química del fluido esta controlada por la reacción de las soluciones hidrotermales con los sedimentos a elevadas temperaturas (Von Damm *et al.*, 1985). No obstante, existe la posibilidad de que la composición de la solución se deba a las reacciones que se dan exclusivamente en los sedimentos, al añadirse calor por conducción a partir del basalto situado a mayores profundidades en la columna sedimentaria (Von Damm *et al.*, 1985).

Si se comparan las concentraciones de los metales en solución de la cuenca de Guaymas con los de otro campo hidrotermal sobre la Cordillera del Pacífico Oriental (como en el lugar conocido como 21° N), donde no existe una cubierta de sedimentos, se presentan diferencias sustanciales. La solución de la cuenca de Guaymas presenta niveles menos elevados que en 21° N, lo cual probablemente se deba a la elevada alcalinidad y pH de la solución de Guaymas, lo que a su vez se traduce en una reducción en la solubilidad de los metales (Von Damm *et al.*, 1985). La presencia de altos niveles de metales pesados en los tejidos de estos organismos sugieren que han desarrollado una alta tolerancia a algunos elementos considerados como tóxicos. Al parecer existen en *C. magnifica* gránulos intracelulares y proteínas similares a las metalotioneinas que funcionan como receptores de metales (Roesijadi y Crecelius, 1984). En el caso de *Riftia pachyptila*, el trofosoma es un órgano específico que alberga bacterias simbióticas en su interior y ocupa la mayor parte del cuerpo de estos gusanos; en este órgano se detectaron los niveles más elevados de Cu y Fe, y se cree estos niveles responden a procesos fisiológicos normales de depuración del medio interno y no son producto de una toxicidad del medio externo (Truchet *et al.*, 1998).

Con el propósito de contar con un punto de referencia en relación a los niveles de los metales pesados analizados en la almeja *Calyptogena magnifica*, se

comparan los valores con las concentraciones promedio encontradas en la almeja *Chione subrugosa* de la laguna de Guaymas, Sonora (Tabla 6.4.9).

Tabla 6.4.9 Concentraciones medias (en $\mu\text{g g}^{-1}$ en peso seco) en *Calyptogena magnifica* del campo hidrotermal de la cuenca de Guaymas y *Chione subrugosa* recolectada en la laguna de Guaymas, Sonora.

Especie	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb	Zn
<i>Chione subrugosa</i>	0.4	10.9	112	6.7	0.05	92
<i>Calyptogena magnifica</i>	45.8	19.9	292	12	2.9	485

De manera general, las concentraciones de los metales pesados analizados fueron mayores en *Calyptogena magnifica* que en *Chione subrugosa*, siendo más pronunciada la diferencia en el caso del Cd y el Pb (dos órdenes de magnitud) y el Mn y el Zn (un orden de magnitud). En *Chione subrugosa* el orden de las concentraciones fue $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Cd} > \text{Pb}$, mientras que en *Calyptogena magnifica* la secuencia de las concentraciones medias fue $\text{Zn} > \text{Fe} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Mn} > \text{Pb}$ (Tabla 6.4.9). Quizás lo anterior indique diferencias en los requerimientos metabólicos de metales esenciales para cada especie, además de las condiciones del ambiente circundante.

7. Conclusiones

- Se examinaron 962 individuos, los cuales correspondieron a 47 especies, 44 géneros y 34 familias.

Laguna de Guaymas, Sonora

- La secuencia general de las concentraciones de metales pesados detectados en los productores primarios fue Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd. *Ulva lactuca* fue el mejor acumulador de Cd, de Fe y de Mn, y *Codium amplivesciculatum* de Cu, de Pb y de Zn.
- En los tejidos de los consumidores primarios se presentó el siguiente orden general de concentración de metales pesados Fe>Zn>Mn>Cu>Pb>Cd. La anchoveta, *Opisthonema libertate*, fue el mejor acumulador de Cd y de Fe (en las vísceras) y de Pb y de Zn (en las branquias), y la lisa *Mugil cephalus* de Cu (en el hígado) y de Mn (en las branquias).
- Entre los tejidos analizados de los consumidores secundarios se presentó el siguiente patrón de las concentraciones de metales pesados Zn>Fe>Cu>Mn>Pb>Cd. El jurel *Seriola lalandi* concentró las mayores cantidades de Cd, de Cu, de Fe y de Pb en el hígado; mientras que en el chihuil *Cathorops fuerthii* se detectaron las concentraciones más elevadas de Mn (en las branquias) y de Zn (en las vísceras).
- Los factores de concentración de los metales pesados con respecto a los niveles en el sedimento superficial, reflejaron acumulación de Mn en el jurel *Seriola lalandi* y en la lisa *Mugil cephalus*.
- Las concentraciones nominales de Cd en los consumidores secundarios fueron en promedio un 50% más elevadas que en los consumidores

primarios, lo que sugiere una tendencia a incrementarse en función del nivel trófico.

- A partir del análisis de los factores de transferencia de los metales pesados se observó que hubo un proceso de biomagnificación ($FT > 1$) de Cd y de Zn en la almeja *Chione subrugosa* y en el chihuil *Cathorops fuerthii*, de Zn en la anchoveta *Opisthonema libertate* y de Cd en el jurel *Seriola lalandi*.

Sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa

- Los metales pesados analizados en los productores primarios presentaron el siguiente orden de las concentraciones $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Cd$. *Coscinodiscus centralis* fue el mejor acumulador de Cu, de Mn, de Pb y de Zn, y *Polysiphonia sp.* fue el mejor acumulador de Cd y de Fe.
- En los consumidores primarios el orden de las concentraciones de metales pesados fue $Fe > Zn > Cu > Mn > Pb > Cd$. El Cd y el Pb se acumularon más en el hepatopáncreas del camarón botalón *Xiphopenaeus riveti*, el Cu en el hígado de la lisa *Mugil cephalus*, el Fe en el hígado del pato pijije *Dendrocygna bicolor*, el Mn en el exoesqueleto de *X. riveti* y el Zn en el tejido blando del ostión de mangle *Crassostrea corteziensis*.
- En los consumidores secundarios la tendencia que siguieron los niveles de metales pesados fue $Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Cd$. El Cd y el Fe se acumularon en mayor grado en la gallineta *Fulica americana* (en el hígado y en las vísceras respectivamente), el Cu en el tejido hepático del pato boludo *Aythya affinis*, el Mn en las vísceras del ibis cara blanca *Plegadis chihi*, el Pb en las vísceras del tildillo *Charadrius vociferus* y el Zn en las branquias del chihuil *Galeichthys peruvianus*.
- Los consumidores de alto nivel presentaron un patrón de concentraciones de metales pesados como sigue $Fe > Zn > Cd > Cu > Mn > Pb$. El Cd se acumuló más

en el hígado del tiburón *Carcharhinus leucas*, el Cu en el tejido muscular del tiburón *Sphyrna lewini*, el Fe en el hígado del garzón blanco *Casmerodius albus*, el Mn y el Zn en las plumas del cormorán *Phalacrocorax olivaceus* y el Pb en el músculo del pelícano café *Pelecanus occidentalis*.

- A partir de los factores de concentración de metales pesados se observó de manera general que el Cd se acumuló en la mayoría de los consumidores pero no en los productores primarios, el Cu se acumuló solamente en el ostión de mangle *Crassostrea corteziensis* y en cuatro especies de aves *Dendrocygna bicolor*, *D. autumnalis*, *Fulica americana* y *Aythia affinis*.
- Las concentraciones nominales de los metales pesados analizados presentaron una alta variabilidad de Pb en todos los niveles tróficos; similarmente, las concentraciones de Cd y Fe fueron muy variables en los consumidores terciarios.
- El Cd fue el único elemento que presentó una tendencia a biomagnificarse conforme se incrementaba el nivel trófico de los organismos, el resto de los metales analizados no mostraron un patrón definido en función del nivel trófico.
- A partir del análisis de los factores de transferencia de los metales pesados, se observó que hubo un proceso de biomagnificación ($FT > 1$) de Cd en el 50% de las especies consideradas en este estudio. En el caso del Pb y del Zn, en 12 de los 28 consumidores hubo un proceso de biomagnificación.
- Al comparar las concentraciones medias de los metales pesados analizados entre niveles tróficos similares del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa y la laguna de Guaymas, Sonora no se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) para ninguno de los elementos.

Laguna de La Paz, B. C. S.

- En los tejidos de los delfines tornillo *Stenella longirostris* los niveles de los metales pesados analizados siguieron un orden $Fe > Cd > Zn > Hg > Cu > Mn > Pb$; el riñón acumuló más el Cd y el Zn, el hígado el Cu, el Fe, el Hg y el Mn, y el Pb se acumuló en mayor grado en el músculo.

Costa norte del estado de Sinaloa.

- Los tejidos de las ballenas presentaron el siguiente orden en las concentraciones de metales pesados $Fe > Zn > Cu > Cd > Mn > Pb > Hg$. El Cd y el Hg se acumularon principalmente en el riñón del cachalote *Physeter catodon*, el Cu, el Fe y el Pb en el hígado de *P. catodon* y el Mn y el Zn en el hígado de la ballena gris *Eschrichtius robustus*.

Cuenca de Guaymas

- La secuencia de las concentraciones de metales pesados en la almeja *Calyptogena magnifica* fue $Zn > Fe > Cd > Cu > Mn > Pb$. El Cd, el Fe, el Mn y el Zn se acumularon principalmente en las branquias, mientras que el Cu y el Pb se detectaron en niveles más elevados en el manto.
- En el gusano vestimentífero *Riftia pachyptila*, el Cd, el Mn, el Pb y el Zn se concentraron en niveles más altos en el vestimento; mientras que el Cu y el Fe fueron detectados en concentraciones más elevadas en el trofosoma.

8. Literatura citada

- Abbott I. A. y G. Hollenberg. 1976. Marine Algae of California. Stanford University Press. 827 pp.
- Abbott I. A. 1983. Some species of *Gracilaria* (Rhodophyta) from California. *Taxon*. 32(4): 561-564.
- Ahner B. A. y F. M. M. Morel. 1995. Phytochelatin production in marine algae: II. Induction by various metals. *Limnology and Oceanography*. 40: 658-665.
- Ahner B. A., S. Kong y F. M. M. Morel. 1995. Phytochelatin production in marine algae: I. An interspecies comparison. *Limnology and Oceanography*. 40: 649-657.
- Albert L. A. y F. Badillo. 1991. Environmental lead in Mexico. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 17: 1-49.
- Alley W. P., H. R. Brown y L. Y. Kawasaki. 1974. Lead concentrations in the woolly sculpin, *Clinocottus analis*, collected from tidepools of California. *California Fish and Game* 60: 50-51.
- Alonso D., P. Pineda, J. Olivero, H. González y N. Campos. 2000. Mercury levels in muscle of two fish species and sediments from the Cartagena bay and the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Environmental Pollution*. 109: 157-163.
- Alvarez-Borrego S. y J. R. Lara-Lara. 1991. The physical environment and primary productivity of the gulf of California. *In*: Dauphin J. P. and B. R. T. Simoneit (eds.). *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. The American Association of Petroleum Geologists. U. S. A. 834 pp.
- Alvarez-Borrego S. y A. Chee-Barragán. 1976. Distribución superficial de fosfatos y silicatos en Bahía San Quintín, Baja California. *Ciencias Marinas*. 3(1): 51-61.

- Alvarez-Cadena J. N. 1988. Population dynamics and feeding habits of the chaetognaths *Sagitta elegans* Verrill and *Sagitta setosa* Müller in Manx waters, North Irish Sea. Tesis doctoral. Universidad de Liverpool. 98 pp.
- Amezcu-Linares F. 1972. Aportación al conocimiento de los peces del sistema de Agua Brava, Nayarit. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. 209 pp.
- Amiard J. C., C. Amiard-Triquet, B. Berthet y C. Métayer. 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. Marine Biology. 90: 425-431.
- Andersen S. H. y A. Rebsdorff. 1976. Polychlorinated hydrocarbons and heavy metals in the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and whitebeaked dolphin (*Lagenorhynchus albirostris*) from Danish waters. Aquatic Mammals. 4: 14-20.
- André J. M., F. Ribeyre y A. Boudou. 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. Marine Environmental Research. 30: 43-72.
- Andres S., F. Ribeyre, J-N. Tourencq y A. Boudou. 2000. Interspecific comparison of cadmium and zinc contamination in the organs of four fish species along a polymetallic pollution gradient (Lot River, France). The Science of the Total Environment. 248: 11-25.
- Ayala-Castañares A., Gutiérrez-Estrada M., Galaviz-Solís A. y Malpica-Cruz V. M. 1994. Geología marina del sistema lagunar Altata-Pabellones, Sinaloa, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 21(1-2): 129-147.
- Bailey-Brock J. H. y Moss S. M. 1992. Penaeid taxonomy, biology and zoogeography. In: Fast A. W. and Lester L. J. (eds.). Marine shrimp culture:

- principles and practices. Elsevier Science Publishers. The Netherlands. 862 pp.
- Baker A. J. y Walker P. I. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *In*: Shaw A. J. (ed.). Heavy metal Tolerance in Plants; Evolutionary aspects. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 155-178.
- Balkas T. I., Tugrul S. y Salihoglu I. 1982. Trace metal levels in fish and crustacea from northeastern Mediterranean coastal waters. *Marine Environmental Research*. 6: 281-289.
- Bargagli R., Monaci F., Sánchez-Hernández J. C. y Cateni D. 1998. Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Marine Ecology Progress Series*. 169: 65-76.
- Barnes R. D. 1977. *Zoología de los Invertebrados*. Tercera Edición. Editorial Interamericana. México. 826 pp.
- Beck K. M., Fair P., Mcfee W y Wolf D. 1997. Heavy metals in livers of bottlenose dolphins stranded along the south Carolina coast. *Marine Pollution Bulletin*. 34(9): 734-739.
- Bent A. C. 1962a. Life histories of north american shore birds. Part I. Dover Publications, Inc. New York. 420 pp.
- Bent A. C. 1962b. Life histories of north american wild fowl. Part II. Dover Publications, Inc. New York. 314 pp.
- Bent A. C. 1963. Life histories of north american marsh birds. Dover Publications, Inc. New York. 392 pp.
- Bertine K. K. y Goldberg E. D. 1972. Trace elements in clams, mussels and shrimp. *Limnology and Oceanography*. 17(6): 877-884.
- Blomqvist S., Frank A. y Petersson L. R. 1987. Metals in liver and kidney tissues of autumn-migrating dunlin *Calidris alpina* and curlew sandpiper *Calidris ferruginea* staging at the Baltic sea. *Marine Ecology Progress Series*. 35: 1-13.

- Bonwick G. A., Vas P., Fielden P. R. y Gordon J. D. M. 1990. Metallothionein-like proteins in the livers of Squaloid and Carcharhinid sharks. *Marine Pollution Bulletin*. 21: 567-570.
- Bouquegneau J. M. y M. Martoja. 1987. Seasonal variation of the cadmium content of *Murex truncatus* in a not-cadmium polluted environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 39: 69-73.
- Bourgoin B. P. 1990. *Mytilus edulis* shell as a bioindicator of lead pollution: considerations on bioavailability and variability. *Marine Ecology Progress Series*. 61: 253-262.
- Boyden C. R. y Phillips D. J. H. 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace element in oyster and their implications for indicator studies. *Marine Ecology Progress Series*. 5: 29-40.
- Boyden C. R. y Romeril M. G. 1974. A trace metal problem in pond oyster culture. *Marine Pollution Bulletin*. 5(7): 74-78.
- Bray N. A. y Robles J. M. 1991. Physical Oceanography of the gulf of California. *In*: Dauphin J. P. and Simoneit B. R. T. (eds.). *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. The American Association of Petroleum Geologists. U. S. A. 834 pp.
- Briggs J. C. 1974. *Marine Zoogeography*. McGraw-Hill, New York. 476 pp.
- Bryan G. W. y Hummerstone L. G. 1971. Adaptations of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of heavy metals. I. General observations and adaptation to copper. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 51: 845-863.
- Bryan G. W. y Hummerstone L. G. 1973a. Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 53: 839-857.

- Bryan G. W. y Hummerstone L. G. 1973b. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in South-West England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 53: 705-720.
- Bryan G. W. 1971. The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proceedings of the Royal Society of London*. 177: 389-410.
- Bryan G. W., Langston W. J., Hummerstone L. G. y Burt G. R. 1985. A guide to the assessment of heavy metal contamination in estuaries using biological indicators. Occasional Publication. Marine Biological Association of the United Kingdom. 4: 1-92.
- Bryden M. M. 1972. Growth and development of marine mammals. *In*: Harrison R. J. (ed.). *Functional Anatomy of Marine Mammals*. Academic Press. London. pp. 3-4.
- Bull K. R., Murton R. K., Osborn D., Ward P. y Cheng L. 1977. High levels of cadmium in Atlantic seabirds and seaskaters. *Nature*. 269: 507-509.
- Buo-Olayan A. H., Subrahmanyam M. N. V. 1996. Heavy metals in marine algae of the Kuwait coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 57: 816-823.
- Burger J. 1993. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. *Reviews in Environmental Toxicology*. 5: 203-311.
- Butler P. A., Andrén L., Bonde G. J., Jernelov A. y Reish D. J. 1971. Monitoring organisms. *In*: *FAO Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resources and Fishing, Rome, 1970. Suppl. 1: Report of the seminar on Methods of Detection, Measurement and Monitoring of Pollutants in the Marine Environment. FAO Fisheries Reports No. 99, Suppl. 1. pp. 101-112*

- Canli M. y Furness R. W. 1993. Toxicity of heavy metals dissolved in sea water and influences of sex and size on metal accumulation and tissue distribution in the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Environmental Research*. 36: 217-236.
- Carvalho C. E. V., Lacerda L. D. y Gomes M. P. 1991. Heavy metal contamination of the marine biota along the Rio de Janeiro coast, SE-Brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*. 57-58: 645-653.
- Case T. J. y Cody M. L. 1983. *Island Biogeography in the sea of Cortés*. University of California Press. U. S. A. 508 pp.
- Cavanaugh C. M., Gardiner S. L., Jones M. L., Jannasch H. W. y Waterbury J. B. 1981. Prokariotic cells in the hydrothermal vent tube worm *Riftia pachyptila* Jones: possible chemoautotrophic symbionts. *Science*. 213: 340-342.
- Cavanaugh C. M. 1983: Symbiotic chemoautotrophic bacteria in marine invertebrates from sulphide-rich habitats. *Nature*. 302: 58-61.
- Chambers J. E., F. M. McCorkle, J. R. Carroll, J. R. Heitz, L. Lewis y J. D. Yarbrough. 1975. Variation in the enzyme activities of the American oyster (*Crassostrea virginica*) relative to size and season. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 51: 145-150.
- Chapa-Saldaña H. y Soto-López R. 1969. Relación de algunos factores ecológicos en la producción camaronera de las lagunas litorales del sur de Sinaloa. *In: Ayala-Castañares A. y Pheger B. (eds.) Lagunas Costeras un Simposio, Memorias Simposio Internacional de Lagunas Costeras, México. UNAM-UNESCO, Mexico, pp. 653-662.*
- Cherian M. G. y Goyer R. A. 1978. Metallothioneins and their role in the metabolism and toxicity of metals. *Life Science*. 23: 1-10.
- Chernoff B. y Dooley J. K. 1979. Heavy metals in relation to the biology of the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. *Journal of Fish Biology*. 14: 309-328.

- Childress J. J., Felbeck H. y Somero G. N. 1987. Symbiosis in the deep sea. *Scientific American*. 256 (5): 114-120.
- Clark R. B. 1989. *Marine Pollution*. Second Edition. Oxford University Press. USA. 219 pp.
- Cockerham L. G. y Shane B. S. (eds.). 1994. *Basic Environmental Toxicology*. CRC Press. USA. 627 pp.
- Contreras-Espinosa F. 1993. *Ecosistemas Costeros Mexicanos*. CONABIO/UAM-Iztapalapa. 415 pp.
- Cosson R. P. 1996. La bioaccumulation des éléments minéraux chez le vestimentifère *Riftia pachyptila* (Jones): bilan des connaissances. *Oceanologica Acta*. 19(2): 163-176.
- Crecelius E. A., Hardy J. T., Gibson C. I., Schmidt R. L., Apts C. W., Gurtisen J. M. y Joyce S. P. 1982. Copper bioavailability to marine bivalves and shrimp: relationship to cupric ion activity. *Marine Environmental Research*. 6: 13-26.
- Dall W., Hill B. J., Rothlisberg P. C. y Sharples D. J. 1990. *The Biology of the Penaeidae*. Academic Press, San Diego, CA, USA. pp. 489.
- Dawes C. J. 1986. *Botánica marina*. Editorial Limusa. México. 673 pp.
- Dawson E. Y. 1949. Resultados preliminares de un reconocimiento de las algas marinas de la costa Pacífico de México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 9: 215-255.
- Dawson E. Y. 1954. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 2. Cryptonemiales. *Allan Hancock Pacific Expeditions*. 17(2): 241-397.
- Dawson E. Y. 1956. *How to know the seaweeds*. Dubuque Iowa, USA. W. M. C. Brown Co. Publishers. 197 pp.
- Dawson E. Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 4. Gigartinales. *Pacific Naturalist*. 2: 191-343.

- Dawson E. Y. 1962a. Marine red algae of Pacific Mexico. *In*: Allan Hancock Pacific Expeditions. 26: Part 1. Ceramiales, 26(1): 1-105. Los Angeles, CA. The University of Southern California Press.
- Dawson E. Y. 1962b. Marine red algae of Pacific Mexico. *In*: Allan Hancock Pacific Expeditions. 26: part 7. Ceramiales: Ceramiaceae, Delesseriaceae: 1-207. Los Angeles, Ca. The University of Southern California Press.
- Dawson E. Y. 1963. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 8. Ceramiales: Dasyaceae, Rhodomelaceae. *Nova Edwigia* 6: 401-481.
- De Boer J. y Smedes F. 1997. Effects of storage conditions of biological materials on the contents of organochlorine compounds and mercury. *Marine Pollution Bulletin*. 35 (1-6): 93-108.
- De la Lanza-Espino G. y Soto L. A. 1999. Sedimentary geochemistry of hydrothermal vents in Guaymas Basin, Gulf of California, Mexico. *Applied Geochemistry*. 14: 499-510.
- De Metrio G., Petrosino G., Montanaro C., Matarrese A., Lenti M. y Cecere E. 1984. Survey on summer autumn population of *Prionace glauca* L. (Pisces: Chondrichthyes) in the Gulf of Taranto (Italy) during the four years period 1978-1981, and its incidence on sword-fish (*Xiphias gladius* L.) and Albacore (*Thunnus alalunga* Bonn.) fishing. *Oebalia*. 10: 105-116.
- Denton G. R. W. y Burdon-Jones C. 1981. Influence of Temperature and Salinity on the uptake, distribution and depuration of mercury, cadmium and lead by the black-lip oyster *Saccostrea echinata*. *Marine Biology*. 64: 317-326.
- Depledge M. H., Forbes T. L. y Forbes V. E. 1993. Evaluation of cadmium, copper, zinc, and iron concentrations and tissue distribution in the benthic crab, *Dorippe granulata* (De Haan, 1841) from Tolo harbour, Hong Kong. *Environmental Pollution*. 81: 15-19.

- Díaz-González G. 1982. Hábitos alimenticios de peces depredadores del sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. UNAM. 102 pp.
- Dieter M. P., Perry M. C. y Mulhern B. M. 1976. Lead and PCB's in canvasback ducks: relationship between enzyme levels and residues in blood. Archives in Environmental Contamination and Toxicology. 5: 1-13.
- Dietz R., Riget F., Cleemann M, Aarkrog A., Johansen P. y Hansen J. C. 2000. Comparison of contaminants from different trophic levels and ecosystems. The Science of the Total Environment. 245: 221-231.
- Eisler R. 1971. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 28: 1225-1234.
- Eisler R. 1979. Copper accumulations in coastal and marine biota. *In*: Nriagu J O (ed.). Copper in the environment, Part I: Ecological Cycling, John Wiley, NY. pp. 383-449.
- Eisler R. 1980. Accumulation of zinc by marine biota. *In*: Nriagu J O (ed.). Zinc in the environment, Part 2: Health effects. John Wiley, New York. pp. 259-351.
- Eisler R. 1981. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press. U. S. A. 685 pp.
- Espinoza-Avalos J. 1993. Macroalgas Marinas del golfo de California. *In*: Salazar-Vallejo S. I. y González N. E. (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. CONABIO/CIQROO.México.
- Falconer C. R., Davies I. M., y Topping G. 1983. Trace metals in the common porpoise *Phocoena phocoena*. Marine Environmental Research. 8: 119-127.
- Farrington J. W., Goldberg E., Risebrough R. W., Martin J. H. y Bowen V. T. 1983. U. S. "Mussel Watch" 1976-1978: An overview of the Trace-metal, DDE, PCB,

- Hydrocarbon and artificial radionuclide data. *Environmental Science and Technology*. 17: 490-496.
- Fergusson J. E. 1991. *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press. Great Britain. 614 pp.
- Finley M. T., Dieter M. P. y Locke L. N.. 1976. Lead in tissues of mallard ducks dosed with two types of lead shot. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 16: 261-269.
- Fischer W., Krupp F., Schneider W, Sommer C., Carpenter K. E. y Niem V. H. 1995a. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen II. Vertebrados-Parte 1. Roma. 647-1200 pp.
- Fischer W., Krupp F., Schneider W, Sommer C., Carpenter K. E. y Niem V. H. 1995b. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen III. Vertebrados-Parte 2. Roma. 1201-1813 pp.
- Fischer W., Krupp F., Schneider W, Sommer C., Carpenter K. E. y Niem V. H. 1995c. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen I. Plantas e Invertebrados. Roma. 1-646 pp.
- Florence T., Morrison G. y Stauber J. 1992. Determination of trace element speciation and the role of speciation in aquatic toxicity. *The Science of the Total Environment*. 125: 1-3.
- Förstner U. y Wittmann G. T. W. 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Verlag. New York. 485 pp.
- Fowler S. W. y Oregioni B. 1976. Trace metals in mussels from the N. W. Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 7: 26-29.
- Francesconi K. A. y 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. *Marine Environmental Research*. 33: 189-212.
- Frías-Espericueta M. G., Osuna-López I. y Páez-Osuna F. 1994. Bioacumulación de Pb en relación al ciclo reproductivo de la ostra *Crassostrea iridescens*. *Ciencias del Mar*. 1(13): 1-4.
- Fujise Y., Honda K., Tatsukawa R. y Mishima S. 1988. Tissue distribution of heavy metals in Dall's porpoise in the northwestern Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. 19(5): 226-230.
- Furness R. W. y Camphuysen K. C. J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science*. 54: 726-737.
- Furness R. W. y Rainbow P. S. 1990. Heavy metals in the marine environment. CRC Press. Florida. 256 pp.
- García E. 1964. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. 246 pp.
- Garritz A. y Chamizo J. A. 1998. Química. Addison Wesley Iberoamericana S. A. México. 856.
- Gaskin D. E., Smith G. J. D., Arnold P. W., Lousy M. V., Frank R., Holdrinet M. y Wade M. C. 1974. Mercury, DDT, dieldrin and PCB in two species of Odontoceti (Cetacea) from St Lucia, Lesser Antilles. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 31: 1235-1239.
- Gaskin D. E., Stonefield K. I., Suda P. y Frank R. 1979. Changes in mercury levels in harbor porpoises from the bay of Fundy, Canada, and adjacent waters during 1969-1977. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 8: 733-762.
- George S. G. y Coombs T. L. 1975. A comparison of trace metal and metalloenzyme profiles in different molluscs and during development of the

- oyster. Proceedings of the European Symposium on Marine Biology, Aberdeen, Scotland.
- Ghazaly K. S. 1992. A comparative study of trace element accumulation in tissues of the teleost *Tilapia zillii* from contaminated and clean areas. Bulletin of the National Institute of Oceanography and Fisheries. 18: 37-41.
- Gibbs P. J. y Miskiewicz A. G. 1995. Heavy metals in fish near a major primary treatment sewage plant outfall. Marine Pollution Bulletin. 30(10): 667-674.
- Giordano R., P. Arata, L. Ciaralli, S. Rinaldi, M. Giani, A. M. Cicero y S. Costantini. 1991. Heavy metals in mussels and fish from Italian coastal waters. Marine Pollution Bulletin. 22(1): 10-14.
- Gobas F. A. P. C. y Morrison H. A. 2000. Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. *In*: Boethling R. S. y Mackay D. (eds.). Handbook of property estimation methods for chemicals. CRC Press. Boca Raton, Florida. U. S. A. pp. 189-231.
- Goede A. A. 1985. Mercury, selenium, arsenic and zinc in waders from the Dutch Wadden sea. Environmental Pollution. 37: 287-309.
- Goldberg E. D., Bowen V. T., Farrington J. W., Harvey G., Martin J. D., Parker P. I., Risebrough R. W., Robertson W., Schneider E. y Gamble F. 1978. The Mussel Watch. Environmental Conservation. 5: 101-125.
- Goldberg E. D. 1952. Iron assimilation by marine diatoms. The Biological Bulletin. 102: 243-248.
- González F., Silva M., Schalscha E. y Alay F. 1998. Cadmium and lead in a trophic marine chain. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 60: 112-118.
- González H., Ramírez M. y Ablanado N. 1991. Heavy metals in fish (*Micropogonias furnieri*) from Cienfuegos bay, Cuba. Marine Pollution Bulletin. 22(9): 469-471.

- González-Villaseñor L. I. 1972. Aspectos biológicos y distribución de algunas especies de peces de la familia Ariidae de las lagunas litorales del noroeste de México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 88 pp.
- Goodwin T. W. 1960. Biochemistry of pigments. *In*: Waterman T. H. (ed.). The Physiology of Crustacea I. Academic Press. USA. 101-135.
- Green-Ruiz C. 1996. Geoquímica de sedimentos de la laguna costera subtropical Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. UNAM. 183 pp.
- Green-Ruiz C. 2000. Geoquímica de metales pesados y mineralogía de la fracción arcillosa de los sedimentos de cuatro puertos del Golfo de California. Tesis Doctoral. UNAM. 330 pp.
- Guhathakurta H. y Kaviraj A. 2000. Heavy metal concentration in water, sediment, shrimp (*Penaeus monodon*) and mullet (*Liza parsia*) in some brackish water ponds of Sunderban, India. Marine Pollution Bulletin. 40(11): 914-920.
- Gupta A. K. y Sharma S. K. 1994. Bioaccumulation of zinc in *Cirrhinus mirgala* (Hamilton) fingerlings during short-term static bioassay. Journal of Environmental Biology. 15: 231-237.
- Gustafson P. E., S. S. Brar y S. E. Muniak. 1966. Caesium-137 in edible freshwater fish. Nature. 211: 843-844.
- Gutiérrez-Galindo E. A., Flores-Muñoz G., Pro-García R., Villaescusa-Celaya J. A. y González-Armenteros J. A. 1991. Metales pesados en tejido y biodepósitos sedimentarios del ostión *Crassostrea gigas* de la zona de cultivo de Bahía San Quintín, Baja California, México. Investigaciones Marinas CICIMAR. 6(1): 175-186.
- Hall Ch. A. S. y Day J. W. 1977. Ecosystem Modeling in Theory and Practice: An Introduction with Case Histories. John Wiley & Sons. USA. 684 pp.

- Hall R. A., Zook E. G. y Meaburn G. M. 1978. National Marine Fisheries Service survey of trace elements in the fishery resource. U. S. Department of Commerce. NOAA Technical Report. NMFS SSRF-721: 313 pp.
- Hammen C. S. 1975. Succinate and lactate oxidoreductases of bivalve mollusks. *Comparative Biochemistry and Physiology B*. 50: 407-412.
- Hanson P. J. y Hoss D. E. 1986. Trace metal concentrations in Menhaden larvae *Brevoortia patronus* from the northern gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 23: 305-315.
- Harding L. y Goyette D. 1989. Metals in northeast Pacific coastal sediments and fish, shrimp, and prawn tissues. *Marine Pollution Bulletin*. 20(4): 187-189.
- Harrison R. y Bryden M. (eds.). 1988. Whales, dolphins and porpoises. Facts On File Publications. New York. 240 pp.
- Haswell S. J. 1991. Instrumental requirements and optimisation. *In*: Haswell S. J. (ed.). *Atomic Absorption Spectrometry. Theory, design and applications*. Elsevier. The Netherlands. p. 21-49
- Haug A. y Smidsrod O. 1967. Strontium, calcium and magnesium in brown algae. *Nature*. London. 215: 1167-1168.
- Hendrickx M. E., Páez-Osuna F., y Zazueta-Padilla H. 1998. Biology and biochemical composition of the deep water shrimp *Heterocarpus vicarius* Faxon (Crustacea: Decapoda: Caridea: Pandalidae) from the southeastern Gulf of California, México. *Bulletin of Marine Science*. 63(2): 265-275.
- Hendrickx M. E. 1993. Crustáceos decápodos del Pacífico mexicano. *In*: Salazar-Vallejo S I y González N. E. (eds.). *Biodiversidad Marina y Costera de México*. pp. 271-318.
- Hendrickx M. E. 1995. Introducción. *In*: Fischer W., Krupp F., Schneider W., Sommer C., Carpenter K. E. y Niem V. H. (eds.). *Guía FAO para la*

identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-Oriental. Vol. I, Plantas e Invertebrados. 646 p. F. A. O. Roma, Italia. 1-7 pp

- Hernández L. M., Gómara B., Fernández M., Jiménez B., González M. J., Baos R., Hiraldo F., Ferrer M., Benito V., Suñer M. A., Devesa V., Muñoz O. y Montoro R. 1999. Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. *The Science of the Total Environment*. 242: 293-308.
- Ho Y. B. 1987. Metals in 19 intertidal macroalgae in Hong Kong waters. *Marine Pollution Bulletin*. 18(10): 564-566.
- Hochachka P. W. y Mustafa T. 1972. Invertebrate facultative anaerobiosis. *Science*. 178: 1056-1060.
- Hollenberg G. H. y Dawson E. Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 5. The Genus *Polysiphonia*. *Pacific Naturalist*. 2: 345-375.
- Honda K., Marcovecchio J. E., Kan S., Tatsukawa R. y Ogi H. 1990. Metal concentrations in pelagic seabirds from the north Pacific ocean. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 19: 704-711.
- Honda K., Nasu T., Tatsukawa R. 1986. Seasonal change in mercury accumulations in the black-eared kite, *Kilvus migrans lineatus*. *Environmental Pollution*. 42 (Series A): 325-334.
- Honda K., Tatsukawa R. y Fujiyama T. 1982. Distribution characteristics of heavy metals in the organs and tissues of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. *Agricultural and Biological Chemistry*. 46: 3011-3021.
- Honda K., Tatsukawa R., Itano K., Miyazaki N. y Fujiyama T. 1983. Heavy metal concentrations in muscle, liver and kidney tissue of striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*, and their variations with body length, weight, age and sex. *Agricultural and Biological Chemistry*. 47:1219-1228.

- Horowitz A. y Presley B. J. 1977. Trace metal concentrations and partitioning in zooplankton, neuston, and benthos from the south Texas outer continental shelf. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 5(2): 241-255.
- Hoss D. E. 1964. Accumulation of zinc-65 by flounder of the genus *Paralichthys*. *Transactions of the American Fisheries Society*. 93: 364-368.
- Howard L. S. y Brown B. E. 1983. Natural variations in tissue concentration of copper, zinc and iron in the polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Biology*. 78: 87-97.
- Hui C. A. 1998. Elemental contaminants in the livers and ingesta of four subpopulations of the American coot (*Fulica americana*): an herbivorous winter migrant in San Francisco bay. *Environmental Pollution*. 101: 321-329.
- Hutton M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. *Environmental Pollution*. 26: 129-145.
- IAEA. 1987. Intercalibration of analytical methods on marine environmental samples. Trace element measurements on fish homogenate. Results of the Worldwide Intercomparison Run MA-B-3/TM. Report No. 36. International Atomic Energy Agency, Monaco.
- INEGI. 1990. Anuario Estadístico del Estado de Sinaloa. Gobierno del estado de Sinaloa. 317 pp.
- Itano K., Kawai S., Miyazaki N., Tatsukawa R. y Fujiyama T. 1984a. Mercury and selenium levels in striped dolphins caught off the Pacific coast of Japan. *Agricultural and Biological Chemistry* 48(5): 1109-1116.
- Itano K., Shinichiro K., Miyazaki N., Tatsukawa R. y Fujiyama T. 1984b. Body burdens and distribution of mercury and selenium in striped dolphins. *Agricultural and Biological Chemistry*. 48: 1117-1121.

- Jiménez-Illescas A. R., Obeso-Nieblas M. y Salas-de León D. 1997. Oceanografía física de la bahía de La Paz, B. C. S. *In*: Urbán-Ramírez J y Ramírez-Rodríguez M. (eds.). La bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS.
- Joly A. B. 1967. Géneros de algas marinas de la costa Atlántica Latinoamericana. Sao Paulo. Edit. USP. 461 pp.
- Jones M. L. 1981. *Riftia pachyptila*, new genus, new species, the vestimentiferan worm from the Galápagos Rift geothermal vents (Pogonophora). Proceedings of the Biological Society of Washington. 93: 1295-1313.
- Keen A. M. 1971. Sea shells of tropical west America. Second Edition. Stanford University Press. Stanford California.
- Keen C. L., B. Lonnerdal y L. S. Hurley. 1984. Manganese. *In*: Biochemistry of the essential ultratrace elements. Plenum Press, New York. pp. 89-132.
- Kennish M. J. y Lutz R. A. 1992. The hydrothermal vent clam, *Calyptogena magnifica* (Boss and Turner, 1980): A review of existing literature. Reviews in Aquatic Sciences. 6(1): 29-66.
- Kim E. Y., Goto R., Tanabe S., Tanaka H. y Tatsukawa R. 1998. Distribution of 14 elements in tissues and organs of oceanic seabirds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 35: 638-645.
- Kostial K. 1986. Cadmium. *In*: Metz W. (ed.). Trace elements in human and animal nutrition. 5th Ed, vol. 2. Academic Press, New York. pp. 319.
- Kot F. S., Green-Ruiz C., Páez-Osuna F., Shumilin E. N. y Rodríguez-Meza D. 1999. Distribution of mercury in sediments from La Paz lagoon, Peninsula of Baja California, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 63: 45-51.

- Lacerda L. D., Rezende C. E., Villela D. M. y Fernandes M. C. 1986. Metallic composition of mangrove leaves from the southeastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*. 46(2): 395-399.
- Lande E. 1977. Heavy metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. *Environmental Pollution*. 12: 187-198.
- Lares-Reyes L. C. 1988. Variación temporal de cadmio y mercurio biodisponibles en una zona de surgencias costeras. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C. México. 99 pp.
- Lavín M. F., Beier E. y Badan A. 1997. Estructura hidrográfica y circulación del golfo de California: Escalas estacional e interanual. *In: Unión Geofísica Mexicana. Contribuciones a la Oceanografía Física en México. Monografía No. 3. México.*
- Law R. J., Allchin C. R., Jones B. R., Jepson P. D., Baker J. R. y Spurrier C. J. H. 1997. Metals and organochlorines in tissues of a Blainville's beaked whale (*Mesoplodon densirostris*) and a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in the United Kingdom. *Marine Pollution Bulletin*. 34(3): 208-212.
- Law R. J., Fileman C. F., Hopkins A. D., Baker J. R., Harwood J, Jackson D. B., Kennedy S., Martin A. R. y Morris R. J. 1991. Concentrations of trace metals in the livers of marine mammals (seals, porpoises and dolphins) from waters around the British isles. *Marine Pollution Bulletin*. 22(4): 183-191.
- Law R. J., Jones B. R., Baker J. R., Kennedy S., Milne R. y Morris R. J. 1992. Trace metals in the livers of marine mammals from the Welsh coast and the Irish sea. *Marine Pollution Bulletin*. 24(6): 296-304.

- Law R. J. 1996. Metals in marine mammals. *In*: Beyer N., Heinz G. y Redmon-Norwood A. W. (eds.). *Interpreting Environmental Contaminants in Wildlife Tissues*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan. pp. 357-376.
- Leatherwood S., Reeves R. R., Perrin W. F. y Evans W. E. 1988. Whales, dolphins, and porpoises of the eastern north Pacific and adjacent Arctic waters. A guide to their identification. Dover Publications, Inc. New York. 245 pp.
- Lewin J. y Chen C. 1971. Available iron: a limiting factor for marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*. 16: 670-675.
- Lewis S. A., Becker P. H. y Furness R. W. 1993. Mercury levels in eggs, tissues, and feathers of herring gulls *Larus argentatus* from the German Wadden sea coast. *Environmental Pollution*. 80: 293-299.
- Lucas N. F., Edgington D. N. y Colby P. J. 1970. Concentrations of trace elements in Great Lakes fishes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 27: 677-684.
- Luckey T. D. y Venugopal B. 1977. *Metal toxicity in Mammals Volume I: Physiologic and Chemical basis for metal toxicity*. Plenum Press. New York, U. S A.
- Luoma S. N. 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms. *The Science of the Total Environment*. 28: 1-22.
- Luoma S. N. 1990. Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. *In*: Furness R. W. y Rainbow P. S. (eds.). *Heavy Metals in the Marine Environment*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc. pp. 51-66
- Lutz R. A., Fritz L. W. y Rhoads D. C. 1985. Molluscan growth at deep-sea hydrothermal vents. *In*: Jones M L (ed.). *Hydrothermal Vents of the Eastern Pacific: An Overview*. *Bulletin of the Biological Society of Washington*. 6: 199-210.

- Mackay D. y Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. *Environmental Pollution*. 110: 375-391.
- Malea P. 1993. Seasonal variation and local distribution of metals in seagrass *Halophila stipulagea* in the Antikyra Gulf, Greece. *Environmental Pollution*. 85: 77-85.
- Marcovecchio J. E., Moreno V. J., Bastida R. O., Gerpe M. S. y Rodríguez D. H. 1990. Tissue distribution of heavy metals in small cetaceans from the southwestern Atlantic ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 21(6): 299-304.
- Marcovecchio J. E., Moreno V. J. y Pérez A. 1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the bahía Blanca estuary, Argentina. *Marine Environmental Research*. 31: 263-274.
- Margalef R. 1974. *Ecología*. Ediciones Omega S. A. España. 952 pp.
- Marmolejo-Rivas C. y Páez-Osuna F. 1990. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves, *Mytella strigata*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 45:545-551.
- Martin J. H. y Flegal A. R. 1975. High copper concentrations in squid livers in association with elevated levels of silver, cadmium, and zinc. *Marine Biology*. 30: 51-55.
- Mautino M. y Bell J. U. 1987. Hematological evaluation of lead intoxication in mallards. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 38: 78-85.
- Méndez L., Acosta B., Palacios E. y Magallón F. 1997. Effect of stocking densities on trace metal concentration in three tissues of the brown shrimp *Penaeus californiensis*. *Aquaculture*. 156: 21-34.
- Méndez L., Acosta B. y Racotta I. 1998. Mineral concentrations in muscle and hepatopancreas of newly caught wild and hatchery-exhausted spawners of Pacific white shrimp, *Penaeus vannamei*. *Journal of Applied Aquaculture*. 8(4): 17-26.

- Méndez N. y Páez-Osuna F. 1998. Trace metals in two populations of the fireworm *Eurythoe complanata* from Mazatlán Bay: effect of body size on concentrations. *Environmental Pollution*. 102: 279-285.
- Miramand P. y Bentley D. 1992. Concentration and distribution of heavy metals in tissues of two cephalopods, *Eledone cirrhosa* and *Sepia officinalis*, from the French coast of the English Channel. *Marine Biology*. 114: 407-414.
- Moffett J. W. y Brand L. E. 1996. Production of strong extracellular Cu chelators by marine cyanobacteria in response to Cu stress. *Limnology and Oceanography*. 41: 388-395.
- Möller G. 1996. Biogeochemical interactions affecting hepatic trace element levels in aquatic birds. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 15: 1025-1033.
- Monaci F., Borrel A., Leonzio C., Marsili L. y Calzada N. 1998. Trace elements in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the western Mediterranean. *Environmental Pollution*. 99: 61-68.
- Monteiro L. R., Granadeiro J. P., Furness R. W. y Oliveira P. 1999. Contemporary patterns of mercury contamination in the Portuguese Atlantic inferred from mercury concentrations in seabird tissues. *Marine Environmental Research*. 47: 137-156.
- Moody J. R. y Lindstrom R. N. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry*. 49:2264-2267.
- Mora M. A. y Anderson D. W. 1995. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali valley, Baja California, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 54: 198-206.
- Muir D. C. G., Braun B. y DeMarch B. 1997. Ecosystem uptake and effects. *In*: Jensen J., Adare K. y Shearer R. (eds.). *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report*. Oslo, Norway. pp. 183-294.

- Muir D. C. G., Wagemann R., Hargrave B. T., Thomas D. J., Peakall D. B. y Norstrom. 1992. Arctic Marine Ecosystem Contamination. *The Science of the Total Environment*. 122: 75-134.
- Muirhead S. J. y Furness R. W. 1988. Heavy metal concentrations in the tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 19: 278-283.
- NAS. 1980a. *The International Mussel Watch*. National Academy of Sciences. Washington, DC.
- NAS. 1980b. Mineral tolerance of domestic animals. Washington, DC: Subcommittee on Mineral Toxicity in animals. National Academy of Sciences. 1980: 170.
- Nigro M. y Leonzio C. 1996. Intracellular storage of mercury and selenium in different marine vertebrates. *Marine Ecology Progress Series*. 135: 137-143.
- Noda K., Ichihashi H., Loughlin T. R., Baba N., Kiyota M. y Tatsukawa R. 1995. Distribution of heavy metals in muscle, liver, and kidney of northern fur seal (*Callorhinus ursinus*) caught off Sanriku, Japan and from the Pribilof islands, Alaska. *Environmental Pollution*. 90(1): 51-59.
- Norheim G. 1987. Levels and interactions of heavy metals in sea birds from Svalbard and the Antarctic. *Environmental Pollution*. 47: 83-94.
- Nuñez-Riboni I. D. 2000. *Dinámica y Procesos dispersivos en el Complejo Lagunar Bahía de Altata/Ensenada del Pabellón, Sinaloa*. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 93 pp.
- Nybo S., Fjeld P. E., Jerstad K. y Nissen S. 1996. Long-range air pollution and its impact on heavy metal accumulation in dippers *Cinclus cinclus* in Norway. *Environmental Pollution*. 94: 31-38.
- Odum E. P. 1972. *Ecología*. Editorial McGraw-Hill Interamericana. México. p. 68.

- OGP (Ocean Garden Products, Inc.). 1990. Comportamiento del mercado de camarón. San Diego, CA, USA. Año 7, No. 34, p. 21.
- Osuna-López J. I. e Izaguirre-Fierro G. 2000. El golfo de California: Hidrología y Contaminación. *In: Bermejo Mar de Cortés*. UABC/UAS. México. 181 pp.
- Osuna-López J. I., Zazueta-Padilla H. M., Rodríguez-Higuera A. y Páez-Osuna F. 1990. Trace metal concentrations in mangrove oyster (*Crassostrea corteziensis*) from tropical lagoon environments, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 21(10): 486-488.
- Páez-Osuna F. 1988. Geoquímica de los metales pesados en los sedimentos del mar de Cortés. Tesis Doctoral. UACPyP/CCH/UNAM. 391 pp.
- Páez-Osuna F. y Marmolejo-Rivas C. 1990a. Occurrence and seasonal variation of heavy metals in the oyster *Saccostrea iridescens*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 44: 129-134.
- Páez-Osuna F. y Marmolejo-Rivas C. 1990b. Trace metals in tropical coastal lagoons bivalves, *Crassostrea corteziensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 45: 538-544.
- Páez-Osuna F. y Ruiz-Fernández A. C. 1995a. Comparative bioaccumulation of trace metals in *Penaeus stylirostris* in estuarine and coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 40: 35-44.
- Páez-Osuna F. y Ruiz-Fernández A. C. 1995b. Trace metals in the mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine and marine environments. *Environmental Pollution*. 87: 243-247.
- Páez-Osuna F. y Tron-Mayen L. 1995. Distribution of heavy metals in tissues of the shrimp *Penaeus californiensis* from the northwest coast of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 55: 209-215.
- Páez-Osuna F., Bojórquez-Leyva H. y Green-Ruiz C. 1998. Total carbohydrates:organic carbon in lagoon sediments as an indicator of organic

effluents from agriculture and sugar-cane industry. *Environmental Pollution*. 102: 321-326.

Páez-Osuna F., Bojórquez-Leyva H. y Ruelas-Inzunza J. 1999. Regional variations of heavy metal concentrations in tissues of barnacles from the subtropical Pacific coast of Mexico. *Environment International*. 25(5): 647-654.

Páez-Osuna F., Frías-Espéricueta M. G. y Osuna-López J. I. 1995. Trace metal concentrations in relation to season and gonadal maturation in the oyster *Crassostrea iridescens*. *Marine Environmental Research*. 40(1): 19-31.

Páez-Osuna F., Ochoa-Izaguirre M. J., Bojórquez-Leyva H. y Michel-Reynoso I. L. 2000. Macroalgae as Biomonitors of Heavy Metal Availability in Coastal Lagoons from the Subtropical Pacific of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 64(6): 846-851.

Páez-Osuna F., Osuna-López J. I., Izaguirre-Fierro G. y Zazueta-Padilla H. 1993. Heavy metals in oysters from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 50: 696-702.

Páez-Osuna F., Pérez-González R., Izaguirre-Fierro G., Zazueta-Padilla H. M. y Flores-Campaña L. M. 1995. Trace metal concentrations and their distribution in the lobster *Panulirus inflatus* (Bouvier, 1895) from the Mexican Pacific coast. *Environmental Pollution*. 90(2): 163-170.

Páez-Osuna F., Zazueta-Padilla H. M. e Izaguirre-Fierro G. 1991. Trace metals in bivalves from Navachiste lagoon, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 22(6): 305-307.

Paéz-Osuna F. 1996. Fuentes de metales en la zona costera marina,. *In*: Vázquez-Botello A., Rojas-Galaviz J. L., Benitez J. A., Zárate-Lomelí D. (eds.), Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica 5. pp. 297-308

- Pain D. J. 1996. Lead in waterfowl. *In*: Beyer W. N., Heinz G. H. y Redmon A. W. (eds.). Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. Boca Raton. CRC Press. pp. 405-426.
- Parsons E. C. M. 1998. Trace metal pollution in Hong Kong: implications for the health of Hong Kong's Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis*). *The Science of the Total Environment*. 214: 175-184.
- Pastor A., Hernández F., Peris M. A., Beltrán J., Sancho J. V. y Castillo M. T. 1994. Levels of heavy metals in some marine organisms from the western Mediterranean area (Spain). *Marine Pollution Bulletin*. 28(1): 50-53.
- Pearcy W. G. y Osterberg C. L. 1968. Zinc-65 and manganese-54 in albacore *Thunnus alalunga* from the west coast of North America. *Limnology and Oceanography*. 13: 490-498.
- Peek A. S., Gustafson R. G., Lutz R. A. y Vrijenhoek R. C. 1997. Evolutionary relationships of deep-sea hydrothermal vent and cold-water seep clams (Bivalvia: Vesicomidae): results from the mitochondrial cytochrome oxidase subunit I. *Marine Biology*. 130: 151-161.
- Peerzada N. y Dickinson C. 1990. Metals in oysters from the Arnhem Land Coast, Northern Territory Australia. *Marine Pollution Bulletin*. 20: 144-145.
- Pentreath R. J. 1973. The accumulation from sea water of Zn⁶⁵, Mn⁵⁴, Co⁵⁸ and Fe⁵⁹ by the thornback ray, *Raja clavata*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 12: 327-334.
- Pentreath R. J. 1973. The accumulation from water of ⁶⁵Zn, ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co and ⁵⁹Fe by the mussel, *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 53: 127-143.
- Pequegnat J. E., Fowler S. W. y Small L. F. 1969. Estimates of the zinc requirements of marine organisms. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 26: 145-150.

- Peraza-Vizcarra R. 1973. Características hidrográficas y distribución de los sedimentos en el sistema estuarino bahía de Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. UABC. 64 pp.
- Perrin W. F. 1975. Variation of spotted and spinner porpoises (genus *Stenella*) in the eastern Pacific and Hawaii. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography*. 21: 1-206.
- Perrin W. F., Scott M. D., Walker G. J. y Cass V. L. 1985. Review of geographical stocks of tropical dolphins (*Stenella* spp. and *Delphinus delphis*) in the eastern north Pacific. NOAA Technical Report NMFS. 28. National Oceanic and Atmospheric Administration, Rockville, Maryland. 28 pp.
- Peter J. M. y Scott S. D. 1991. Hydrothermal mineralization in the Guaymas basin, gulf of California. *In*: Dauphin J. P. y Simoneit B. R. T. (eds.). *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. The American Association of Petroleum Geologists. U. S. A. 834 pp.
- Peterson R. T. y Chalif E. L. 1989. Aves de México. Guía de campo, identificación de todas las especies encontradas en México, Guatemala, Belice y El Salvador. Editorial Diana. México. 473 pp.
- Phillips D. J. H. y Rainbow P. S. 1988. Barnacles and mussels as biomonitors of trace elements: a comparative study. *Marine Ecology Progress Series*. 49: 83-93.
- Phillips D. J. H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments-a review. *Environmental Pollution*. 13: 281-317.
- Phillips D. J. H. 1978. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. II. Lead, iron, and manganese. *Marine Biology*. 46: 147-156.

- Phillips D. J. H. 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Applied Science Publishers Ltd. London, 488 pp.
- Phillips D. J. H. y K. Muttarasin. 1985. Trace metals in bivalve molluscs from Thailand. *Marine Environmental Research*. 15: 215-234.
- Phillips D. J. H. 1976. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead, and copper. II. Relationship of metals in the mussel to those discharged by industry. *Marine Biology*. 38: 71-80.
- Pimm S. L. y Kitching R. L. 1987. The determinants of food chain length. *Oikos*. 50: 302-307.
- Polikarpov G. G. 1966. Radioecology of aquatic organisms. North-Holland Publishing Company, Amsterdam.
- Powell M. I. y White K. N. 1990. Heavy metal accumulation by barnacles and its implication for their use as biological monitors. *Marine Environmental Research*. 30: 91-118.
- Preston A., Jefferies D. J., Dutton J. W. R., Harvey B. R. y Steele A. K. 1972. British Isles coastal waters: The concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators-a pilot survey. *Environmental Pollution*. 3: 69-82.
- PROFEPA. 1995. Mortandad de mamíferos y aves marinas en el alto golfo de California. Informe Final. 40 pp.
- Prudente M., Kim E-Y., Tanabe S. y Tatsukawa R. 1997. Metal levels in some commercial fish species from Manila Bay, the Philippines. *Marine Pollution Bulletin*. 34(8): 671-674.
- Rainbow P. S. 1993a. The significance of Trace Metal Concentrations in Marine Invertebrates. *In*: Dallinger K. and Rainbow P. S. (eds.). *Ecotoxicology of Metals in Invertebrates*. Lewis Publishers. U.S.A. 461 pp.

- Rainbow P. S. 1993b. Biomonitoring of marine heavy metal pollution and its application in Hong Kong waters. The Marine Biology of the South China sea. *In: Morton B. (ed.). Proceedings of the First International Conference on the Marine Biology of Hong Kong and the South China Sea, Hong Kong. Hong Kong University Press.*
- Rainbow P. S. y Phillips D. J. H. 1993. Cosmopolitan Biomonitoring of Trace Metals. *Marine Pollution Bulletin.* 26(11): 593-601.
- Rainbow P. S. y Smith B. D. 1992. Biomonitoring of Hong Kong coastal trace metals by barnacles, 1986-1989. *In: Morton B. (ed.). Proceedings of the Fourth International Marine Biological Workshop: The Marine Flora and Fauna of Hong Kong and Southern China, Hong Kong, 1989,. Hong Kong University Press, Hong Kong. pp. 585-597.*
- Ramírez M., González H., Ablanado N. y Torres I. 1990. Heavy metals in macroalgae of Havana's northern littoral, Cuba. *Chemistry and Ecology.* 4: 49-55.
- Ramírez M. 1997. Producción pesquera en la bahía de La Paz, B. C. S. *In: Urbán J y Ramírez M. (eds.). La bahía de La Paz, Investigación y Conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS. La Paz. pp. 273-281.*
- Ramírez-Flores O. M. 1987. Producción de hojarasca y metabolismo estuarino en un ecosistema de manglar en la laguna de Agua Brava, Nayarit. Tesis de Licenciatura. ENEP Zaragoza, UNAM. 38 pp.
- Riget F., Johansen P. y Asmund G. 1997. Baseline levels and natural variability of elements in three seaweed species from west Greenland. *Marine Pollution Bulletin.* 34(3): 171-176.
- Riisgard H. U. y Hansen S. 1990. Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: algal cells *Phaeodactylum tricorutum*, mussels *Mytilus edulis* and

- flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. Marine Ecology Progress Series. 62:259-270.
- Rijstenbil J. W., Dehairs F., Ehrlich R. y Wijnholds J. A. 1998. Effect of the nitrogen status on copper accumulation and pools of metal-binding peptides in the planktonic diatom *Thalassiosira pseudonana*. Aquatic Toxicology. 42: 187-209.
- Rocha-Orozco R. 1982. Actividad y uso del hábitat por el pelícano café (*Pelecanus occidentalis californicus* Ridway) en playa norte, bahía de Puerto Viejo, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. U. A. G. 111 pp.
- Roesijadi G. y Crecelius E. A. 1984. Elemental composition of the hydrothermal vent clam *Calyptogena magnifica* from the East Pacific Rise. Marine Biology. 83: 155-161.
- Roesijadi G., Young J. S., Crecelius E. A. y Thomas L. E. 1985. Distribution of trace metals in the hydrothermal vent clam, *Calyptogena magnifica*. Bulletin of the Biological Society of Washington. 6: 311-324.
- Romeril M. G. 1971. The uptake and distribution of ⁶⁵Zn in oysters. Marine Biology. 9: 347-354.
- Romeril M. G. 1979. The occurrence of copper, iron and zinc in the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*, and sediments of Southampton Water. Estuarine and Coastal Marine Science. 9: 423-434.
- Rothery E. (ed.). 1988. Varian. Analytical methods for graphite furnace tube atomizers. Varian Australia Ltd. Australia. 193 pp.
- Ruelas J. R., Páez-Osuna F. y Pérez-Cortés H. 2000. Distribution of mercury in muscle, liver and kidney of the spinner dolphin (*Stenella longirostris*) stranded in the southern gulf of California. Marine Pollution Bulletin. 40(11): 1063-1066.

- Ruelas-Inzunza J. R. y Páez-Osuna F. 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeder organisms in a subtropical coastal environment (southeast Gulf of California). *Environmental Pollution*. 107: 437-444.
- Ruelas-Inzunza J. y Páez-Osuna F. 1998. Barnacles as biomonitors of heavy metal pollution in the coastal waters of Mazatlán harbor (Mexico). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 61:608-615.
- Rueter J. G. y Morel F. M. M. 1982. The interaction between zinc deficiency and copper toxicity as it affects the silicic acid uptake mechanisms in *Thalassiosira pseudonana*. *Limnology and Oceanography*. 26: 67-73.
- Saeki K., Okabe Y., Kim E. Y., Tanabe S., Fukuda M. y Tatsukawa R. 2000. Mercury and cadmium in common cormorants (*Phalacrocorax carbo*). *Environmental Pollution*. 108: 249-255.
- Sánchez-Rodríguez I., Huerta-Díaz M. A., Choumiline E., Holguín-Quiñones O. y Zertuche J. A. (en prensa). Elemental concentrations in different species of seaweeds from Loreto Bay, Baja California Sur, Mexico: implications for the geochemical control of metals in algal tissue. *Environmental Pollution*.
- Sanpera C., González M. y Jover Ll. 1996. Heavy metals in two populations of north Atlantic fin whales (*Balaenoptera physalus*). *Environmental Pollution*. 91(3): 299-307.
- Sawidis Th. y Voulgaropoulos A. N. 1986. Seasonal bioaccumulation of iron, cobalt and copper in marine algae from Thermaikos gulf of the northern Aegean sea, Greece. *Marine Environmental Research*. 19: 39-47.
- Schenck H. G. y Keen A. M. 1936. Marine Molluscan Provinces of Western North America. *Proceedings of the American Philosophical Society*. 76: 921-938.
- Scheuhammer A. M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environmental Pollution*. 46: 263-295.

- Schulz-Baldes M. 1974. Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel, *Mytilus edulis*. *Marine Biology*. 25: 177-193.
- Secretaría de Gobernación y UNAM. 1988. Islas del Golfo de California. Consultores en Diseños Industrial y Gráfico. México. 292 pp.
- Segar D. A., Collins J. D. y Riley J. P. 1971. The distribution of the major and some minor elements in marine animals. Part II. Molluscs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 51: 131-136.
- Segovia-Zavala J. A., Delgadillo-Hinojosa F., Alvarez-Borrego S. 1998. Cadmium in the coastal upwelling area adjacent to California-Mexico border. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 46: 475-481.
- Sekulic B., Sapunar J. y Bazulic D. 1993. Arsenic in Norway lobster (*Nephrops norvegicus* L.) from Kvarneric bay-northeastern Adriatic. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 51: 460-463.
- Setchell W. y Gardner N. 1920. The Marine algae of the Pacific coast fo north America. Part II. Chlorophyceae. *University of California Publications in Botany*. 8(2): 139-374.
- Setchell W. y Gardner N. 1924. Expedition of the California Academy of Sciences to the gulf of California in 1921. The marine algae. *Proceedings of the California Academy of Sciences (Series IV)* 12(29): 695-949.
- Shillito B., Lechaire J-P., Goffinet G. y Gaill F. (1995). Composition and morphogenesis of the tubes of vestimentiferan worms. *Special Publications of the Geological Society of London*. 87: 295-302.
- Simkiss K. y Taylor M. G. 1989. Metal fluxes across the membranes of aquatic organisms. *Reviews in Aquatic Sciences*. 1: 173-188.
- Simkiss K. y Mason A. Z. 1983. Metal ions: metabolic and toxic effects. *In*: Wilbur K M (ed.). *The Mollusca, Environmental Biochemistry and Physiology*. Vol. 2. Academic Press. USA. pp. 101-164.

- Slijper E. J. 1962. Whales. *In*: Harrison R. J. (ed.). Functional Anatomy of Marine Mammals. Academic Press, London, pp. 60-61.
- Spacie A y Hamelink J. L. 1985. Bioaccumulation. *In*: Rand G. M. y Perocelli S. R. (eds.). Fundamentals of aquatic toxicology. Hemisphere Publishing Corporation, Washington. pp. 495-525.
- Storelli M. M., Ceci E. y Marcotrigiano G. O. 1998. Comparison of total mercury, methylmercury, and selenium in muscle tissues and in liver of *Stenella coeruleoalba* (Meyen) and *Caretta caretta* (Linnaeus). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 61: 541-547.
- Storelli M. M. y Marcotrigiano G. O. 2000. Environmental contamination in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): relationship between levels of metals, methylmercury, and organochlorine compounds in an adult female, her neonate, and a calf. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 64: 333-340.
- Storelli M. M., Zizzo N. y Marcotrigiano G. O. 1999. Heavy metals and methylmercury in tissues of Risso's dolphin (*Grampus griseus*) and Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) stranded in Italy (south Adriatic sea). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 63: 703-710.
- Sunda W. G. y Huntsman S. A. 1998. Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects: Phytoplankton as model systems. The Science of the Total Environment. 219: 165-181.
- Swiergosz R., Sawicka-Kapusta K., Nyholm N. E. I., Zwolinska A. y Orkisz A. 1998. Effects of environmental metal pollution on breeding population of pied and collared flycatchers in Niepolomice forest, southern Poland. Environmental Pollution. 102: 213-220.

- Szefer P. y Falandysz J. 1987. Trace metals in the soft tissues of scaup ducks (*Aythya marila* L.) wintering in Gdansk bay, Baltic sea. *The Science of the Total Environment*. 65: 203-213.
- Szefer P., Geldon J., Ali A. A., Páez-Osuna F., Ruiz-Fernández A. C. y Guerrero-Galván S. R. 1998. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthal organisms from Mazatlán harbour, mangrove lagoon on the northwest coast of Mexico. *Environment International*. 24(3): 359-374.
- Szefer P., Malinga M., Skora K. y Pempkowiak J. 1994. Heavy metals in harbour porpoises from Puck bay in the Baltic sea. *Marine Pollution Bulletin*. 28(9): 570-571.
- Szefer P., Skwarzec B. y Koszteyn J. 1985. The occurrence of some metals in mesozooplankton taken from the southern Baltic. *Marine Chemistry*. 17: 237-253.
- Szefer P., Szefer K. y Skwarzec B. 1990. Distribution of trace metals in some representative fauna of the southern Baltic. *Marine Pollution Bulletin*. 21(2): 60-62.
- Szefer P. 1991. Interphase and trophic relationship of metals in a southern Baltic ecosystem. *The Science of the Total Environment*. 101: 201-215.
- Szefer P. 1998. Distribution and behaviour of selected heavy metals and other elements in various components of the southern Baltic ecosystem. *Applied Geochemistry*. 13: 287-292.
- Talbot V. W., Magee R. J. y Hussain M. 1976. Cadmium in Port Phillip bay mussels. *Marine Pollution Bulletin*. 7: 84-86.
- Taylor W. R. 1972. *Marine algae of the eastern tropical and subtropical coasts of the Americas*. The University of Michigan Press. U. S. A. 870 pp.

- Truchet M., Ballan-Dufrançais Ch., Jeantet A-Y., Lechaire J-P. y Cosson R. 1998. Le trophosome de *Riftia pachyptila* et *Tevnia jerichonana* (Vestimentifera): bioaccumulations métalliques et métabolisme du soufre. Cahiers de Biologie Marine. 39: 129-141.
- Tunnicliffe V. 1991. The biology of hydrothermal vents: ecology and evolution. Oceanography and Marine Biology Annual Review. 29: 319-407.
- Untawale A. G., Wafer S. y Bhosale N. B. 1980. Seasonal variation in heavy metal concentration in mangrove foliage. Mahasagar. 13: 215-223.
- Urbán-Ramírez J., Gómez-Gallardo A., Palmeros-Rodríguez M. y Velázquez-Chávez G. 1997. Los mamíferos marinos de la bahía de La Paz, B. C. S. *In*: Urbán-Ramírez J. y Ramírez-Rodríguez M. (eds.). La bahía de La Paz, investigación y conservación.. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS.
- Vallee B. L. y Falchuk K. H. 1993. The biochemical basis of zinc physiology. Physiological Reviews. 73(1): 79-118.
- Varanasi U., Stein J. E., Tilbury K. L., Meador J. P., Sloan C. A., Clark R. C. y Chan S. L. 1994. Chemical contaminants in gray whales (*Eschrichtius robustus*) stranded along the west coast of north America. The Science of the Total Environment. 145: 29-53.
- Vas P. 1991. Trace metal levels in sharks from British and Atlantic waters. Marine Pollution Bulletin. 22(2): 67-72.
- Venugopal B. y Luckey T. D. 1978. Metal Toxicity in Mammals. 2, Chemical Toxicity of Metals and Metalloids. Plenum Press, New York. p. 409.
- Viarengo A. 1985. Biochemical effects of trace metals. Marine Pollution Bulletin. 16: 153-158.
- Villa-Ramírez B., Páez-Osuna F. y Pérez-Cortés H. 1993. Concentraciones de metales pesados en el tejido cardiaco, hepático y renal de la vaquita

- Phocoena sinus* (Mammalia: Phocoenidae). Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoológica. 64(1): 61-72.
- Von-Damm K. L., Edmond J. M., Measures C. I. y Grant B. 1985. Chemistry of submarine hydrothermal solutions at Guaymas Basin, Gulf of California. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 49: 2221-2237.
- Von-Damm K. L. 1983. Chemistry of Submarine Hydrothermal Solutions at 21° North, East Pacific Rise and Guaymas Basin, Gulf of California. Ph. D Thesis. Woods Hole Oceanographic Institution/Massachusetts Institute of Technology. 240 pp.
- Vorob'yev V. I. y Zaystev V. F. 1975. Dynamics of some trace elements in organs and tissues of the rudd. *Hydrobiological Journal*. 11(2): 57-60.
- Wagemann R. y Muir D. C. G. 1984. Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of northern waters: overview and evaluation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 1279-1280.
- Wagemann R., Snow N. B., Lutz A. y Scott D. P. 1983. Heavy metals in tissues and organs of the narwhal (*Monodon monoceros*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 40(2): 206-214.
- Wahbeh M. I., Mahasneh D. M. y Mahasneh I. 1985. Concentrations of zinc, manganese, copper, cadmium, magnesium and iron in ten species of algae and sea water from Aqaba, Jordan. *Marine Environmental Research*. 16: 95-102.
- Walker G., Rainbow P. S., Foster P. y Crisp D. J. 1975. Barnacles: possible indicators of zinc pollution? *Marine Biology*. 30: 57-75.
- Wang W. X. y Dei R. C. H. 2001. Effects of major nutrient additions on metal uptake in phytoplankton. *Environmental Pollution*. 111: 233-240.

- Watling H. R. 1983. Accumulation of seven metals by *Crassostrea gigas*, *C. margaritacea*, *Perna perna* and *Chromytilus meridionalis*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 30: 213-220.
- Watson D. C., Davis J. J. y Hanson W. C. 1961. Zinc-65 in marine organisms along the Oregon and Washington coasts. Science. New York. 133: 1828.
- Widdows J. 1985. Physiological responses to pollution. Marine Pollution Bulletin. 16: 129-134.
- Wiemeyer S. N., Lamont T. G. y Locke L. N. 1980. Residues of environmental pollutants and necropsy data for eastern United States ospreys, 1964-1973. Estuaries. 3: 155-167.
- Wilbur K. M. y Yonge C. M. 1966. Physiology of Mollusca. Vol. II. Academic Press. U. S. A. 645 pp.
- Willis J. N. y Sunda W. G. 1984. Relative contributions of food and water in the accumulation of zinc by two species of marine fish. Marine Biology. 80: 273-279.
- Windom H. L. y Smith R. G. 1972. Distribution of iron, magnesium, copper, zinc, and silver in oysters along the Georgia coast. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 29: 450-452.
- Windom H., Stickney R., Smith R., White D. y Taylor F. 1973. Arsenic, cadmium, copper, mercury, and zinc in some species of North Atlantic finfish. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 30: 275-279.
- Wood C. M. y Van Fleet E. S. 1996. Copper, cadmium and zinc in liver, kidney and muscle tissues of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) stranded in Florida. Marine Pollution Bulletin. 32(12): 886-889.
- Wurzinger K. H. y Hartenstein R. 1974. Phylogeny and correlations of aldehyde oxidase, xanthine oxidase, xanthine dehydrogenase and peroxidase in animal tissues. Comparative Biochemistry and Physiology. 49: 171-185.

- Wynne M. J. 1986. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic. *Canadian Journal of Botany*. 64: 2239-2281.
- Zhou H. Y., Cheung R. Y. H., Chan K. M. y Wong M. H. 1998. Metal concentrations in sediments and *Tilapia* collected from inland waters of Hong Kong. *Water Research*. 32(11): 3331-3340.

APENDICE

Posición taxonómica de los organismos estudiados

Dada la amplia gama de organismos recolectados en los diferentes ambientes marinos del bajo golfo de California se presentan algunos aspectos taxonómicos y ecológicos de cada especie. El orden de presentación de la información (fauna) va de acuerdo a la división filogenética propuesta por Barnes (1977).

Fitoplancton

Familia Coscinodiscineae

Coscinodiscus centralis var *pacifica* Gran y Angst, 1931

Es una diatomea del grupo de las centrales.

Macroalgas

Familia Codiaceae

Codium amplivesciculatum Setchell y Gardner

Nombre común: codio (Fischer *et al.*, 1995c).

Familia Ulvaceae

Enteromorpha clathrata Greville, 1830

Nombre común: pelo de piedra verde claro (Fischer *et al.*, 1995c).

Ulva lactuca Linnaeus, 1753

Nombre común: lechuga de mar (Fischer *et al.*, 1995c).

Familia Gracilariaceae

Gracilaria subsecundata Setchell y Gardner, 1924

Nombre común: pelillo tupido (Fischer *et al.*, 1995c).

Gracilaria sp.

Nombre común: pelillo (Fischer *et al.*, 1995c).

Polysiphonia sp.

Familia: Rhodomelaceae (se distribuye en latitudes tropicales de América, las especies de *Polysiphonia* son muy difíciles de identificar) (Taylor, 1972).

Mangles

Familia Rhizophoraceae

Rhizophora mangle Linnaeus

Nombre común: mangle rojo, presenta raíces zancudas como adaptación a las altas concentraciones de sal y al sustrato anaerobio saturado de agua y rico en sustancias orgánicas (Dawes, 1986).

Familia Cambrelaceae

Laguncularia racemosa Gaertner

Nombre común: mangle blanco, por encontrarse en el margen más próximo a tierra de una zona intermareal produce pequeños propágulos que se fijan en el sustrato durante el período que no están inundados (Dawes, 1986).

Familia Vervaceae

Avicennia germinans Stearnes

Nombre común: mangle negro, presenta raíces horizontales de superficie que nacen de la base del tallo y producen raíces aéreas llamadas neumatóforos (Dawes, 1986).

Zooplankton

Familia Sagittidae

Sagitta enflata Grassi, 1881

Nombre común: gusano flecha.

Alimento: carnívoro (Alvarez-Cadena, 1988).

Moluscos

Familia Ostreidae

Crassostrea corteziensis (Hertlein, 1951)

Nombre común: ostión de mangle.

Alimento: partículas en suspensión o depositadas sobre el fondo (Wilbur y Yonge, 1966).

Familia Vesicomidae

Calyptogena magnifica Boss y Turner, 1980

Nombre común: almeja.

Alimento: viven en simbiosis con bacterias.

Familia Veneridae

Chione subrugosa (Wood, 1828)

Nombre común: venus rayada.

Alimento: partículas diversas que están en el fondo o en suspensión (Wilbur y Yonge, 1966).

Crustáceos

Superfamilia Balanoidea

Familia Balanidae

Balanus eburneus Gould

Nombre común: balano, sacabocado.

Alimento: filtra partículas diversas que van en suspensión en el agua (Rainbow y Phillips, 1993).

Familia Penaeidae

Litopenaeus stylirostris (Stimpson, 1874)

Nombre común: camarón azul.

Alimento: pequeños vegetales, animales e incluso detritos (Bailey-Brock y Moss, 1992).

Farfantepenaeus californiensis (Holmes, 1900)

Nombre común: camarón café.

Alimento: pequeños vegetales, animales e incluso detritos (Bailey-Brock y Moss, 1992).

Litopenaeus vannamei (Boone, 1931)

Nombre común: camarón blanco.

Alimento: pequeños vegetales, animales e incluso detritos (Bailey-Brock y Moss, 1992).

Farfantepenaeus brevirostris (Kingsley, 1878)

Nombre común: camarón cristal.

Alimento: pequeños vegetales, animales e incluso detritos (Bailey-Brock y Moss, 1992).

Xiphopenaeus riveti (Bouvier, 1907)

Nombre común: camarón botalón.

Alimento: pequeños vegetales, animales e incluso detritos (Bailey-Brock y Moss, 1992).

Pogonofora

Familia Riftiidae

Riftia pachyptila Jones, 1981

Alimento: endosimbiosis con bacterias (Childress *et al.*, 1987).

Peces

Familia Carangidae

Seriola lalandi (Valenciennes, 1833)

Nombre común: jurel.

Alimento: pequeños peces y cefalópodos (Fischer *et al.*, 1995a).

Familia Mugilidae

Mugil cephalus (Linnaeus, 1758)

Nombre común: lisa macho.

Alimento: detritus, materia orgánica e inclusive vegetales en el fango superficial (Amezcu-Linares, 1972).

Familia Ariidae

Cathorops fuerthii (Steindachner, 1876)

Nombre común: chihuil.

Alimento: peces y crustáceos (González-Villaseñor, 1972).

Familia Clupeidae

Opisthonema libertate (Günther, 1867)

Nombre común: anchoveta.

Alimento: fitoplancton, especialmente dinoflagelados y diatomeas (Fischer *et al.*, 1995a).

Familia Lutjanidae

Lutjanus colorado (Jordan y Gilbert, 1882)

Nombre común: pargo.

Alimento: peces e invertebrados (Fischer *et al.*, 1995b).

Familia Sciaenidae

Cynoscion xanthulus (Jordan y Gilbert 1881)

Nombre común: curvina.

Alimento: peces y crustáceos (Díaz-González, 1982).

Familia Ariidae

Galeichthys peruvianus (Lutken, 1874)

Nombre común: chihuil.

Alimento: peces y crustáceos (González-Villaseñor, 1972).

Familia Carcharhinidae

Carcharhinus leucas (Valenciennes, 1839)

Nombre común: tiburón chato.

Alimento: peces, tiburones más pequeños, rayas, cangrejos, camarones y carroña (Fischer *et al.*, 1995a).

Familia Sphyrnidae

Sphyrna lewini (Griffith y Smith, 1834)

Nombre común: cornuda.

Alimento: peces pelágicos (sardinias, carángidos, lisas), otros tiburones, rayas, calamares, langostas, camarones y cangrejos (Fischer *et al.*, 1995a).

Aves

Familia Recurvirostridae

Recurvirostra americana Gmelin

Nombre común: avoceta americana.

Comentarios: ave acuática que realiza migraciones de latitudes templadas hacia latitudes tropicales en el invierno.

Alimento: caracoles pequeños, otros animales acuáticos de fondos lodosos y someros (Bent, 1962a).

Himantopus mexicanus (Müller)

Nombre común: tildillo de cuello negro.

Comentarios: ave acuática migratoria que se encuentra en latitudes tropicales durante el invierno.

Alimento: insectos, larvas de mosquitos y saltamontes (Bent, 1962a).

Familia Anatidae

Dendrocygna bicolor (Vieillot)

Nombre común: pato pijije alioscuro.

Comentarios: ave migratoria, se le encuentra en México durante el invierno; se alimenta tanto en áreas emergidas como en cuerpos de agua someros con vegetación de tular.

Alimento: semillas de pasto y hierbas (Bent, 1962b).

Dendrocygna autumnalis (Linnaeus)

Nombre común: pato pijije aliblanco.

Comentarios: ave terrestre migratoria, habita en áreas tropicales durante el invierno.

Alimento: maíz (Bent, 1962b).

Anas cyanoptera Snyder y Lumsden

Nombre común: pato canelón.

Comentarios: ave de aguas poco profundas, arroyos, charcos y pantanos; realiza migraciones desde norteamérica en invierno).

Alimento: plantas acuáticas, semillas, pasto, insectos y pequeños animales acuáticos (Peterson y Chalif, 1989).

Aythya affinis (Eyton)

Nombre común: pato boludo menor.

Comentarios: ave acuática que se encuentra comúnmente en lagos y ríos, realiza migraciones desde norteamérica en invierno.

Alimento: pequeñas plantas y animales acuáticos (las que son marinas comen moluscos y crustáceos) (Peterson y Chalif, 1989).

Oxyura jamaicensis (Gmelin)

Nombre común: pato rojizo alioscuro.

Comentarios: ave acuática que se encuentra comunmente en charcas, lagos y bahías; realiza migraciones desde norteamérica al inicio del invierno.

Alimento: pequeños organismos acuáticos, insectos, plantas acuáticas (Peterson y Chalif, 1989).

Familia Rallidae

Fulica americana Gmelin

Nombre común: gallineta.

Comentarios: ave acuática migratoria que habita en zonas tropicales durante los meses de invierno.

Alimento: es omnívoro, come hojas, frondas, semillas y raíces de vegetación acuática; también se alimenta de peces pequeños, gusanos, larvas acuáticas e insectos (Bent, 1963).

Familia Pelecanidae

Pelecanus occidentalis californicus (Ridway)

Nombre común: pelícano café.

Comentarios: ave marina colonial que habita en la región.

Alimento: peces (Rocha-Orozco, 1982).

Familia Phalacrocoracidae

Phalacrocorax olivaceus (Gmelin, 1789)

Nombre común: cormorán oliváceo.

Comentarios: ave acuática que habita en la región.

Alimento: peces, anfibios y crustáceos (Peterson y Chalif, 1989).

Familia Threskiornithidae

Plegadis chihi (Vieillot, 1817)

Nombre común: ibis cara blanca.

Comentarios: ave de pantano que habita en la región.

Alimento: crustáceos, insectos, sanguijuelas, peces pequeños (Peterson y Chalif, 1989).

Familia Ardeidae

Casmerodius albus (Linnaeus, 1758)

Nombre común: garzón blanco.

Comentarios: ave vadeadora, con cuello y patas largas; habita en la región.

Alimento: peces, ranas, crustáceos, insectos (Peterson y Chalif, 1989).

Bubulcus ibis (Linnaeus, 1758)

Nombre común: garza garrapatera.

Comentarios: ave que habita en las tierras bajas de la región.

Alimento: peces, ranas, crustáceos, insectos (Peterson y Chalif, 1989).

Familia: Charadriidae

Charadrius vociferus (Linnaeus, 1758)

Nombre común: tildillo de dos collares.

Comentarios: ave vadeadora migratoria; habita en áreas fangosas o húmedas.

Alimento: pequeños organismos marinos, insectos (Peterson y Chalif, 1989).

Mamíferos marinos

Familia Delphinidae

Stenella longirostris Gray, 1828

Nombre común: delfín tornillo.

Alimento: peces mictófidios y calamares (Urbán-Ramírez *et al.*, 1997).

Familia Eschrichtidae

Eschrichtius robustus (Lilljeborg, 1861)

Nombre común: ballena gris.

Alimento: cardúmenes de misidáceos y anfípodos tubícolas, pero también consume de una manera oportunista cangrejos colorados, peces de carnada y otros (Urbán-Ramírez *et al.*, 1997).

Familia Physeteridae

Physeter catodon (Linnaeus, 1758)

Nombre común: cachalote.

Alimento: peces y calamares (Urbán-Ramírez *et al.*, 1997).