



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

**“COMPARACIÓN DEL NIVEL DE CADMIO EN TEJIDO MUSCULAR Y
HEPÁTICO DE PECES DEMERSALES EN TRES SISTEMAS ESTUARINOS DEL
SUR DE SINALOA”**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
IBQ. OMAR NATERAS RAMÍREZ

TUTOR:
Dr. FELIPE AMEZCUA MARTÍNEZ
**INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN**

COMITÉ TUTOR:
Dra. MARÍA AURORA ARMIENTA HERNÁNDEZ
INSTITUTO DE GEOFÍSICA, UNAM
Dr. CARLOS RENÉ GREEN RUIZ
**INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN**
Dr. FELIPE GALVÁN MAGAÑA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
Dr. JORGE RICARDO RUELAS INZUNZA
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, D. F. JULIO 2015



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.



Posgrado en Ciencias Del Mar Y Limnología

**Universidad Nacional Autónoma de México
Unidad Académica Mazatlán**



**COMPARACIÓN DEL NIVEL DE CADMIO EN TEJIDO MUSCULAR
Y HEPÁTICO DE PECES DEMERSALES EN TRES SISTEMAS
ESTUARINOS DEL SUR DE SINALOA**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de

MAESTRO EN CIENCIAS

(Química acuática)

P r e s e n t a

IBQ. Omar Nateras Ramírez

Director de Tesis: Dr. Felipe Amezcua Martínez

Comité Tutorial: Dra. María Aurora Armienta Hernández
Dr. Carlos René Green Ruiz
Dr. Felipe Galván Magaña
Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza

México, D.F., julio de 2015

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de Ictiología y Pesquerías, en el laboratorio de Geoquímica Marina del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán de la Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM- y el laboratorio de Metales del Instituto tecnológico de Mazatlán; bajo la dirección del Dr. Felipe Amezcua Martínez, con el apoyo financiero de Becas para posgrados del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología – CONACYT- y del Proyecto PAPIIT - UNAM IN208911-3 “Importancia de los sistemas de manglar y costeros en el ciclo de la vida de peces: transferencia y rutas de energía, estructura de comunidades, distribución espacial y trama trófica, y bioacumulación de metales no esenciales”

Se permite todo tipo de citas (excepto la transcripción íntegra de párrafos) siempre y cuando se otorgue el crédito correspondiente. Se permite la copia total o parcial de este documento a través de fotocopiado o del documento electrónico PDF, siempre y cuando se cubra el importe solicitado por la institución que tenga en su acervo este documento

Atentamente

IBQ. Omar Nateras Ramírez

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Ciencias Del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, por haberme brindado la oportunidad de poder realizar este posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por brindarme el apoyo económico tan necesario para la realización del proyecto.

A mis tutores Dr. Felipe Galván Magaña, Dr. Carlos René Green Ruiz, Dra. María Aurora Armienta Hernández y Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza.

A mi director de tesis Felipe Amezcua Martínez por brindarme la oportunidad de trabajar bajo su asesoría y consejo, así como por los recursos invertidos en este trabajo.

A mis padres y hermanos, que de manera incondicional me han apoyado en esta y en todas las etapas de mi vida. Muchas gracias por ayudarme a superar todos los obstáculos en mi vida.

Al personal que labora en la Universidad Nacional Autónoma de México y particularmente en la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por su ayuda, paciencia y amistad.

Al Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza por permitirme el uso del laboratorio de Metales Pesados del Instituto Tecnológico de Mazatlán para poder procesar las muestras del proyecto. Además de su asesoría durante del procesamiento de datos.

A la M. C. Karla Sánchez por su asesoría y apoyo técnico en el procesamiento de las muestras utilizadas en este trabajo.

Al Dr. Federico Páez Osuna por permitirme el uso del laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera de la UNAM-UA MAZATLÁN, para poder leer mis muestras; así como a la M. C. Magda Bergés Tiznado por sus consejos y asesoría que fueron de gran ayuda para la interpretación de los resultados.

Al Químico Humberto Bojorquéz Leyva por su invaluable ayuda en la lectura de muestras e implementación de las técnicas de laboratorio. Sin su ayuda nada de esto hubiera sido posible.

Al Dr. Carlos René Green Ruiz por permitirme el uso del laboratorio de Geomicrobiología y Sedimentología de la UNAM-UA MAZATLÁN para procesar mis muestras y las asesorías recibidas a lo largo de la maestría.

Al Dr. Martín Soto por todo el equipo de laboratorio que amablemente dispuso para este trabajo y su apreciable ayuda en la interpretación de los resultados de la tesis.

A mis maestros de asignaturas por compartir su experiencia y conocimientos.

A la C. Margarita Cordero por sus asesorías académicas y sobre todo su valiosa amistad que tanto me ayudó en mi estancia en el Instituto.

A la C. María Clara Ramírez y al C. Daniel Oviedo por su paciencia y ayuda en la consulta de material bibliográfico.

Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz, al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez y a la Lic. Herlinda Rojas, por su ayuda en el manejo de programas y material informático, así como en el uso de las instalaciones del UNAM-UA MAZATLÁN.

A la Ing. Bioq. Ana Imelda Martínez Salcido, por habernos proporcionado amablemente sus muestras que sirvieron para la elaboración de esta tesis.

Al Dr. Michel Hendrickx Reners y a los integrantes del área de invertebrados bentónicos de la UNAM-UA MAZATLÁN por darme la oportunidad de participar en el talud XIII y regalarme gratos momentos de convivencia.

A mis compañeros de laboratorio. Biol. Mar. Brigitte D. Gil Manrique, Biol. Pesq. Victor Muro Torres, Biol. José Yacomelo Moterrosa, Ing. B.T. Misha Jazmín Hernández Lozano, Biol. Pesq. Diego Partida Santos, Biol. Jana Rajnohova, Biol. Pesq. Nahyeali Gómez Juárez., Ing. Bioq. Yedid Fabiola Velarde Rojas, Biol. Pesq. Francisco Vázquez Melchor, por su amistad y apoyo.

A todos mis compañeros de posgrado.

A todas las personas que nos han brindado amablemente su apoyo desde la sede del posgrado en México, D.F.

A mis amigos Karen Enciso, Martín Castillo, Perla Rosa Fitch, Victoriana Lizama, Alejandra Reynoso y todas aquellas personas que me han apoyado durante la realización este trabajo.

Un agradecimiento muy especial al †Biol. Joel Flores Anduaga que de manera incondicional me brindaste tu amistad hasta en los momentos más difíciles. Siempre serás mi amigo...

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Especies analizadas.....	4
1.1.1. <i>Cynoscion xanthulus</i> Jordan y Gilbert, 1882	5
1.1.2. <i>Caranx caninus</i> Günther, 1867	6
1.1.3. <i>Pomadasys macracanthus</i> (Günther, 1864)	6
1.1.4. <i>Diapterus peruvianus</i> (Jordan y Gilbert, 1882)	7
1.1.5. <i>Eugerres axillaris</i> (Günther, 1864).....	7
1.1.6. <i>Centropomus robalito</i> Jordan y Gilbert, 1882	8
1.1.7. <i>Cathorops fuerthii</i> Steindachner, 1827	8
1.1.8. <i>Sciades seemanni</i> (Günther, 1864)	9
1.1.9. <i>Elops affinis</i> Regan, 1909.....	9
1.1.10. <i>Mugil curema</i> Cuvier y Valenciennes, 1836	10
1.1.11. <i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	10
1.1.12. <i>Chanos chanos</i> Forsskal, 1775.....	11
2. ANTECEDENTES	12
2.1. El cadmio	12
2.1.1. El cadmio en los sistemas acuáticos	14
2.2. Acumulación de cadmio en peces.....	15
2.3. El cadmio en seres humanos	21
3. JUSTIFICACIÓN ACADÉMICA.....	25
4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN.....	26
5. OBJETIVOS	27
5.1. Objetivo general	27
5.2. Objetivos específicos	27
6. HIPÓTESIS	28
7. ÁREA DE ESTUDIO.....	29
7.1. Urías.....	29
7.2. Huizache-Caimanero.....	32
7.3. Teacapán	35
8. MATERIALES Y MÉTODOS	39
8.1. Muestreo y transporte de los peces	39
8.2. Preparación de las muestras.....	39
8.3. Liofilización y digestión de las muestras	41
8.4. Estructura de tallas.....	41

8.5.	Análisis de cadmio	42
8.6.	Análisis de datos	42
8.7.	Evaluación de Riesgo de consumo	44
9.	RESULTADOS.....	46
9.1.	Parámetros fisicoquímicos	46
9.2.	Individuos capturados	49
9.3.	Concentración de Cadmio.....	54
9.4.	Comparación de los niveles de cadmio en tejido muscular y hepático entre las especies estudiadas por época, lugar y tamaño	60
9.5.	Comparación de los niveles de cadmio en la porción comestible de los peces con la normatividad mexicana e internacional.....	70
9.6.	Evaluación de riesgo de consumo	71
10.	DISCUSIONES.....	73
10.1.	Niveles de cadmio en los peces de los sistemas lagunares estudiados	73
10.2.	Comparación de los niveles de cadmio con los límites máximos permisibles.....	80
10.3.	Índice de peligrosidad por cadmio	81
11.	CONCLUSIONES.....	85
12.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
13.	ANEXOS	122

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Mecanismo de entrada del cadmio en las branquias (A) y en el tracto gastrointestinal (B), mecanismo de acumulación de cadmio en los riñones (C). Tomado de Wood <i>et al.</i> (2012).....	17
Figura 2. Sistema lagunar Estero de Urías y localización de sitios de muestreo.	32
Figura 3. Sistema lagunar Huizache-Caimanero y localización de sitios de muestreo.	34
Figura 4. Sistema lagunar Teacapán-Agua Brava y localización de sitios de muestreo.	38
Figura 5. Espectrofotómetro Varian Spectra AA 220.....	42
Figura 6. Salinidad promedio del agua en temporada de lluvias y secas en los tres sistemas estuarinos estudiados.	46
Figura 7. Temperatura promedio del agua en temporada de lluvias y secas en los tres sistemas estuarinos estudiados.	47
Figura 8. Concentraciones de oxígeno disuelto promedio del agua en temporada de lluvias y secas en los tres sistemas estuarinos estudiados.....	48
Figura 9. Cantidad de individuos colectadas por especie en los tres sistemas estudiados.....	49
Figura 10. Porcentaje de captura de individuos por especie en temporada de lluvias y secas.	51
Figura 11. Muestras de músculo por especie que tuvieron concentraciones de cadmio por debajo del límite de detección.	55
Figura 12. Comparación de la concentración de cadmio entre el tejido hepático (cajas blancas) y tejido muscular (cajas negras) para cada especie estudiada.	56
Figura 13. Concentración de cadmio en peso seco de músculo (a) e hígado (b) de las especies analizadas.	57

- Figura 14.** Comportamiento de los niveles de concentración de cadmio total ($\mu\text{g/g}$) entre temporadas por especie. En azul se aprecian las muestras de Teacapán, en gris se aprecian las muestras de Urías y el amarillo se aprecian las muestras de Huizache. Las Línes rojas representan la época de lluvias y las líneas azules representan la época de secas. 58
- Figura 15.** Análisis “cluster” generado a partir de la matriz “Bray-Curtis” de los promedios de concentración de cadmio de los individuos de los tres sistemas estudiados por: a) tejido (músculo e hígado), b) temporada (lluvias y secas), c) tamaños (pequeños, medianos y grandes). 61
- Figura 16.** Análisis de ordenamiento nMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) de los promedios de concentración de cadmio de acuerdo con a) el tamaño (pequeños, medianos y grandes), b) tejido (hígado y músculo), c) el lugar (Huizache, Teacapán y Urías), d) la temporada (secas y lluvias) y e) la dieta (consumidores y no consumidores de bivalvos). 62
- Figura 17.** Ordenamiento NMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) de los promedios de concentración de cadmio en tejido muscular (amarillo) y hepático (rojo) para cada especie. 63
- Figura 18.** Concentración de cadmio en $\mu\text{g/g}$ de cadmio peso húmedo del músculo de las especies analizadas por ecosistema (la línea punteada representa la normatividad EU). 70

LISTADO DE TABLAS

Tabla 1. Recopilación de concentraciones de cadmio en peces de diferentes partes del mundo	20
Tabla 2. Límites Máximos Permisibles de cadmio en base a peso húmedo en diferentes países (Nauen, 1983).	24
Tabla 3. Límites Máximos permisibles de cadmio en base a peso húmedo en México y UE.	24
Tabla 4. Puntos de muestreo por sistema	40
Tabla 5. Relación de individuos capturados en los diferentes sitios de muestreo y sus promedios (con desviación estándar) de longitud total (Lt.) y Peso total (Pt.).	52
Tabla 6. Rangos de clasificación de tallas (Lt.en cm) por especie.....	53
Tabla 7. Concentración (mg/kg) y porcentajes de recuperación de cadmio en los materiales de referencia DORM-3 y DOLT-4.	54
Tabla 8. Test ANOSIM para los diferentes factores de los niveles de cadmio de peces analizados.	66
Tabla 9. Concentraciones en $\mu\text{g/g}$ peso seco de cadmio en hígado y músculo, resultado del análisis T-Student por mínimos cuadrados.....	67
Tabla 10. Resultados del coeficiente de riesgo para cada especie	71

RESUMEN

En este trabajo se compararon las concentraciones de cadmio total en doce especies de peces demersales estuarinas de importancia comercial en tres sistemas lagunares del sur de Sinaloa (Huizache, Teacapán y Urías): *Pomadasys macracanthus*, *Mugil cephalus*, *Mugil curema*, *Elops affinis*, *Centropomus robalito*, *Caranx caninus*, *Cynoscion xanthulus*, *Chanos chanos*, *Sciades semanii*, *Cathorops fuertii*, *Diapterus peruvianus*, *Eugerres axillaris*, con el objetivo de comparar la presencia de cadmio en peces de sistemas estuarinos con diferentes niveles contaminación antropogénica, bajo el supuesto de que el sistema menos contaminado será el que presente los organismos con menores niveles de cadmio, a saber: Urías>Huizache>Teacapán. Se capturaron un total de 502 individuos a los que se les cuantificó el cadmio total por medio de espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con horno de grafito recolectados por medio de una red de enmalle (agallera) con abertura de luz de malla de 2.5 pulgadas y 600 pies de largo durante el periodo de lluvias y secas de los años 2011-2012 y 2013-2014. Los promedios de concentración total de cadmio en tejido hepático fueron ($\mu\text{g/g}$ de peso seco): Teacapán 1.64 ± 0.54 , Huizache 1.22 ± 0.54 y Urías 0.94 ± 1.38 . Las concentraciones de cadmio en tejido muscular fueron mucho menores ($\mu\text{g/g}$ de peso seco): Teacapán 0.03 ± 0.02 , Huizache 0.026 ± 0.02 , Urías 0.025 ± 0.02 . Aunque las concentraciones de cadmio de los peces entre los sistemas estuarinos no mostraron diferencias significativas, las tendencias de acumulación resultaron ser Teacapán>Huizache>Urías en hígado y Huizache>Teacapán>Urías en músculo. La concentración de cadmio en los individuos no presentó diferencias entre temporadas de lluvias y secas; solamente las especies *M. curema* y *M. cephalus* acumularon significativamente más cadmio en el época de secas. Por otro lado, el tamaño de los individuos sí fue un factor diferencial debido a que los individuos grandes acumularon más cadmio que los medianos y estos a su vez que los pequeños. La mayor parte de los individuos analizados presentaron concentraciones por debajo de la Norma Oficial Mexicana ($>0.5 \mu\text{g/g}$ peso húmedo), solamente un individuo de la especie *M. cephalus* sobrepasó este umbral. Sin embargo, 36 individuos de las especies *M. curema*, *E. affinis*, *M.*

cephalus, *P. macracanthus* y *C. chanos* sobrepasaron lo establecido en la normativa europea ($>0.05 \mu\text{g/g}$ peso húmedo). De acuerdo al índice de riesgo, las especies quedaron posicionadas de esta manera: *M. curema*, *M. cephalus*, *P. macracanthus*, *S. seemanii*, *C. chanos*, *E. affinis*, *D. peruvianus*, *C. caninus*, *C. fuertii*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, *E. axillaris*. Sin embargo, el coeficiente de riesgo no sobrepasó la unidad en ningún caso por lo que el consumo de individuos estas especies provenientes de estos Huizache, Teacapán y Urías no representa un riesgo para la población mexicana. La acumulación de cadmio en músculo e hígado de las especies *M. curema* y *M. cephalus* pudo deberse a su dieta basada en detritos y a su estrecha relación con los sedimentos del fondo. En Urías se capturaron los individuos con menor concentración de cadmio en músculo e hígado probablemente por el efecto del dragado constante de los sedimentos del canal de navegación y por la alta velocidad de recambio de agua de este sistema, lo cual ayuda a disminuir el cadmio disuelto en la columna de agua. Al existir una creciente presión antropogénica en los tres sistemas, es recomendable seguir monitoreando las concentraciones de cadmio de la fauna de esas regiones.

ABSTRACT

A total cadmium concentration of twelve demersal fish species with economic importance was assessed, and compared spatio-temporally. The studied species were: *Pomadasys macracanthus*, *Mugil cephalus*, *Mugil curema*, *Elops affinis*, *Centropomus robalito*, *Caranx caninus*, *Cynoscion xanthulus*, *Chanos chanos*, *Sciades semanii*, *Cathorops fuertii*, *Diapterus peruvianus*, and *Eugerres axillaris*. All were captured in the largest 3 estuarine systems of southern Sinaloa (Urias, Huizache and Teacapán), with a 2.5' mesh size gill net and 600 feet long during the rainy and dry seasons of 2011-2012 and 2013-2014. Each estuarine system has different levels of anthropogenic pollution. The working hypothesis was that the [Cd] would be less in the system with minor anthropogenic impacts (Urias > Huizache > Teacapán). In total 502 individuals were analyzed and quantified for total cadmium by atomic absorption spectrophotometry (AAS) with graphite furnace. The average total concentration of cadmium in liver tissue ($\mu\text{g/g}$ dry weight) was 1.64 ± 0.54 in Teacapán, 1.22 ± 0.54 in Huizache and 0.94 ± 1.38 in Urias. Cadmium concentrations in muscle tissue ($\mu\text{g/g}$ dry weight) were much lower: 0.03 ± 0.02 in Teacapán, 0.026 ± 0.02 in Huizache, and 0.02 ± 0.025 in Urias. Although the concentrations of cadmium in fish between estuarine systems showed no significant differences, trends in accumulation proved Teacapán > Huizache > Urias in liver and Huizache > Teacapán > Urias in muscle. The concentration of cadmium in samples was not different between rainy and dry seasons, except for the species *M. cephalus* and *M. curema*, which significantly accumulated more cadmium in the dry season. However, the length of the fish was a factor that caused differences in [Cd], larger individuals accumulated more cadmium than the smaller ones. Notwithstanding these [Cd], most of the individuals tested had concentrations below the Mexican Norm ($> 0.5 \mu\text{g} / \text{g}$ wet weight); only one individual of the *M. cephalus* species exceeded this threshold, but 36 individuals of *M. curema*, *E. affinis*, *M. cephalus*, *P. macracanthus* and *Chanos chanos* species exceeded the provisions of European legislation ($> 0.05 \text{ mg} / \text{g}$ wet weight). According to the risk index, the species were positioned as

follows: *M. curema*, *M. cephalus*, *P. macracanthus*, *S. seemanii*, *E. affinis*, *D. peruvianus*, *C. caninus*, *C. fuertii*, *C. robalito*, *C. xanthulus*, *E. axillaris*. Although some individuals had elevated [Cd], the hazard ratio did not exceed in any case the unit so that the consumption of these species in the studied area does not represent a risk for human consumption. The high Cadmium accumulation in muscle and liver of the species *M. cephalus* and *M. curema* could be due to its debris based diet and its close relationship to bottom sediments diet. The lower [Cd] found in *Urias* can be related to the dredging activities and the hydrodynamics of the system causing a high turnover rate which helps reduce the dissolved cadmium in the water column. However is advisable to keep a constant monitoring in all these environments as the anthropogenic pressure increases.

1. INTRODUCCIÓN

México posee 12,000 km de extensión de litoral con al menos 125 lagunas costeras (Lankford, 1977), las cuales incluyen gran variedad de hábitats, tales como sistemas de manglares, marismas, pantanos y zonas de inundación. Los ecosistemas lagunares son sitios de alta productividad y gran biodiversidad (256 gC/m² año) que cumplen varios servicios ecológicos: protección para invertebrados, peces juveniles y aves que dependen de estos hábitats en algún momento de su ciclo de vida (Boynton *et al.*, 1982; Alongi, 1998).

En este tipo de sistemas es donde se desarrolla la mayor parte de las actividades pesqueras nacionales, siendo sólo unas pocas pesquerías como la del atún, sardina-macarela y algunas de palangre (picudos y tiburones), las que utilizan comercialmente los recursos de aguas oceánicas de la Zona Económica Exclusiva de México (Contreras-Espinosa, 1993; CEDRSSA, 2006; CONAGUA, 2012; CONAPESCA, 2014;).

La pesca es una de las fuentes más importantes de ingresos y de subsistencia para gran parte de la población mundial, además es base de la seguridad alimentaria y estrategia en la mitigación de la pobreza, ya que supone una valiosa fuente de proteína animal para millones de personas en todo el mundo, y a menudo sustenta las economías locales de las comunidades costeras y ribereñas (FAO, 2012). En los sistemas lagunar-estuarinos, se lleva a cabo la pesca artesanal o de pequeña escala, que se caracteriza por utilizar técnicas de pesca tradicionales a bordo de embarcaciones pequeñas y con poca autonomía. Esta pesca genera más del 90 por ciento de la captura del mundo y suministra alrededor del 50 por ciento de las capturas mundiales de peces (Arreguín-Sánchez, 2006; Espino-Barr y Cruz-Romero, 2006; Ramírez-Rodríguez, 2009).

La flota de pesca artesanal en sistemas estuarinos participa en la captura de algunas de las pesquerías más importantes de México como el calamar (*Dosidicus gigas*), tiburón (*Alopias spp.*, *Carcharhinus spp.*, *Mustelus spp.*, *Sphyrna spp.*,

entre otros) y camarón (familia *Penaeidae*), además de ser la principal actividad de captura de peces costeros y estuarinos. Estas pesquerías representaron aproximadamente el 20% de la captura total en México en el periodo 1980-2011 (CONAPESCA, 2014).

Una amenaza actual de los ecosistemas estuarinos y de los organismos que los habitan es la contaminación; provocada principalmente por el incrementado de asentamientos humanos cerca de áreas costeras. Tal desbalance produce una demanda de mayores y mejores servicios lo cual constituye un estrés extra sobre el ambiente que los rodea. Muchos de los contaminantes más persistentes en el ambiente, son emitidos al aire, a la tierra o al agua como productos de la actividad humana cercana y pueden viajar largas distancias desde la fuente primaria para terminar en el ambiente costero y marino (Wania *et al.* 2006).

Los estuarios constituyen reactores naturales en donde los diferentes procesos biogeoquímicos afectan la distribución de los contaminantes que llegan de manera natural o por fuentes antrópicas (Morel *et al.*, 1991; Santsuchi *et al.*, 1997), que aunado a una limitada renovación del agua en estos sitios, reduce fuertemente el potencial de dilución de los contaminantes vertidos (Wania *et al.*, 2006; Montaño-Ley *et al.*, 2007).

Los metales pesados, debido a su toxicidad y su comportamiento acumulativo representan un riesgo actual y potencial para los recursos pesqueros y ecosistemas marinos en general. Los iones de estos elementos suelen penetrar en la célula a través de los mismos sistemas de transporte que utilizan otros cationes metálicos fisiológicamente importantes (Ca, Mg, Cu, Zn). Estos elementos se encuentran en pequeñas cantidades en el ambiente natural; sin embargo, la actividad humana ha hecho cambiar esta condición a los largo de los años, provocando acumulación en los suelos, aguas y la biota. Dentro de la red trófica, los organismos fotosintetizadores o productores son las principales vías de acceso de los metales pesados hacia organismos más grandes como los peces que a su vez son consumidos por el ser humano (Moreno-Sanchez y Devars, 1999; Soto-Jiménez *et al.*, 2003; Miretzky *et al.*, 2004).

Considerado uno de los agentes más móviles en los sistemas acuáticos, el cadmio es un metal pesado que puede causar graves daños a los seres vivos al ser consumido en muy pequeñas cantidades. Su única función en la biología es como un reemplazo del zinc en el sitio catalítico de una clase particular de anhidrasas carbónicas en algunas diatomeas marinas (Sigel *et al.*, 2011) por lo que puede permanecer en los suelos hasta 300 años sin transformarse (IPCS, 1992).

Se ha demostrado que la concentración de cadmio en los sedimentos y organismos acuáticos en los sistemas estuarios del noroeste de México va en aumento; debido principalmente a una serie de factores naturales y antropogénicos. En Sinaloa las principales fuentes antropogénicas de Cd son: los fertilizantes fosforados para los suelos agrícolas; las descargas puntuales de desechos producto de la actividad pesquera e industrial y los jales mineros en la alta sierra. Por otro lado se ha demostrado que la hidrodinámica y morfología particulares de cada sitio influyen para favorecer o paliar la presencia de cadmio biodisponible, es por eso que es uno de los metales menos comprendidos en los sistemas acuáticos estuarinos (La Dou, 1999; Villanueva y Botello, 1998; Soto-Jiménez *et al.*, 2003; Frías-Espicqueta *et al.*, 2010).

Sinaloa posee siete lagunas costeras, todas ellas de gran interés ecológico (Soto-Jiménez, 2002; Soto-Jiménez y Flegal, 2009) y económico. Sin embargo, Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava son humedales que representan ecosistemas estratégicos y de gran importancia para la conservación de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades humanas, por ello, a partir de 2003, la CONANP que es la entidad administrativa del Gobierno Federal encargada de atender las áreas naturales protegidas los ha reconocido por la Convención Ramsar como humedales de importancia internacional. En este contexto, son necesarios estudios como el presente que evalúen la presencia de contaminantes tan peligrosos como el cadmio en peces de lugares tan importantes como estos, ya que ayuda a conocer y evaluar las condiciones de intervención antropogénica que prevalecen en los tres lugares y a su vez comprender mejor los

factores que interviene en mayor o menor medida a la acumulación de cadmio en los peces.

1.1. Especies analizadas

Las especies de peces que se incluyeron en este trabajo aparecieron de manera consistente en los tres sistemas objeto de estudio, son especies de interés comercial al menos localmente y cubren niveles tróficos desde 2.03 hasta 4.4. Estas doce especies representan nueve familias de peces demersales de gran importancia ecológica para los sistemas estuarinos. La lista sistemática de las especies estudiadas se basó en la California Academy of Science (2015).

CLASE Actinopterygii
Subclase Neopterygii
División Teleostei
Orden Perciformes
Suborden Percoidei
Familia **Sciaenidae**
Género *Cynoscion* Gill, 1854
Cynoscion xanthalmus Jordan y Gilbert, 1882
Familia **Carangidae**
Género *Caranx* Lacépède, 1802
Caranx caninus Günther, 1867
Familia **Haemulidae**
Género *Pomadasys* Lacépède, 1803
Pomadasys macracanthus (Günther, 1864)
Familia **Gerridae**
Género *Diapterus* Ranzani, 1840
Diapterus peruvianus (Jordan y Gilbert, 1882)
Género *Eugerres* Jordan y Evermann, 1927
Eugerres axillaris (Günther, 1864)
Familia **Centropomidae**
Género *Centropomus* Lacépède, 1802
Centropomus robalito Jordan y Gilbert, 1882
Superorden Ostariophysii
Orden Siluriformes
Familia **Ariidae**
Género *Cathorops* Jordan y Gilbert, 1882
Cathorops fuerthii Steindachner, 1827
Género *Sciades* Müller y Troschel, 1849
Sciades seemanni (Günther, 1864)
Subdivisión Elopomorpha
Orden Elopiformes
Familia **Elopidae**

Género *Elops* Linnaeus, 1766
Elops affinis Regan, 1909
Superorden Acanthopterygii
Orden Mugiliformesi
Familia **Mugilidae**
Género *Mugil* Linnaeus, 1758
Mugil curema Cuvier y Valenciennes, 1836
Mugil cephalus Linnaeus, 1758
Subdivisión Euteleostei
Superorden Ostariophysii
Orden Gonorynchiformes
Suborden Chanoidei
Familia **Chanidae**
Género *Chanos* Lacépède, 1803
Chanos chanos Forsskal, 1775

Se realizó una descripción de sus características de acuerdo con Amezcua (2008) y Froese y Pauly (2013). Los niveles tróficos fueron tomados de Amezcua y Soto (2015). Las imágenes de las especies analizadas fueron editadas con ayuda de la Biol. Mar. Briguite Dimelsa Gil Manrique.

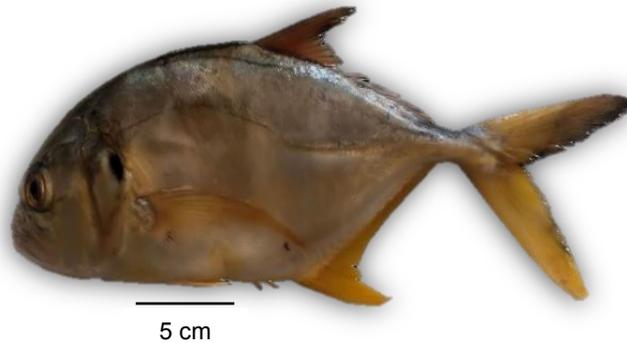
1.1.1. *Cynoscion xanthulus* Jordan y Gilbert, 1882



5 cm

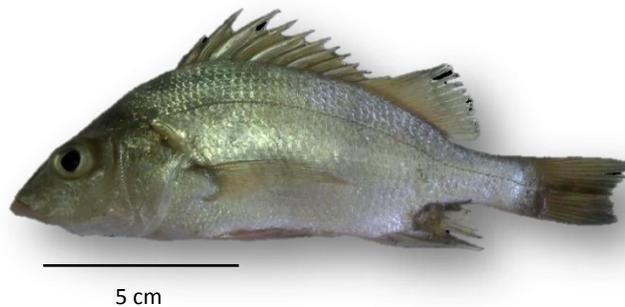
La corvina común se distribuye desde el Golfo de California hasta la bahía de Acapulco, Guerrero, en la zona costera sobre fondos suaves de arena y es común en lagunas. Es una especie carnívora; consume peces, camarones, cangrejos y cefalópodos. Su nivel trófico es 4.07. Su talla máxima es de 120 cm LT. Es una especie de alto valor comercial para consumo humano directo.

1.1.2. *Caranx caninus* Günther, 1867



El torito o jurel común, es una especie con amplia distribución en el pacífico oriental. Posee características oceánicas y costeras, siendo común en bosques de manglar y columnas de agua con poca turbidez. Este organismo puede formar cardúmenes de tamaño variable que se desplazan localmente en respuesta a los cambios de mareas. Son depredadores veloces y voraces cuya alimentación está compuesta de camarones, cangrejos e isópodos, peces engráulidos y góbidos, así como moluscos bivalvos. Su nivel trófico es de 4.18. Es una especie de gran valor comercial, presentando especímenes de hasta 101 cm LT.

1.1.3. *Pomadasys macracanthus* (Günther, 1864)



El roncacho gordo, se distribuye desde el sur de Baja California y Golfo de California hasta el Ecuador cerca de la costa, en sustratos areno-fangosos y en la columna de agua hasta los 24 m de profundidad. No soporta bajas salinidades, aunque penetra en estuarios y lagunas. Durante la época de lluvias migra a áreas de influencia marina. Se alimenta principalmente de peces como el gobio y de crustáceos como las jaibas, sin embargo también puede alimentarse de

cefalópodos, gasterópodos y bivalvos que se encuentran entre las raíces del mangle. Su nivel trófico es 3.5. Es una especie de interés comercial y puede crecer hasta 37 cm LT.

1.1.4. *Diapterus peruvianus* (Jordan y Gilbert, 1882)



La mojarra de aleta amarilla es una especie que se distribuye desde el sur de Baja California hasta Perú en las costas de sustratos fangosos de baja transparencia y poca profundidad, sin embargo pueden llegar a vivir a profundidades de hasta 30m tolerando altos cambios salinos. Esta especie posee hábitos carnívoros de segundo orden (camarones, cangrejos, poliquetos, foraminíferos, gasterópodos y bivalvos) por lo que su nivel trófico es de 3.17.

1.1.5. *Eugerres axillaris* (Günther, 1864)



La mojarra malacapa se distribuye desde Baja California hasta las costas de Honduras en aguas costeras de los mares templados, lagunas y estuarios de fondos limo-arenosos. Esta especie posee una boca protráctil que le facilita el

consumo de crustáceos móviles bentónicos, poliquetos, tanaidáceos, ostrácodos, camarones, bivalvos/gasterópodos móviles bentónicos y microalgas por lo que su nivel trófico es de 3.37. Es una especie de interés comercial y puede alcanzar longitudes de hasta 22 cm LT.

1.1.6. *Centropomus robalito* Jordan y Gilbert, 1882



El Constantino es una especie costera de aguas someras (menos de 50m) y fangosas que se distribuye desde la mitad del Golfo de California hasta el Ecuador. Este individuo tiene la capacidad de ser macho en las primeras etapas de su vida y transformarse en hembra en etapas adultas. El Constantino es una especie carnívora de crustáceos como camarones, jaibas, cangrejos, anfípodos, copépodos, moluscos y peces de varias especies, por tal motivo su nivel trófico se ubica en 3.78 y puede alcanzar tallas de hasta 35 cm LT.

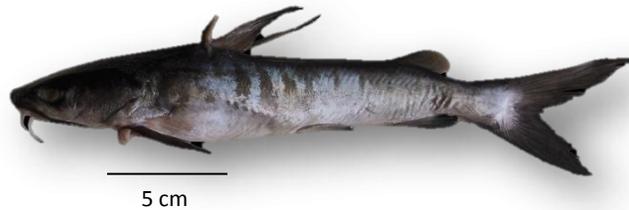
1.1.7. *Cathorops fuerthii* Steindachner, 1827



El chihuil prieto se distribuye desde Guaymas, Sonora hasta el Golfo de Tehuantepec en México, principalmente en estuarios y lagunas de agua dulce de fondo fangoso y áreas de manglar donde tolera cambios de salinidad y

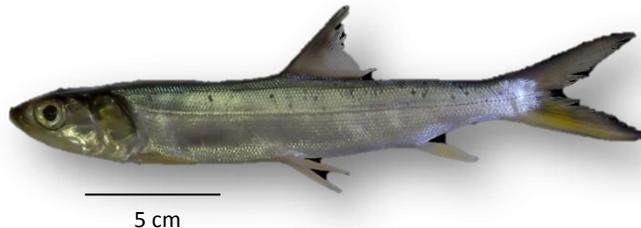
temperatura. Es una especie de nivel trófico 3.48 que se alimenta de copépodos, huevecillos de invertebrados y peces, pequeños camarones, cangrejos, bivalvos y peces pequeños. El consumo de chihuil en México ha ido a la alza.

1.1.8. *Sciades seemanni* (Günther, 1864)



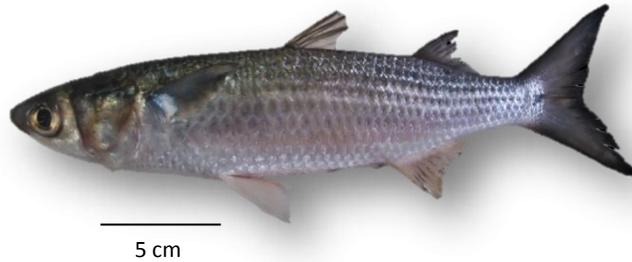
El bagre tete es una especie costera común en áreas marinas, dulces y salobres de lechos fangosos-arenosos que se distribuye desde el sur del Golfo de California hasta Perú. Esta especie puede crecer hasta los 40 cm LT y de nivel trófico 4.26 debido a que se alimenta de pequeños crustáceos, bivalvos, gasterópodos y peces.

1.1.9. *Elops affinis* Regan, 1909



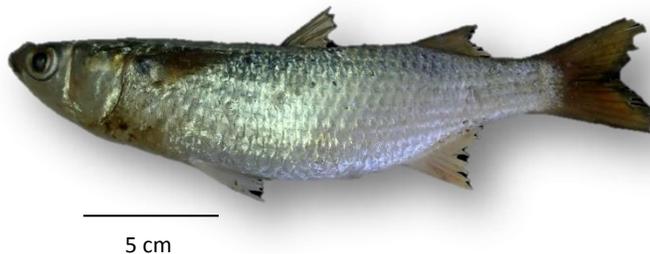
El Chiro procura zonas costeras poco profundas (no mayores de 10 metros) como bahías, lagunas y áreas de manglar; su distribución va desde el sur del Golfo de California hasta Perú. Su nivel trófico se ubica en 4.12 debido a que depreda crustáceos y peces pequeños. Su carne es muy usada como sustituto de la “Sierra” y es muy común encontrar individuos grandes de hasta 91 cm LT.

1.1.10. *Mugil curema* Cuvier y Valenciennes, 1836



La liseta es una especie cosmopolita de los mares tropicales de África y el pacífico americano. Esta especie se encuentra en zonas costeras con fondo lodoso como lagunas salobres y estuarios. Su nivel trófico es de 2.01 debido a que se alimentan de detritus, diatomeas, algas filamentosas, zooplancton y variedad de organismos bentónicos. Es una especie de alto valor comercial que puede alcanzar hasta 91 cm LT.

1.1.11. *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758



La lisa macho es una especie cosmopolita de aguas costeras tropicales y subtropicales de fondos areno-fangosos y vegetación densa. Su nivel trófico de 2.48 se debe a que su alimentación está basada en zooplancton, fitoplancton, bentos, algas, otros vegetales y detritos. Es de alto valor comercial alcanzando tallas de hasta 135 cm LT. En México la lisa macho es explotada de forma intensiva aunque se consume principalmente en los mercados locales.

1.1.12. *Chanos chanos* Forsskal, 1775



El sábalo es una especie cosmopolita de aguas costeras que puede incursionar en estuarios y ríos. Su nivel trófico es de 2.03 debido a que se alimenta de algas e invertebrados bentónicos. Su longitud máxima es de 70 cm LT.

2. ANTECEDENTES

2.1. El cadmio

El cadmio pertenece al grupo de los denominados metales pesados ya que posee una densidad mayor a 5 g/cm^3 . Como elemento tiene gran parecido al Zinc, debido a un orbital “d” totalmente saturado de electrones, a su flexibilidad de coordinación y a la carencia de química redox, de tal manera que el cadmio +2 puede ser confundido biológicamente con el Zinc +2, por lo tanto el único estado de valencia importante para la biología es el cadmio bivalente. El radio iónico cristalino (109 pm) de Cd^{+2} es mayor que el de Zn^{+2} (88 pm), aumentando el potencial del cadmio para adoptar números de coordinación superior. Ésta característica explica sus efectos biológicos intracelulares y su selectividad sobre aminoácidos sulfurados como la Cisteína (IPCS, 1992; Sigel *et al.*, 2011).

El radio iónico del cadmio es parecido al del calcio (109 vs 114 pm) por lo que son fácilmente confundidos. Estas propiedades le confieren al cadmio la cualidad de ser altamente bioacumulable y persistente en los seres vivos (tiempo de residencia de 10-30 años) (USPHS, 1997; Wood *et al.*, 2012).

El cadmio se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre a una concentración promedio de $0.1 \text{ } \mu\text{g/g}$ en la litósfera y de $0.01 \text{ } \mu\text{g/L}$ hasta menos de $0.02 \text{ } \mu\text{g/L}$ en los océanos. Su presencia se asocia con el zinc, el plomo, el cobre y depósitos de mineral sulfuroso (CdS , greenkolita), así como en algunas formaciones de roca fosfatada (apatita, $500 \text{ } \mu\text{g Cd/g}$), por lo que rara vez se encuentra en estado puro en la naturaleza (IPCS, 1992; Pan *et al.*, 2010).

En los océanos, existen zonas como las chimeneas hidrotermales donde su concentración puede ser relativamente alta, así como sitios de surgencias que transportan grandes cantidades de cadmio a zonas costeras superficiales (Frías-Espicqueta *et al.*, 2010).

Debido a lo anterior, el ciclo biogeoquímico del cadmio se ve gobernado en gran medida por su disponibilidad en rocas y sustratos ricos provenientes del manto y

las profundidades de la corteza terrestre. La actividad volcánica, el intemperismo químico y físico, la quema de vegetación, la sal del mar y la producción de aerosoles marinos de origen biogénico son las principales causas naturales de movilización de cadmio (Nriagu, 1990; Nriagu, 1996; Pacyna y Pacyna, 2001). Tan sólo la actividad volcánica representa alrededor de 100-500 ton Cd/año (WHO, 1992).

Después de su exposición, el cadmio presente en la atmósfera es depositado por efecto del clima y la gravedad hasta llegar a otros lugares con concentraciones menores, donde se lleva un proceso de transformación en suelos y sistemas de agua dulce. En estos últimos sistemas, el cadmio se considera un elemento muy móvil debido a que puede ser asimilado por los seres vivos muy fácilmente. Sin embargo, el océano es considerado como el último receptáculo del cadmio, donde realmente no se le ha prestado atención a su especiación química. Paradójicamente el cadmio se comporta como nutriente en los océanos, lo cual está íntimamente relacionado con su absorción por diatomeas fotosintéticas que pueden ser consumidas por otros organismos o simplemente remineralizarse al momento de morir (Sigel, 2011).

Las actividades humanas han alterado radicalmente el ciclo biogeoquímico del cadmio. A partir de la revolución industrial, la cantidad de cadmio que ha sido movilizada, ha ido en aumento. Esta movilización ocurre principalmente por la minería de los metales no ferrosos y el uso de fertilizantes derivados de la apatita (IPCS, 1992).

En 1990 se alcanzó el pico de producción de cadmio a nivel mundial con un total de 20,000 ton/año. Asia es el continente con mayor producción de cadmio a nivel mundial (Sigel *et al.*, 2011). Hasta años recientes, el principal uso de este metal era el recubrimiento de objetos metálicos para protegerlos de la corrosión, mientras que en la actualidad se estima que más del 80-85% de la producción mundial es usada para la fabricación de baterías recargables. Otras aplicaciones incluyen pigmentos, recubrimientos y electroplateado, estabilizadores para plásticos y aleaciones no ferrosas en la industria aeronáutica y automotriz, entre

otras (Landis y Yu, 1999).

México es el cuarto país productor de cadmio a nivel mundial (7.48% del total), con unas 1451 ton/año (CAMIMEX, 2013). Aunque Sinaloa no es uno de los estados Mexicanos productores importantes de Cd, su producción de Zn se acerca o supera las 4000 ton/año, por lo cual es probable que los desechos de la actividad minera puedan aportar Cd al ambiente costero de Sinaloa (CAMIMEX, 2010; Frías-Espericueta *et al.*, 2010). Además, en Sinaloa los fertilizantes juegan un papel primordial, debido a que es el principal productor de hortalizas del país. El 33.63% de la superficie estatal son zonas de cultivo (1, 180,591 ha); de las cuales 41% cuenta con infraestructura de riego y el 59% restante es agricultura de temporal (INEGI, 2011).

2.1.1. El cadmio en los sistemas acuáticos

El cadmio en los ambientes acuáticos actúa de manera diferente que la mayoría de los otros metales pesados, pudiendo reaccionar con gran cantidad de ligandos duros (que contienen oxígeno) y suaves (en reducción de azufre), así como ligandos orgánicos y sitios de unión de nitrógeno. Lo cual lo ubica como un agente móvil en estos sistemas (Bernahard, 1986; Borrok *et al.*, 2004; Niyogi *et al.*, 2008).

Su forma química más reactiva se asocia a su forma diatómica (Campbell, 1995; Di Toro *et al.*, 2001; Páez-Osuna, 2001) y se considera como la más móvil. Por lo tanto, las reacciones de acomplejamiento con su forma química Cd^{+2} tienden a reducir su absorción y disminuir su toxicidad (Niyogi *et al.*, 2008).

En los sistemas acuáticos marinos la cinética de acomplejamiento del cadmio está muy relacionada con el ion cloruro y su especiación no depende mucho del pH. Las especies predominantes de cadmio total en el agua marina son $CdCl_2$ (51 %), $CdCl^+$ (39%) y $CdCl_3^-$ (6%), mientras que el cadmio no acomplejado Cd^{2+} tan sólo constituye alrededor del 2.5% del total (Zirino y Yamamoto, 1972) por lo que en el agua marina el cadmio pierde gran parte de su movilidad.

En los sistemas estuarinos donde existe el choque de agua salada y agua dulce

se promueve la deposición del cadmio suspendido, volviéndose trampas de almacenaje (Fabiano *et al.*, 1994; Wang y Fisher, 1999; Cacadori *et al.*, 2000). Esta situación se ve agravada debido a las condiciones en reducción de los cuerpos de agua estuarinos (Pearson, 1973).

El azolvamiento es otro problema natural que enfrentan los sistemas de régimen restringido con el mar, por la gran afinidad que tienen los metales pesados con los sedimentos finos. El resultado de este proceso natural es un perfil sedimentario donde la mayor parte del cadmio se encuentra en las capas superiores, mientras que el cadmio más reactivo se encuentra en las capas inferiores por efecto del pH bajo (Nascimento *et al.*, 2006).

El cadmio depositado en los sedimentos juega un papel importante con los organismos bentónicos del fondo (Dalman *et al.*, 2006; Förstner, 1981).

2.2. Acumulación de cadmio en peces

Para que un metal provoque un efecto tóxico, primero debe unirse a una superficie celular. La facilidad para que el metal se una a superficies celulares depende de otras reacciones competitivas en solución y por lo tanto de su “biodisponibilidad”. La toxicidad será proporcional a la cantidad de cadmio acumulada en un ligando biótico (Wood *et al.*, 2012).

El cadmio es un metal que se encuentra en menores concentraciones en el tejido de los peces comparado con otros metales como el Fe, Cu, Mg, Zn e incluso Hg y Pb (Türkmen *et al.*, 2005; Yilmaz, 2008; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2012; Chittrarasu *et al.*, 2013). En el músculo de los peces normalmente se encuentran concentraciones de cadmio de 1 µg/g, mientras que las concentraciones del hígado pueden ser mayores a 24.7 µg/g peso húmedo (Hall *et al.*, 1978) (tabla 1).

Debido a que el cadmio es un metal sin funciones biológicas en la mayoría de los seres vivos, su presencia puede ser muy tóxica aún a muy bajas concentraciones. El Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME, 199) y Agencia de Protección al Ambiente de Estados Unidos de América (USEPA, 2001) han fijado

el índice de toxicidad crónica de cadmio en peces en concentraciones de 0.5-160 mg/L de agua. Yilmaz, 2009 cree que la gran mayoría de las aguas naturales intervenidas antropogénicamente se encuentran en este intervalo de concentraciones por lo que la mayor parte de las investigaciones en sistemas acuáticos se ha enfocado en valores de concentración más altos.

De acuerdo con Wood *et al.*, 2012, los modelos integrales de predicción de intoxicaciones crónicas en peces son limitados y las evaluaciones de riesgos ecológicos y enfoques regulatorios tienden a ser conservadores. En los peces, las formas de ingestión de cadmio más comunes son por: las branquias y el tracto gastrointestinal (Figura 1).

El cadmio diluido que tiene contacto con las branquias, provoca un efecto inhibitorio de los mecanismos de transporte branquiales del Ca^{+2} ATP-asa facilitando su entrada en el torrente sanguíneo (Verboost *et al.*, 1988). En contraste con las branquias, los mecanismos gastrointestinales de transporte de Cd^{+2} no están muy bien caracterizados; sin embargo, se sabe que las zonas de transporte de cadmio son las partes anterior, media y posterior del tracto gastrointestinal así como el estómago. Los mecanismos de entrada de cadmio en el estómago están principalmente ligados a los canales de absorción del calcio.

Kito *et al.*, 1986, observaron que cuando la cantidad acumulada de este metal excede la habilidad del animal para sintetizar metalotioneínas, este se une a proteínas de alto peso molecular, y esta acumulación de Cd en otras partes del cuerpo asume una notable importancia, provocando la toxicidad del Cd, que se manifiesta con anomalías estructurales y de desarrollo; así como alteraciones respiratorias (Páez-Osuna, 2001). Los efectos tóxicos del cadmio pueden ir desde la inhibición enzimática como resultado de su unión a los grupos SH, cambiando la estructura terciaria de las enzimas, o el desacople del Zn en las enzimas (Lehninger, 1982). Viarengo, (1985) observó que el cadmio actúa en las dismutasas de la cadena respiratoria (en la mitocondria) disminuyendo con esto la energía para los diversos trabajos celulares (Páez-Osuna, 2001).

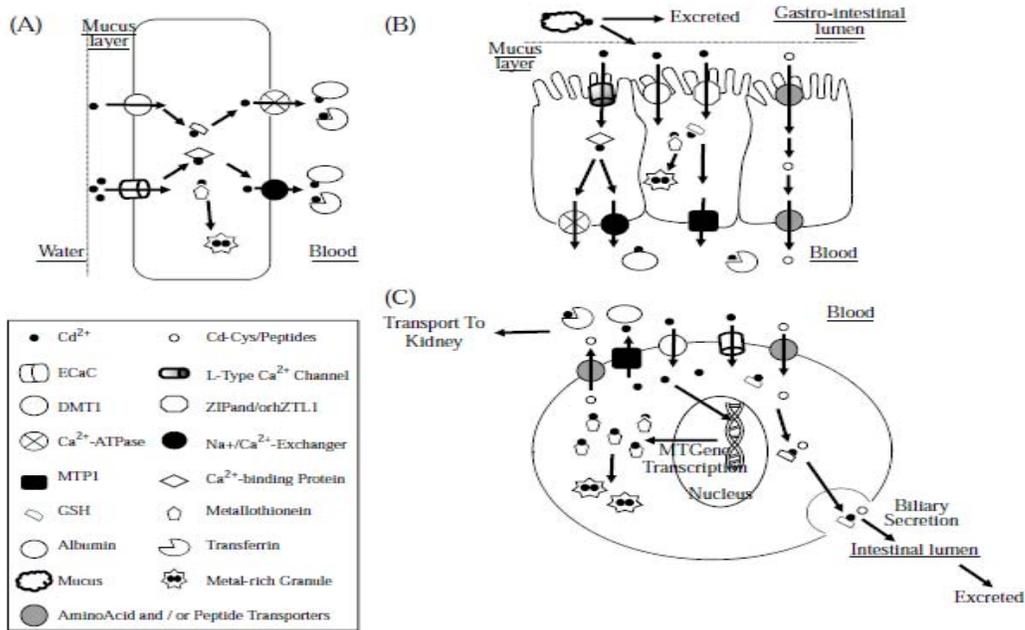


Figura 1. Mecanismo de entrada del cadmio en las branquias (A) y en el tracto gastrointestinal (B), mecanismo de acumulación de cadmio en los riñones (C). Tomado de Wood *et al.* (2012).

A diferencia de otros metales, el cadmio se acumula en mayores cantidades en el hígado y otros órganos que en el músculo (Amundsen *et al.*, 1997; Andres *et al.*, 1999; Al-Yousuf *et al.*, 2000; Dural *et al.*, 2006; Dural *et al.*, 2007; Yilmaz, 2009; Vasanthi *et al.*, 2013; Abdolahpur *et al.*, 2013). Esto debido a que el tejido hepático realiza funciones de excreción e irrigación (Marafante, 1976; Heath, 1987; Hodson, 1988; Langston, 1990; Hogstrand y Haux, 1991; Yilmaz F., 2009). El músculo, por otra parte, no entra en contacto directo con los contaminantes como las branquias, ni es un lugar de desintoxicación de la sangre, por lo tanto no es un sitio activo de acumulación de cadmio (Karadede y Unlu, 2000).

El cadmio en los sistemas acuáticos puede llegar a ser catastrófico para las comunidades ictiofaunísticas, sobre todo porque disminuye y modifica de manera importante el metabolismo de los peces de acuerdo al grado de acumulación en sus tejidos. Esto depende directamente de factores como: la concentración del metal en el agua, el tiempo de exposición, la salinidad, pH, dureza del agua, temperatura del agua, hábitos alimenticios, sexo, tamaño, muda y/o reproducción

(Pagenkopf, 1983; Heath, 1987; Langston, 1990; Bryan y Langston, 1992; Canli y Furness, 1993; Amundsen *et al.*, 1997; Páez-Osuna, 2001; Canli y Atli, 2003; Sankar *et al.*, 2006; Wood *et al.*, 2012).

Los hábitos alimenticios afectan la acumulación de cadmio en los peces porque el tracto gastrointestinal es un medio de ingreso del contaminante. Fischer *et al.*, (1995) mencionan que la acumulación de cadmio es más importante en peces en los que su principal fuente de alimento son moluscos, por que estos acumulan y transfieren grandes cantidades de cadmio. Langevoord *et al.* (1995), reportaron que la mayor bioacumulación de cadmio en la especie *Cyprinus carpio* fue más importante cuando su alimentación estaba basada en una especie de molusco (*Chironomus riparius*). Allen-Gil *et al.* (1997) observaron mayor acumulación de cadmio y zinc en truchas de lagos donde los caracoles eran su mayor fuente de alimento. Sin embargo, Andres *et al.* (2000) encontraron que la asimilación del cadmio también es muy importante en los peces cuando su alimentación se relaciona con las plantas y fitoplancton.

La tipo de especie se relaciona directamente con su metabolismo y sus preferencias alimenticias, por lo tanto existirán especies que acumulen más que otras. Tal es el caso de las lisas, que son usadas en estudios de contaminación en sistemas acuáticos debido a que acumulan altas cantidades de metales pesados tanto en hígado como en músculo (Macrovecchio, 2004; Yilmaz, 2009; Quintero-Álvarez *et al.*, 2012; Waltham *et al.*, 2013). Las lisas además de acumular grandes cantidades de cadmio, también reflejan el estado de contaminación de los sistema que habitan (Marcovecchio, 2004; Waltham *et al.*, 2013).

Por otro lado, la biomagnificación puede ser el fenómeno más importante de acumulación de cadmio en los peces por que relaciona a la especie y sus tendencias alimenticias. Este tema es muy debatido ya que hay personas que argumentan que sí existe biomagnificación del cadmio a través de la cadena trófica (Dietz *et al.*, 1996; Dietz *et al.*, 2000; Neff, 2002; Croteau *et al.*, 2005; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007; Keatley *et al.*, 2008; Michelutti *et al.*, 2009), mientras que otros investigadores han encontrado lo contrario (Amiard *et al.*, 1980;

Szefer, 1991). Y otros tantos han estipulado que las concentraciones de cadmio están inversamente relacionadas con el nivel trófico (Amundsen *et al.*, 1997; França *et al.*, 2005) y con el tamaño-peso de los individuos (Abdolahpur *et al.*, 2013; Canli y Atli, 2003).

Existen estudios que han documentado la presencia de metales pesados en todo el mundo (Tabla 1). En México existen estudios en los que se han cuantificado metales pesados en diferentes sistemas costeros del Pacífico Norte mexicano, notando un incremento sustancial sobre todo en las zonas de mayor influencia por actividades relacionadas con el crecimiento urbano e industrial (Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2001; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009; Páez-Osuna, 1996). Además, estudios de ecosistemas del Golfo de California han documentado factores de transferencia de Cd mayores a 1 en la trama trófica, (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2007).

Frías-Espericueta *et al.* (2010), realizaron una recopilación bibliográfica de la contaminación del cadmio en pesquerías en la zona costera de Sinaloa. Los peces de interés comercial, no alcanzan los niveles críticos de la norma (0.5 mg/kg Cd peso húmedo), aunque es bueno mencionar que estudios sobre el cadmio en estos organismos son escasos. No obstante, finalizan asegurando que existe un problema ambiental en las costas de Sinaloa provocado por los efluentes agrícolas y por la actividad minera.

Tabla 1. Recopilación de concentraciones de cadmio en peces de diferentes partes del mundo

Sp.	Conc. Cd músculo µg/g	Conc. Cd hígado µg/g	Lugar	Referencia
Túridos				
<i>(Thunnus albacares, Thunnus thynnus)</i>	0.22 Ww (Enlatado)		Arabia Saudita	Ashraf <i>et al.</i> , 2006
<i>Thunnus albacares</i>	0.06 Ww	40.4 Ww	Canal de Mozambique	Kojadinovic <i>et al.</i> , 2007
	0.04 Ww		Australia	Bebbington <i>et al.</i> , 1977
<i>Thunnus thynnus</i>	0.02 Ww	1.5 Ww	Mar Mediterráneo	Storelli <i>et al.</i> , 2005
<i>Euthynnus alletteratus</i>	0.2 Ww	2.6 Ww	Atlántico norte	Windom <i>et al.</i> , 1973
<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.18Ww	50.9 Ww	Canal de Mozambique	Kojadinovic <i>et al.</i> , 2007
<i>Thunnus maccoyii</i>	0.91 Ww		Australia	Padula <i>et al.</i> , 2008
	0.01 Ww		Australia	Padula <i>et al.</i> , 2008
Sardina				
	0.18 Ww (Enlatado)		Arabia Saudita	Ashraf <i>et al.</i> , 2006
<i>Clupea harengus</i>	0.03-0.12 Ww		Escocia	Topping, 1973
<i>Sardina pilchardus</i>	0.55 Dw	2.99 Dw	Mar Mediterráneo	Canli y Atli, 2003
Lenguado				
<i>Hippoglossoides elassodon</i>	0.004 Ww	4.95 Ww	Alaska	Burger <i>et al.</i> , 2007a
<i>Limanda ferruginea</i>	0.1 Ww	0.5 Ww	Océano Índico	Westernhagen <i>et al.</i> , 1980
<i>Limanda limanda</i>	0.07 Dw	0.43 Dw	Océano Índico	Westernhagen <i>et al.</i> , 1980
<i>Microstomus pacificus</i>	3.0 Dw		Sur de California	McDermott <i>et al.</i> , 1976
		0.58 Dw	Sur de California	Young, 1974
Anguila				
<i>Anguilla anguilla</i>	0.03 Dw		Europa	Leatherland y Burton, 1974
<i>Anguilla anguilla</i>	0.16 Ww	0.43 Ww	Turquía	Yilmaz F., 2008
Mugilidos				
<i>Mugil cephalus</i>	0.04 Ww		Kerala, India	Sankar <i>et al.</i> , 2006
	0.3 Dw		Golfo de California	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008
	0.10 Dw	1.64 Dw	Mar Mediterráneo	Dural <i>et al.</i> , 2006
	1.2 Dw	5.9 Dw	Noreste del Mar Mediterráneo	Cogun <i>et al.</i> , 2006
	0.12 Ww	3.22 Ww	Turquía	Yilmaz F., 2008
	0.7 Dw		India	Chitrarasu <i>et al.</i> , 2008
	0.66 Dw	1.64 Dw	Mar Mediterráneo	Canli y Atli, 2003
	1 Ww	3 Ww	Estuario de Chennai, India	Vasanthi <i>et al.</i> , 2013

Continuación **Tabla 1.**

	0.17 Dw	2.03 Dw	Lagunas noroeste de México	Frías-Espéricueta et al., 2011
<i>Mugil parsia</i>	0.1 Ww		Kerala, India	Sankar et al., 2006
<i>Liza macrolepis</i>	0.02 Dw		Mumbai, India	Velusamy, et al., 2014
Pez espada-Pez vela				
<i>Xiphias gladius</i>	0.25 Ww	46.9 Ww	Canal de Mozambique	Kojadinovic et al., 2007
Corvina				
<i>Cynoscion xanthulus</i>	0.2 Dw		Golfo de california	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008
Pargo				
<i>Lutjanus colorado</i>	0.9 Dw		Golfo de california	Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008
<i>Lutjanus johni</i>	0.07 Dw		Mumbai, India	Velusamy, et al., 2014
Sierra				
<i>Scomberomorus aquosus</i>	0.1 Ww	0.1 Ww	Costa este USA	Greig et al., 1977
<i>Scomberomorus cavalla</i>	0.3 Dw		Atlántico norte	Windom et al., 1973
<i>Scomberomorus cavalla</i>	0.2 Dw	4.2 Dw	Golfo de México	Ploetz et al., 2007

Dw: Peso seco, Ww: Peso húmedo.

2.3. El cadmio en seres humanos

Desde 1858 se han descrito los síntomas respiratorios y gastrointestinales que fueron observados en las personas que utilizaban polvo de carbonato de cadmio como agente de pulido en la limpieza de la plata (Sovet, 1858). A partir de esas primeras observaciones y hasta la fecha se han publicado más de 10,000 estudios y reseñas acerca de la contaminación por cadmio y sus efectos adversos en los seres humanos (Sigel et al., 2011). Las principales vías de absorción de cadmio en los seres humanos son los pulmones, el tracto gastrointestinal (absorción del 0.5 al 8% del cadmio consumido) y en menor medida la piel en contacto con agua y aire de lugares contaminados (Sigel et al., 2011). El sistema respiratorio juega un papel muy importante en la captación de cadmio natural debido a que la superficie alveolar posee una gran afinidad por las partículas de cadmio más pequeñas (0.1µm), pudiendo transferir del 50 al 100% del cadmio absorbido

directamente al torrente sanguíneo; por eso los fumadores representan un grupo de interés. Una persona no fumadora en un ambiente “no contaminado” posee una concentración de entre 0.1 y 1 μg de Cd por litro de sangre, mientras tanto una persona fumadora posee concentraciones de entre 1 y 5 μg Cd/L de sangre; concentraciones arriba de este valor se consideran de gran riesgo y se relacionan con trabajadores de la industria metalúrgica (Michalska y Choo, 1993; Staessen *et al.*, 1999;).

El envenenamiento agudo por cadmio en la ingestión o inhalación provoca: náuseas, vómito, diarrea y dolor abdominal, así como traqueobronquitis severa, neumonitis y edema pulmonar. La tasa de mortalidad para la enfermedad pulmonar aguda provocada por cadmio es de aproximadamente 20%. La exposición al cadmio es mortal a concentraciones de 50 $\mu\text{g}/\text{L}$ en un periodo no mayor de una hora. Sin embargo, casos de envenenamiento agudo por cadmio son aislados, y son principalmente producto de accidentes laborales (Ramírez, 2002; Sigel *et al.*, 2011).

El envenenamiento crónico por cadmio es muy común debido a que los seres humanos completamos la cadena de biomagnificación al consumir otros seres vivos enriquecidos naturalmente. Las fuentes más importantes de cadmio para el hombre en la alimentación, son los mariscos; sobre todo peces y moluscos de zonas contaminadas. Por tal motivo se ha forjado el término de "Baja exposición crónica al cadmio" o CLCE por sus siglas en inglés (0.5 $\mu\text{g}/\text{g}$ de alimento). Se cree que con la implementación de fertilizantes fosfatados, este valor de concentración ha sido sobrepasado en la mayor parte de los lugares del mundo (Nava y Méndez, 2011; IPCS, 1992; USEPA-IRIS, 2010; Sigel *et al.*, 2011). A concentraciones crónicas, el cadmio provoca interferencias con las funciones de los iones metálicos esenciales, interrumpiendo las funciones celulares. (Sigel *et al.*, 2011; Blindauer y Schmid, 2010). En la sangre, el cadmio rápidamente es transportado a todo el organismo unido a metalotioneínas. Las metalotioneínas son proteínas ricas en cisteína de bajo peso molecular (7000 dalton) producidas en pequeñas cantidades por los riñones como respuesta inmune. Su producción es limitada por

lo que solamente pueden inactivar cantidades bajas del metal. Estas proteínas quedan inmovilizadas de manera provisional en la corteza renal; sin embargo el cadmio puede durar hasta 60 años en este tejido y pasar al hígado provocando daños conforme se acumula (Ramírez, 2002; Sigel *et al.*, 2011).

Existe una relación entre la exposición al cadmio y la ocurrencia de cáncer en varios órganos en los seres humanos, principalmente en los pulmones. Otros tipos de cáncer con los que se relaciona al cadmio son con el de mama y de endometrio, páncreas y el cáncer de vejiga. Además se ha descrito el síndrome óseo producto de la descalcificación de los huesos, conocido popularmente en Japón como itai-itai (“ay-ay”), producto del consumo de alimentos contaminados con cadmio y zinc. Las consecuencias de esta enfermedad pueden llegar hasta la osteomalacia, deformaciones óseas manifiestas, fracturas espontáneas, lumbalgia y neuralgias en miembros inferiores. El cadmio es un xenobiótico ubicuo y de comprobada toxicidad para el hombre y los ecosistemas. Su alta permanencia en el medio ambiente y sus innumerables usos lo hacen un elemento de toxicidad similar o mayor que la del plomo para el medio ambiente y para el hombre, con el agravante de ser poco conocido y estudiado (Ramírez, 2002; Baba *et al.*, 2014; WHSQ, 2012).

La Agencia para sustancias tóxicas y enfermedades registradas de los Estados Unidos ubicó en el 2013 al cadmio en el séptimo lugar en el ránking de sustancias tóxicas (ATSDR, 2014).

Tomado en cuenta el riesgo para la salud pública que implica la presencia de cadmio en los alimentos se han formulado muchas regulaciones alrededor del mundo para controlar su contenido sobre todo en los alimentos marinos.

Nauen (1983; Tabla 2), realizó una compilación de legislaciones internacionales (Límites máximos permisibles) sobre sustancias peligrosas presentes en peces y pesquerías para la Organización de alimentos y agricultura (FAO).

Tabla 2. Límites Máximos Permisibles de cadmio en base a peso húmedo en diferentes países (Nauen, 1983).

Lugar	LMP (ppm)	Alimento
Australia	0.2	Peces
Chile	0.05	Productos alimenticios
Alemania	0.5	Peces
Hong Kong	2	Peces
Países Bajos	0.05	Peces
Nueva Zelandia	1	Peces
Suiza	0.1	Productos pesqueros importados

LMP= límite máximo permisible

Actualmente existe una normativa para toda la Unión Europea generada por la comisión de regulación (2008) para homologar la legislación de aquellos países. La legislación mexicana por su parte se rige por las Normas Oficiales Mexicanas generadas por el Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario. A continuación se muestran los datos de estas dos legislaciones para el cadmio en productos pesqueros (Tabla 3).

Tabla 3. Límites Máximos permisibles de cadmio en base a peso húmedo en México y UE.

Lugar	LMP (ppm)	Alimento
Unión Europea	0.05	Peces frescos
México	0.5	Peces frescos

LMP= límite máximo permisible

Como puede notarse, la legislación europea es más severa que la mexicana ya que solo permite la venta de peces con un contenido de cadmio diez veces menor al permitido por legislación mexicana.

3. JUSTIFICACIÓN ACADÉMICA

La presencia de metales pesados en organismos acuáticos ocurre de manera natural en los ecosistemas acuáticos, sin embargo las actividades antropogénicas generalmente incrementan sus niveles provocando problemas medio ambientales en zonas costeras. El cadmio es un metal pesado que ha llamado la atención en los últimos años por su persistencia en los sistemas acuáticos y su capacidad para bioacumularse en la fauna de los sistemas contaminados, siendo a su vez un riesgo para las personas que los consumen. Su presencia se relaciona principalmente con descargas industriales, residuos de actividad minera y la actividad agrícola.

El monitoreo de las concentraciones de contaminantes en organismos vivos como los peces de regiones afectadas por la actividad antropogénica, sirve como herramienta muy fiable para conocer el estado en el que se encuentra el sistema acuático, toda vez que los peces fungen como buenos biomonitores. En este sentido, el objetivo del presente trabajo es comparar la concentración de cadmio en peces de sistemas estuarinos con diferentes tipos de impacto antropogénico, bajo el supuesto de que los sistemas con menor impacto antropogénico tendrán menor concentración de cadmio y por lo tanto menor riesgo para la salud pública.

4. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN

¿Existen diferencias significativas en la concentración de cadmio en peces (tejido muscular y hepático) entre el estero de Urías, el sistema lagunar Huizache-Caimanero y el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava y en diferentes temporadas (lluvias y secas)?

¿Hay especies y/o tallas que tengan diferentes concentraciones de Cd?

¿La concentración de cadmio en los peces analizados se encuentra dentro de los límites máximos permisibles de la normatividad vigente?

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Evaluar concentración de cadmio en peces demersales de tres ecosistemas lagunares costeros del sur de Sinaloa con diferentes condiciones de contaminación y características biogeoquímicas.

5.2. Objetivos específicos

- Determinar si los peces provenientes de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán presentan concentraciones de cadmio significativamente diferentes y de ser el caso relacionar las diferencias con las características de cada sitio.
- Comparar los niveles de concentración de cadmio en la porción comestible de peces demersales con los límites máximos permisibles de la normatividad vigente.
- Determinar el índice de peligrosidad para las especies estudiadas y cuáles representan mayor riesgo para la salud por su contenido de cadmio.

6. HIPÓTESIS

La concentración de cadmio en los peces analizados presentará variaciones estacionales asociadas con la actividad antrópica que se desarrolla en cada sitio. Se espera que las concentraciones de Cd sean: Urías>Huizache-Caimanero>Teacapán debido a que el primero presenta una extensiva intervención antrópica que favorece la acumulación de cadmio en los organismos del sistema por efecto de concentración, el segundo posee condiciones que coadyuvan a que las formas químicas del cadmio presentes en los flujos naturales y antropogénicos sean más disponibles y el tercero es el que se encuentra en mejor estado de los tres ecosistemas.

La temporada de lluvias podría tener un efecto de dilución en las aguas de los tres sistemas estudiados y por lo tanto reducir la concentración de cadmio en los peces comparado con la temporada de secas.

7. ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Sinaloa está localizado en el noroeste de México. Posee una población de aproximadamente 2.5 millones de personas en un área 58,092 km² (Cifuentes-Lemus, 2002). La zona costera del Estado de Sinaloa cuenta con 608 km² de superficie insular, 17,751 km² de plataforma continental, 656 km de litoral, 221,600 ha de lagunas litorales y 57,000 ha de aguas continentales abarcando gran parte de los municipios de Ahome, Guasave, Angostura, Navolato, Culiacán, Elota, San Ignacio, Mazatlán, El Rosario y Escuinapa. En el área de lagunas litorales se alojan 12 bahías, 15 esteros, 14 marismas, 2 lagunas, una desembocadura, una ensenada y una boca de río (Gobierno del Estado de Sinaloa, 1991). La llanura costera se caracteriza por abanicos aluviales, antiguos valles fluvio-deltáicos, pequeñas colinas de rocas predeltáicas, estuarios, complejos lagunarios y depósitos cálcicos marinos (Flores *et al.*, 1993).

La agricultura es la principal actividad económica de la entidad cubriendo un área de 1.5 millones de hectáreas que producen más de ocho millones de toneladas de diferentes cultivos. La pesca es la segunda actividad más importante, ejercida por alrededor de 26,000 pescadores (Cifuentes-Lemus, 2002), además de 46,822 ha construidas de granjas de camarón en la llanura costera inundable (De la Fuente y Carrera, 2005).

7.1. Urías

El estero de Urías está ubicado al sur de Sinaloa con coordenadas 23° 09' y 23° 12' de latitud norte y los 106° 18' y 106° 25' de longitud oeste, al sur de Mazatlán y al norte de la desembocadura del río Presidio (Figura 2). Posee una extensión de 800ha con salida al mar. Es considerado como un cuerpo de agua tipo III (Lankford, 1977).

El clima de la región es tropical subhúmedo con variaciones de temperaturas que van desde los 19.7 °C en Febrero hasta los 28 °C en Agosto. La precipitación anual ronda los 800mm, siendo la temporada de lluvias entre Julio y Octubre. El sistema es considerado como estuarino durante la época de lluvias y anti-estuarino en la época de estiaje (García, 1973).

El régimen de mareas es de predominancia semidiurna, con una amplitud media de 0.9m (Del Río Chuljak, 2003; Montañó-Ley y Páez-Osuna, 1990). Debido a la gran apertura del canal de navegación con el estero, se pueden apreciar salinidades del orden de las 25.8 a las 38.4 partes por mil con un tiempo de recambio hidrodinámico de todo el cuerpo de agua de 5-7 días (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Del Río Chuljak, 2003). Esta amplitud de marea y las descargas fluviales producen problemas de sobreelevación del nivel de las aguas (Montañó-Ley y Páez-Osuna, 1990).

El estero de Urías es un cuerpo de agua relativamente pequeño con aproximadamente $36 \times 10^6 \text{ m}^3$ con un intervalo promedio de marea de 1 m ($18 \times 10^6 \text{ m}^3$), por lo que el índice de lavado es de 0.5 (la mitad del agua es renovada en cada marea). Estos valores son altos comparados con otros cuerpos costeros de la región; como es el caso de Bahía Concepción, Bahía Santa María y Altata-Ensenada del Pabellón, donde los índices de refluo son de 0.05, 0.16 y 0.36 respectivamente (Montañó-Ley *et al.*, 2000). El canal del cuerpo de agua se puede dividir por el tipo de sedimento en: canales rodeados por manglares y canales artificiales-laguna superior. Los primeros poseen una amplitud promedio de 300 metros con profundidades superficiales (0-2m) y sedimentos constituidos principalmente por limos y arcillas, pobremente clasificados y gran cantidad de materia orgánica. Los canales artificiales-laguna superior que también conforman el canal de navegación poseen una amplitud de entre 300 a 1200 m y profundidades de (2-4m) y (5-12m) respectivamente. El sedimento en esta zona está constituido por arenas gruesas, con presencia de gravas y restos de conchas. Los sedimentos del sistema son de origen aluvial, lacustre y litoral constituidos por

cuarzo, plagioplasas, feldespatos, arcosas, ortocuarzistas y litoarenitas del cuaternario (CAPSA, 2012; Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001).

Mazatlán (438 434 habitantes) es la ciudad aledaña al estero de Urías (INEGI, 2010). Un puerto de carga, actividad industrial y turismo. Posee problemas de invasión de terrenos de humedales y descargas clandestinas de aguas no tratadas, haciendo del canal de navegación y el estero de Urías zonas muy susceptibles a la contaminación acumulativa (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Bojórquez-Leyva, 2002).

El sistema puede ser considerado como estuarino en la temporada de lluvias y anti estuarino en la temporada de secas (Pritchard, 1967), debido a que las precipitaciones la mayor parte de las precipitaciones anuales (800 mm) suceden entre los meses de Julio y Octubre (Gracia, 1973).

El sistema recibe grandes volúmenes de materia orgánica, detergentes, metales pesados, compuestos endocrino-alteradores entre otros (Páez-Osuna y Osuna-López, 1990; Osuna-López *et al.*, 1997). El canal de descargas de PEMEX es una zona muy contaminada, debido a que recibe efluentes “accidentales” de esta empresa, del taller de Ferrocarriles Nacionales y el rastro, los cuales emiten desechos crudos con altas cargas de cobalto, manganeso, cobre, plomo y cadmio que van a parar Urías (Páez-Osuna y Osuna-López, 1990; Hernández-Solís, 2010). El sector naval emite descargas de combustibles, aceites y sus derivados, así como, pinturas anti-incrustantes (Galindo-Reyes *et al.*, 2001).

En la región del estero de Urías, se lleva a cabo agricultura de temporal, pesca ribereña y cultivo de camarón (Berlanga, 1999), lo cual se traduce en descargas de fertilizantes y pesticidas enriquecidos con metales pesados.



Figura 2. Sistema lagunar Estero de Urías y localización de sitios de muestreo.

7.2. Huizache-Caimanero

Es un estuario localizado al sur de la ciudad de Mazatlán, Sinaloa con coordenadas 22° 52' y 23° 06' de latitud norte y los 106° y 106° 13' de longitud oeste (Figura 3). Posee el aporte de agua dulce proveniente de los ríos Presidio (al norte) y del río Baluarte (al sur) (Álvarez-Cadena *et al.*, 1983).

Está compuesto por dos cuerpos de agua que en su máximo nivel (época de lluvias) llegan a tener una extensión total de 175 Km² de humedales (Caimanero con 134 km² y Huizache con 41 km²). Es una laguna costera de aguas someras y de nivel muy variable de acuerdo a las estaciones del año; su nivel máximo ocurre en la temporada de lluvias (junio a septiembre) cuando en las regiones centrales existe una profundidad máxima de 2 m. Existen algunas corrientes pequeñas que fluyen hacia la laguna y sólo se activan durante la época de lluvia (De la lanza y García, 1991). En la estación de secas la profundidad puede ser de 30 cm o menos, en aquellas áreas que todavía conservan agua, llegando incluso a la total desecación en la laguna de Huizache. (Chapa-Saldaña y Soto-López, 1967; Álvarez-Cadena *et al.*, 1983).

Este ecosistema es considerado como un cuerpo de agua tipo III: Una plataforma de barrera interna, compuesta por depresiones inundadas en los márgenes internos del borde continental, con superficies terrígenas en sus márgenes internos y al que protegen del mar barreras arenosas producidas por corrientes y olas (Lankford, 1977). La laguna se está azolvando rápidamente con sedimentos acarreados por los ríos, provenientes de zonas altas como resultado de un proceso geológico natural (De la lanza y García, 1991).

Los sedimentos están conformados principalmente por arcillas pobremente clasificadas; hacia la región periférica sureste de Caimanero se encuentra limo muy fino, muy pobremente clasificado; y frente al tapo Hacienda hay arenas muy finas, pobremente clasificadas. Dentro de su mineralogía, el cuarzo es el más abundante variando de 41 a 92%; feldespatos de 5 a 7%; minerales oscuros del 2 al 22%; fragmentos de roca ígnea y metamórfica del 0 al 7%, y minerales trazas. La actividad humana ha modificado la composición de los suelos, sobre todo la velocidad de azolvamiento. La labranza, las canalizaciones, la agricultura, los pesticidas, los jales de la actividad mienra y la tala del mangle agregan nuevos componentes al suelo que no permiten la recirculación. El agua del sistema presenta poco movimiento, principalmente en la zona de la laguna grande del Caimanero; sin embargo en zonas de boca (Barrón y Chametla) el agua puede fluir de manera constante pero restringida. En general, el sistema Huizache-Caimanero al ser un sistema con bajo intercambio oceánico necesita de 67 días para el recambio de agua (De la lanza y García, 1991; Ramírez *et al.*, 2012).

Dadas las variaciones climáticas, pluviales y marinas del sistema, es de esperarse fuertes cambios en la salinidad y otras características fisicoquímicas. Se observan tres zonas halinas distintas: la primera corresponde a los Esteros de Agua Dulce y Ostial que es una zona de mezcla resultado de la marea oceánica y descarga de ríos (de 3 a 30 ppm). La segunda que considera hasta el entronque con las lagunas (3 a 25 ppm) y la tercera ubicada en los cuerpos lacustres de escasa

variación en un ciclo mareal (de 15 a 60 ppm) (De la lanza y García, 1991; Álvarez-Cadena *et al.*, 1983).

Las comunidades ictiofaunísticas de Huizache-Caimanero están distribuidas aproximadamente en un 8% de peces dulceacuícolas, 8% de peces típicamente estuarinos, 31% de peces marinos que visitan el estuario como adultos para alimentarse. El 33% de los peces marinos utilizan el estuario como áreas naturales de crianza y 20% de peces marinos son visitantes ocasionales. Las familias mejor representadas en diversidad son: *Gobiidae* (11 especies); *Carangidae* (9 especies), *Gerridae*, *Sciaenidae* y *Engraulidae* (5 especies c/u) *Clupeidae* (4 especies), *Ariidae*, *Lutjanidae*, *Mugilidae*, *Centropomidae*, *Poecilidae*, *Pomadasyidae* y *Solidae* (Álvarez-Cadena *et al.*, 1988).

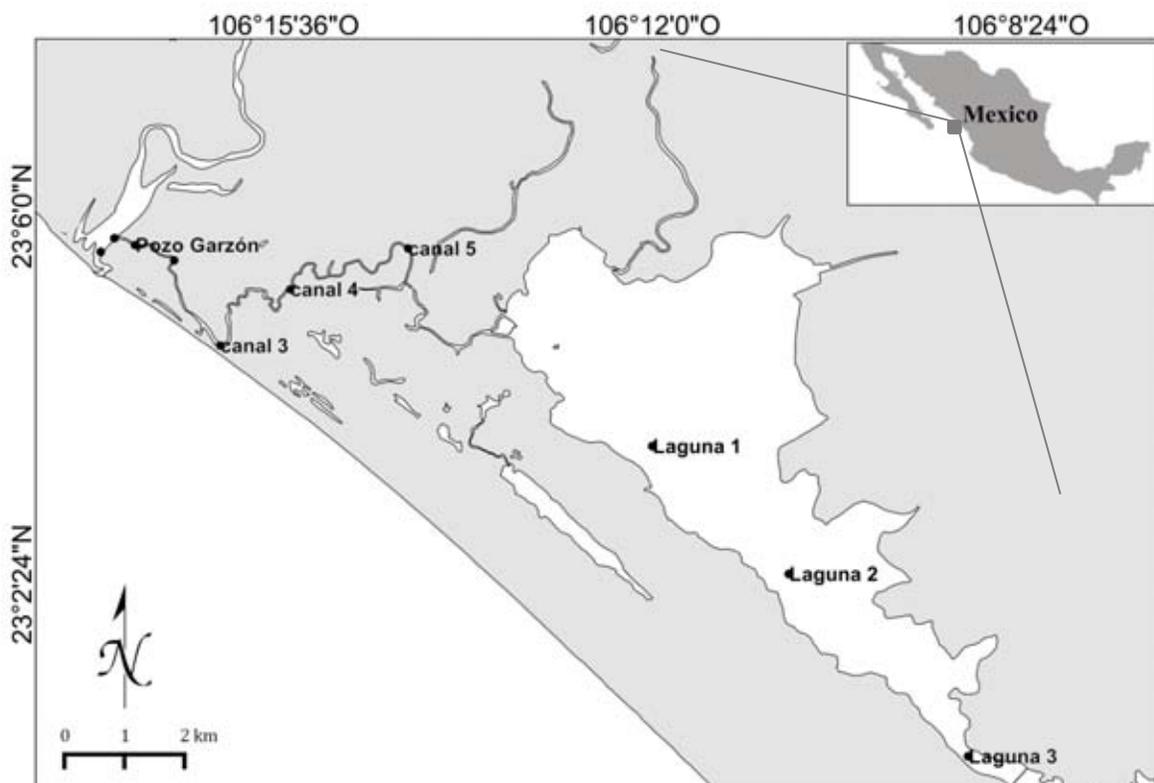


Figura 3. Sistema lagunar Huizache-Caimanero y localización de sitios de muestreo.

7.3. Teacapán

El sistema lagunar de Teacapán-Agua Brava se sitúa en la frontera de Sinaloa y Nayarit en las coordenadas 22° 04' y 22° 35' de latitud norte y los 105° 20' y 105° 50' de longitud oeste (Figura 4) (Álvarez-Rubio *et al.*, 1984; Lankford, 1977). Se incluye dentro de la depresión central que subsiste de entre los depósitos que forman llanuras aluviales deltaicas de los ríos San Pedro, Acaponeta y Grande de Santiago. Presenta dos bocas, una al norte, la de Teacapán, y una al sur, la de "Palmar de Cuautla" (COPEI, 2009; Lankford, 1977).

La extensión del sistema es de alrededor de 40,000 hectáreas. Es considerada como una laguna tipo III: Una depresión inundada en los márgenes internos del borde continental, al que rodean superficies terrígenas en sus márgenes internos y protegen del mar barreras arenosas producidas por corrientes y olas. La antigüedad de la formación de la barrera data del establecimiento del nivel del agua actual, dentro de los últimos 5 mil años (Lankford, 1977). Esta limitado al norte, con el Estero del Mezcal y Laguna de agua Grande, Sinaloa. Al sur con las marismas de Canoas y laguna Pericos Nayarit (Amezcuca-Linares, 1972). La conexión entre el sistema estuarino y el mar es intermedia y necesita 22.8 días para el recambio del agua (Contreras-Espinosa, 1993).

Álvarez-Rubio *et al.* (1984) describen el sistema de acuerdo a cinco zonas: (1) La boca de Teacapán con un ancho de 1660m aproximadamente y profundidad variable de 3 a 9 m; ésta última corresponde al canal de marea; (2) la parte baja del estero que está orientada en forma perpendicular y situada frente al embarcadero de San Cayetano y es la zona más profunda del sistema, con 12m; (3) la zona del estero que se orienta paralela a la costa, separanda del mar por una barra de bermas arenosas con una profundidad promedio de 4m. Se encuentra desde la Cruz de San Marcos hasta el límite entre Corcovadas y punta de Cuautla; (4) la Boca de Cuautla que es un canal artificial de la boca que comunica a la laguna con el mar en la parte sur del estero. Este canal tiene aproximadamente 200 m de ancho, pero está ampliándose continuamente debido a las fuertes corrientes litorales, la profundidad del canal es de 8m

aproximadamente; (5) la Laguna costera, separada del litoral por una faja corta de terrenos bajos; está orientada diagonalmente con respecto a la costa. La profundidad promedio es de 2.50 m y comprende desde la Punta del Arco hasta la parte más anterior del sistema, con un ancho de 0.8 a 1.5 km aproximadamente; ésta se comunica a través del estero y de la boca artificial con el mar.

El sistema se ubica dentro de la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico y se encuentran bajo la influencia fluvial de los ríos Baluarte, Cañas, Acaponeta, Rosamorada, Bejuco y San Pedro. Se trata de una planicie costera acumulativa sedimentaria, construida por la evolución de un sistema de deltas coalescentes que han avanzado paulatinamente hacia el oeste. Los ríos edificaron un sistema deltaico durante el Pleistoceno tardío en periodos de bajo nivel del mar, formando cordones de playa de sedimentos aluviales y depósitos lacustres que aislaron a numerosos cuerpos de agua (De la Lanza *et al.*, 1996).

El clima de la región es subtropical a tropical de tipo Aw o (w) (e) según el sistema de Köepen modificado. La temperatura promedio anual es de 25⁰C, con precipitaciones de 800 mm en el norte de Mazatlán, de 1200 mm en Tepic y de 1660 mm en la costa sur, cerca de San Blas (Curry *et al.*, 1969). En la Boca de Teacapán, Parte Baja del Estero y Canal del Estero, se observan los valores más bajos de temperatura, evaporación y precipitación.

Las especies de peces dominantes dependen de la temporada. En verano prevalecen especies como: *Achirus mazatlanus*, *Citharichthys gilberti* y *Mugil curema*. En otoño: *Mugil curema*, *Eugerres axillaris* y *Arius liropus*. En Invierno: *Citharichthys gilberti*, *Achirus mazatlanus* *Mugil curema* y *Diapterus peruvianus*. En primavera: *Centropomus robalito*, *Arius liropus*, *Mugil curema* y *Diapterus peruvianus* (Álvarez-Rubio *et al.*, 1990).

Se observan diferentes tipos de fitogeomorfologías. Las zonas de la Boca de Teacapán y Parte Baja del Estero, constan de tres tipos de vegetación: a) el bosque decíduo, b) los matorrales de las marismas, c) el manglar. Los mejor representados son el árbol *Bursera simaruba* (jiote), *Enterolobicum cyclocarpum*

(Guanacaste) y leguminosas, la mayoría de ellas espinosas y algunas cactáceas y gramíneas terrestres. En las marismas hay *Conocarpus sp.*, así como *Avicennia sp.* Asimismo aquí existe el mangle chino *Languncularia racemosa*. En la laguna se registra un aumento de *Rhizophora mangle* y *Languncularia sp.* (Rollet, 1974; Álvarez-Rubio *et al.*, 1984).

El problema más importante de este sistema radica en la constante pérdida de su cobertura de mangle como resultado de perturbaciones naturales y antropogénicas. En 1971 se abrió el canal de Cuautla para conectar la laguna de Agua Brava en el Océano pacífico para incrementar su producción pesquera. Hoy en día existe un canal con una boca de alrededor de dos kilómetros de ancho y profundidades mayores a 20 m. Esto ha provocado que los patrones de circulación y propiedades fisicoquímicas del agua cambien y a partir de allí se empezaran a registrar mortalidades de árboles de manglar (Flores-Verdugo *et al.*, 1997). La tasa de deforestación media anual estimada desde 1973 al 2000 es de 0.64% siendo la más alta en el noroeste del país (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna 2002; Alonso-Pérez *et al.*, 2003; RuizLuna *et al.*, 2005; Berlanga, 2006; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2006; García, 2006 en Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007).

Otro problema que impera en el sistema es la construcción indiscriminada de canales, drenes, caminos y granjas camaronícolas sobre los humedales además de la presencia cada vez más cercana de agricultura en las inmediaciones que interfieren los procesos vitales para la estabilidad de los humedales como los patrones normales de inundación y drenaje de las mareas, el flujo superficial del agua dulce, el suministro de sedimentos y la acreción vertical (Kennish, 2001).

Estas modificaciones han provocado que exista desecación de algunas zonas del sistema con comunicación intermitente con el mar, sobre todo en el litoral de Majahual (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2002) y la mortalidad de manglares en las lagunas de Agua Grande y Agua Brava (Flores-Verdugo *et al.*, 1997; Kovacs *et al.*, 2001; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 2007). Todos estos factores se suman a la iniciativa de construcción de la represa “Las Cruces” en el municipio de

Santiago Ixcatán lo cuál disminuirá el flujo de agua dulce rica en sedimentos y por consecuencia una mayor subsidencia y salinización del sistema (Cárdenas-Guzmán, 2015). Lo antes mencionado ha provocado que el sistema estuarino se encuentre dispersado en varias lagunas con condiciones hidrodinámicas muy diferentes; con lagunas más saladas e intervenidas antropogénicamente al norte del sistema y condiciones más dulceacuícolas al sur. El sector agrícola y pecuario han rodeado por completo el sistema, por lo tanto el drenaje del suelo ha disminuido notablemente (CONABIO, 2009). Esto ha favorecido al aumento de los contaminantes derivado de estas actividades entre los que se encuentran agroquímicos, pesticidas y metales pesados (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998; Arriaga *et al.*, 2002; CECCM, 2003). Tal condición puede llegar a ser preocupante en zonas donde el factor de dilución de contaminantes sea nulo.

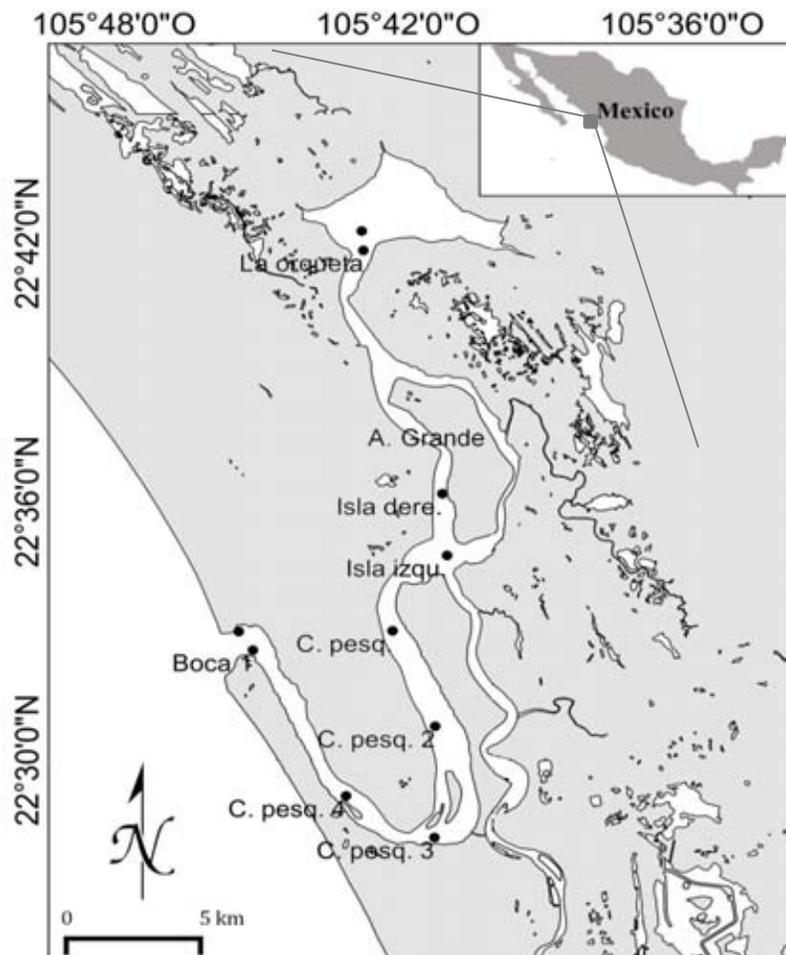


Figura 4. Sistema lagunar Teacapán-Agua Brava y localización de sitios de muestreo.

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1. Muestreo y transporte de los peces

Los tres sistemas lagunares-estuarinos se muestrearon bimensualmente. Los muestreos se dividieron en dos campañas: 2011-2012 y 2013-2014. A su vez las campañas se dividieron en época de secas (noviembre, diciembre, enero, febrero, marzo, abril, mayo) y época de lluvias (junio, julio, agosto, septiembre, octubre). Los muestreos se llevaron a cabo a bordo de embarcaciones de 7.5 m de largo, equipadas con motores fuera de borda de entre 25 a 60 caballos de fuerza. Para los muestreos se usó la red de enmalle (agallera) con abertura de luz de malla de 2.5 pulgadas y 600 pies de largo. La red se operó por 20 minutos en cada estación. Después de cada muestreo los organismos se guardaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas para su transporte y refrigeración en el laboratorio.

Los puntos de muestreos se eligieron con el propósito de cubrir la mayor área posible del sistema a estudiar (Tabla 4). Se tomó en cuenta la presencia de manglares y canales y la desembocadura de los ríos. Para complementar los muestreos sistemáticos, se realizaron lances de atarraya alrededor de los puntos de muestreo con red de enmalle. En el caso del estero de Urías se realizó la recolección de muestras por encargo en el muelle de pesca artesanal de la isla de la piedra ante la imposibilidad de realizar los muestreos personalmente.

En todos los puntos de muestreo se tomaron parámetros de salinidad con salinómetro de campo, temperatura del agua y oxígeno disuelto con un oxímetro.

8.2. Preparación de las muestras

En el laboratorio, todos los organismos capturados fueron identificados a nivel de especie, medidos (longitud total y furcal) con un ictiómetro convencional ($\pm 1\text{mm}$) y se pesaron (peso total y peso eviscerado) en una balanza digital (01-2000 $\pm 0.001\text{g}$). Tanto el músculo como el hígado fueron separados cuidadosamente con bisturíes y pinzas de disección previamente limpiados con alcohol al 90% y agua mili-Q.

Tabla 4. Puntos de muestreo por sistema

SISTEMA	ESTACIÓN	LATITUD	LONGITUD
HUIZACHE- CAIMANERO	Boca de barrón 1	23°05' 38.9" N	106°17'22.9" W
	Boca de barrón 2	23°05'47.40"N	106°17'15.31"W
	Pozo Garzón	23°05'42.8"N	106°17'02.9"W
	Canal 2	23°05' 34.02"N	106°16'39.40" W
	canal 3	23°04'44.30"N	106°16'13.2"W
	canal 4	23°05' 17.11"N	106°15' 32.02"W
	canal 5	23°05' 40.46"N	106°14'22.97" W
	Laguna 1	23°03' 44.46"N	106°12' 00.08"W
	Laguna 2	23°02'30.3"N	106°10'39.8"W
	Laguna 3	23°00' 42.54"N	106°08'55.17"W
TEACAPÁN-AGUA BRAVA	Agua grande	22°42'17.27"N	105°42'45.48"W
	La orqueta	22°41'50.32"N	105°42'43.84"W
	Isla lado derecho	22°36' 10.59"N	105°41' 03.91"W
	Isla lado izquierdo	22°34' 45.08"N	105°40'58.39"W
	Campo pesquero	22°33' 00.21" N	105° 42'06.87"W
	campo pesquero 2	22°30'47.29"N	105°41' 12.91"W
	campo pesquero 3	22°28' 11.88"N	105°41' 13.88"W
	campo pesquero 4	22° 29'09.86"N	105°43' 05.80"W
	Boca 1	22° 32'33.40"N	105°45' 03.75"W
Boca 2	22° 32'58.61"N	105°45' 22.10"W	
URÍAS	Antepuerto	23°11' 19. 36"N	106°24' 51.82"W
	La estacada	23°12' 17.42"N	106°24' 32.15" W
	Rastro	23°12' 42.86" N	106°23' 05.89" W
	Termoeléctrica	23°11' 15.44" N	106°21' 45.79" W

Los tejidos fueron almacenados en recipientes de plástico preparados previamente con el procedimiento de lavado propuesto por Moody y Lindstrom (1977): (1) Higienización del material con agua corriente y detergente (libre de fosfatos), enjuagado con agua destilada. (2) Lavado en un baño 2 M de ácido clorhídrico (HCl) durante tres días; posteriormente otro lavado en baño de ácido nítrico

(HNO₃) 2 M durante tres días. (3) El material se limpia con agua Mili-Q y se seca para ser guardado en un lugar seco y libre de contaminación.

8.3. Liofilización y digestión de las muestras

Las muestras fueron liofilizadas en un equipo "Labconco" durante 72 horas en las condiciones aproximadas de -49°C de temperatura y 133 x 10⁻³ mBar de presión. Las muestras fueron molidas manualmente en un mortero ágata marca Fisher Scientific.

Las muestras, pasaron un proceso de predigestión en el que se colocan aproximadamente 0.25 gramos de tejido seco sobre recipientes "Savillex", se añadieron 5 ml de ácido nítrico (HNO₃) concentrado y se dejaron reposar por 15 horas. Para la digestión, las muestras se colocaron en planchas de calentamiento (Cimarec) durante 3 horas a una temperatura de 120°C. Por último se aforaron a 25 ml con agua Mili-Q. Las muestras son almacenadas por duplicado en frascos de polietileno para su posterior análisis. Del hígado se hizo una sola digestión por limitaciones de tejido extraíble.

8.4. Estructura de tallas

Se identificaron los grupos modales de cada especie mediante la frecuencia de tallas agrupadas por intervalos de 10mm de Longitud total (Lt), las cuales se ajustaron a un análisis multimodal que consistió en obtener una serie de modas con sus respectivas medias, desviación estándar y su índice de separación para identificar grupos de tallas por especie (Haddon, 2001).

$$IS = \frac{L_{a+1} - L_a}{(S_{a+1} - S_a)/2} \quad \text{Ecuación 1}$$

Dónde:

IS= índice de separación

L_{a+1}= longitud media al tiempo +2

L_a= longitud media al tiempo +1

S_{a+1}= Desviación estándar el tiempo +2

Sa= Desviación estándar el tiempo +1

8.5. Análisis de cadmio

El análisis del cadmio (Cd) se hizo por espectrofotometría de absorción atómica (EAA), con un espectrofotómetro Varian Spectra AA 220 (Figura 5) equipado para horno de grafito. La solución modificadora fue de Amonio dihidrógeno orto fosfato y una matriz de nitrato de magnesio. Para la curva de calibración se utilizaron los estándares 0.25, 0.5, 1 $\mu\text{g/g}$ de la solución patrón de 1 g/l de Cd (Fulka). Para poder ser leídas, todas las muestras tuvieron que ser diluidas con agua Mili-Q a un factor de 1:10 para el músculo y 1:50 para el hígado.



Figura 5. Espectrofotómetro Varian Spectra AA 220

La exactitud y precisión del método se determinaron utilizando material de referencia de músculo de pescado dogfish (DORM-3) con 0.290 ± 0.020 mg/kg de Cd peso seco e hígado de pescado dogfish (DOLT-4) con 24.3 ± 0.8 de Cd peso seco. El límite de detección del equipo fue de $0.003 \mu\text{g/g}$ y el coeficiente de variación de 5.4%.

8.6. Análisis de datos

Se realizaron pruebas estadísticas multivariadas para poder determinar si existen diferencias significativas de concentración de cadmio entre los lugares de muestreo (Huizache-Caimanero, Urías y Teacapán-Agua Brava), la época del año (lluvias y secas) y el tamaño de los individuos de las doce especies estudiadas.

Primero se realizó un análisis exploratorio de datos a partir de una matriz “Bray-curtis”, dando como resultado un análisis de conglomerados como análisis inicial exploratorio buscando encontrar si existen similitudes entre las muestras. Los datos se revisaron para ver su distribución estadística (no normal). Se realizaron análisis con métodos multivariados para determinar si existen afinidades biológicas entre las especies (Clarke y Warwick, 1994).

Se utilizó el Software PRIMER-E con permanova versión 6.0 (2007) para realizar modelos de clasificación, ordenación y exclusión como SIMPER y ANOSIM que disminuyeron los puntos del espacio multidimensional a un espacio de menor complejidad (Clarke y Warwick, 1994). Se implementaron análisis clúster con objeto encontrar grupos naturales de similitud. El resultado fue un esquema jerárquico en un diagrama de árbol que define el grado de similaridad entre dos muestras o grupo.

Se implementó la técnica de ordenamiento multidimensional nMDS para poder conocer el grado de ordenamiento con base al índice de Bray-Curtis de acuerdo a las cocentraciones de cadmio en las diferentes especies de peces y los demás factores. El resultado fueron gráficas de burbuja donde se pueden observar fácilmente las diferencias y parecidos en el comportamiento de las cocentraciones entre especies.

Se realizaron múltiples análisis de t de Student debido a que es un método que nos ayuda a constatar hipótesis entre las concentraciones medias de cadmio entre las poblaciones. Se utilizó esta prueba para muestras independientes a partir de un ajuste de los datos basados en un criterio de mínimo error cuadrático, que busca reducir las diferencias entre los residuos en un modelo lineal de los datos; esto para definir diferencias significativas ($t < 0.05$). Por último se realizó una prueba de Tukey para definir las diferencias dentro de cada factor.

La ecuación que representa el modelo de mínimos cuadrados es (Abdi, 2003; Hodgson, 2013):

$$y_i = \alpha + \beta x_i + \varepsilon \quad \text{Ecuación 2}$$

Dónde:

y_i = Valor de la variable dependiente en la i ésima observación

α = primer parámetro de la ecuación de regresión, valor de Y cuando X = 0

β = Segundo parámetro de la ecuación de regresión, que indica la pendiente de la línea de regresión.

x_i = valor específico de la variable independiente, en la i ésima observación.

ε = error del muestreo aleatorio en la observación.

8.7. Evaluación de Riesgo de consumo

Para realizar la evaluación del riesgo a la salud humana por consumo de pescado, se aplicó la metodología seleccionada para efectuar evaluaciones de riesgo por sustancias químicas de la US-EPA, (1992) y Chrostowski, (1994). Se calculó la Dosis Diaria Promedio (DDP) utilizando la siguiente expresión:

$$DDP = \frac{C_i * L_i}{W_i} \quad \text{Ecuación 3}$$

Dónde:

DDP= dosis diaria promedio (mg/kg/día)

C_i = Valor de la concentración del metal en la parte comestible (mg/kg)

L_i = ingesta diaria (kg/día)

W_i = Peso del individuo (kg)

Con los datos obtenidos de las dosis diarias promedio por especie (DDP) y la dosis de referencia (RfD) se calculó el Coeficiente de Peligrosidad (HQ) propuesto por la US-EPA, (1999) para identificar el riesgo de la salud que representa cada

especie. La dosis de referencia teórica para cadmio (0.001 mg/kg.día) se obtuvo de datos propuestos por la ATSDR (1999). El peso del cuerpo humano se fijó en 65 kg de acuerdo al promedio de un adulto mexicano (INEGI, 2010). Cabe mencionar que si el HQ es mayor a 1, entonces el DDP del metal supera la RfD, lo que indica que hay un riesgo potencial asociado al metal y sugiere que una persona puede experimentar en algún momento de su vida efectos adversos en la salud asociados al metal. El HQ es un índice conservador y se relaciona con pequeñas respuestas del organismo ante la exposición a un metal (Teuschler *et al.*, 1999).

$$HQ = \frac{DDP}{RfD} \quad \text{Ecuación 4}$$

HQ= Coeficiente de peligrosidad

RfD= Dosis de referencia teórica (mg/kg peso corporal/día)

DDP= dosis diaria promedio (mg/kg/día)

9. RESULTADOS

9.1. Parámetros fisicoquímicos

Se registraron la salinidad, la temperatura y el oxígeno disuelto en los tres sistemas estudiados, en las dos temporadas de muestreo y en todas las estaciones donde se recolectaron muestras. Estos factores ayudaron a conocer las condiciones físicas y químicas a las cuáles estuvieron sujetos los peces del muestreo.

La salinidad fue el factor que más varió en los tres sistemas, ya que dependió mucho de las condiciones hidrodinámicas y estacionales de los lugares muestreados (Figura 6). Las salinidades más altas se registraron en Urías en temporada de secas con un promedio de 35.6 g/l, mientras que las más bajas se registraron en Huizache-Caimanero en temporada de lluvias con concentraciones promedio de 8.46 g/l. Teacapán por otro lado registró concentraciones en época de lluvias del orden de 24.66 mg/l. En general, la salinidad de los sistemas estuarinos fue más alta en la temporada de secas que en temporada de lluvias.

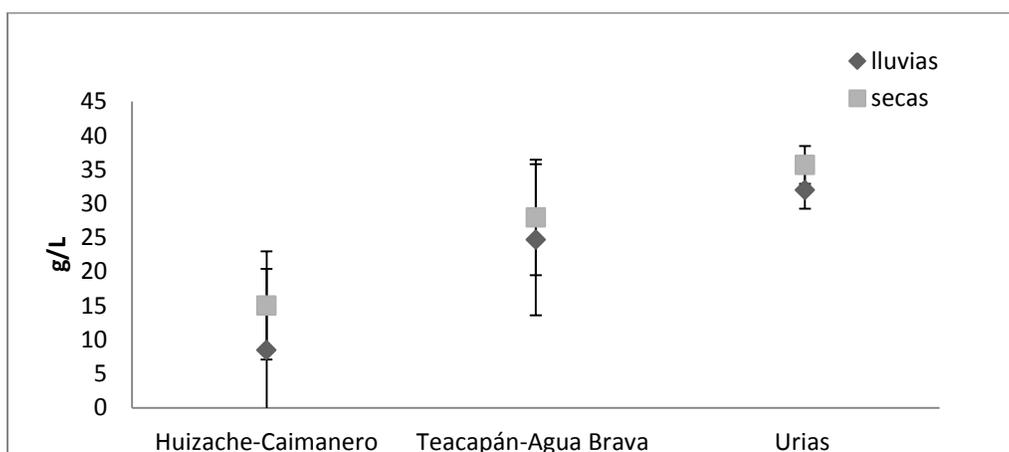


Figura 6. Salinidad promedio del agua en temporada de lluvias y secas en los tres sistemas estuarinos estudiados.

Además las variaciones de salinidad dentro de los sistemas estuarinos estuvieron afectadas por encharcamientos y el ciclo de corrientes de agua marina que las

penetra. Es por eso que Huizache-Caimanero presentó las variaciones más altas de salinidad de los tres sistemas y Urías las más bajas.

La temperatura al ser un parámetro que depende en gran medida de la radiación solar (a excepción de Urías que depende también de las descargas de la termoeléctrica), fue el que menos varió en los tres sistemas, sin embargo, puede observarse (figura 7) que existe una diferencia marcada de temperatura entre la temporada de lluvias y la temporada de secas, siendo esta última la que menores temperaturas registró. La temperatura más alta registrada fue de 31.18 °C en Teacapán-Agua Brava en temporada de lluvias, mientras que la más baja fue de 25.30 °C en Huizache-Caimanero en temporada de secas. La temperatura promedio en los tres sistemas en temporada de secas fue de 26.20 °C y en la temporada de lluvias de 30.1 °C.

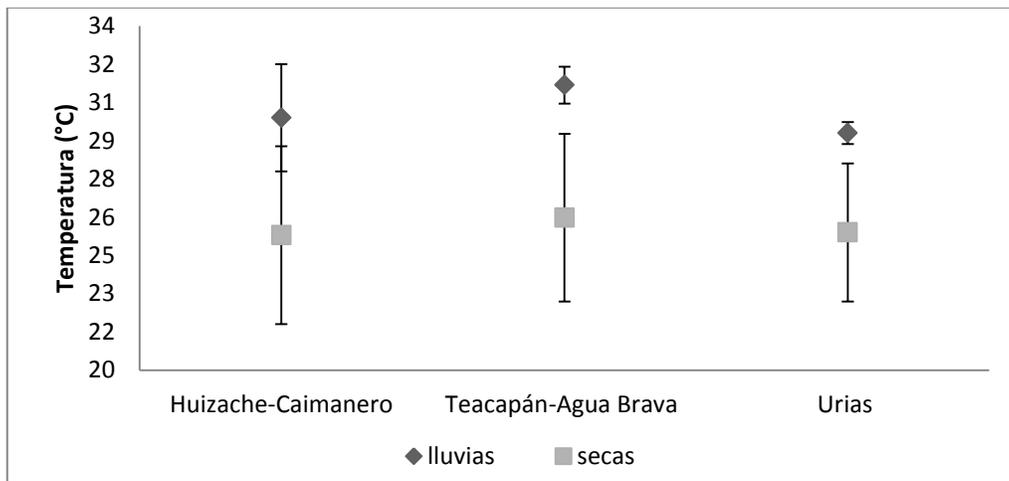


Figura 7. Temperatura promedio del agua en temporada de lluvias y secas en los tres sistemas estuarinos estudiados.

El oxígeno disuelto se vio alterado por la cantidad de materia orgánica y la temperatura que se encuentra en el agua (Figura 8). Por tal motivo, Urías al presentar descargas industriales y domésticas locales fue el sistema que en general presentó la menor cantidad promedio de oxígeno disuelto en el agua en temporada de lluvias y secas con un mínimo de 0.71 mg/l. Por otro lado Huizache-Caimanero fue el sistema con mejores condiciones de oxigenación,

sobre todo en época de lluvias, llegando a tener un pico de 8.5 mg/l. Teacapán-Agua-Brava mantuvo concentraciones promedio en las dos temporadas de 4.8 a 6 mg/l, siendo el sistema con las menores fluctuaciones de éste parámetro.

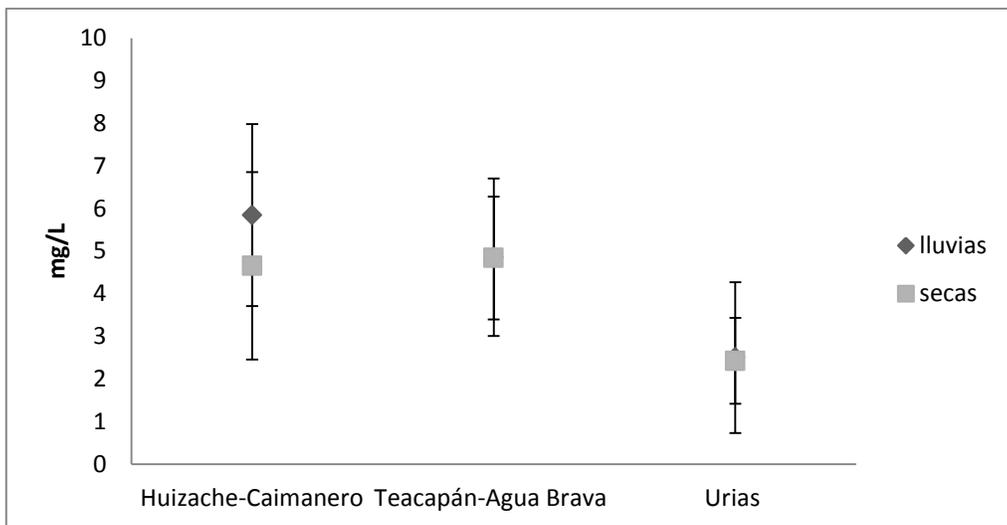


Figura 8. Concentraciones de oxígeno disuelto promedio del agua en temporada de lluvias y secas en los tres sistemas estuarinos estudiados.

9.2. Individuos capturados

Se analizaron un total 502 individuos de las 12 diferentes especies procedentes de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava. El sistema mejor representado en relación a la cantidad de individuos fue Huizache-Caimanero con 186 especímenes (37% del total), Teacapán-Agua Brava con 184 especímenes (37% del total) y por último Urías con 132 especímenes (26% del total) (Figura 9). Por otro lado podemos observar (Figura 10) que la cantidad de individuos colectados por temporada es relativamente parecida; siendo secas la temporada de mayor colecta con 266 individuos, mientras que en lluvias se recabaron 236 individuos. La especie mejor representada tanto en época de lluvias como en época de secas fue *C. chanos*, con 65 individuos. Por otro lado, *C. xanthulus* y *P. macracanthus* fueron las especies con el menor número de muestras con sólo 28 y 31 individuos (6% del total) respectivamente. La representación de las demás especies oscila entre 28 y 54 individuos por especie (7 a un 13%).

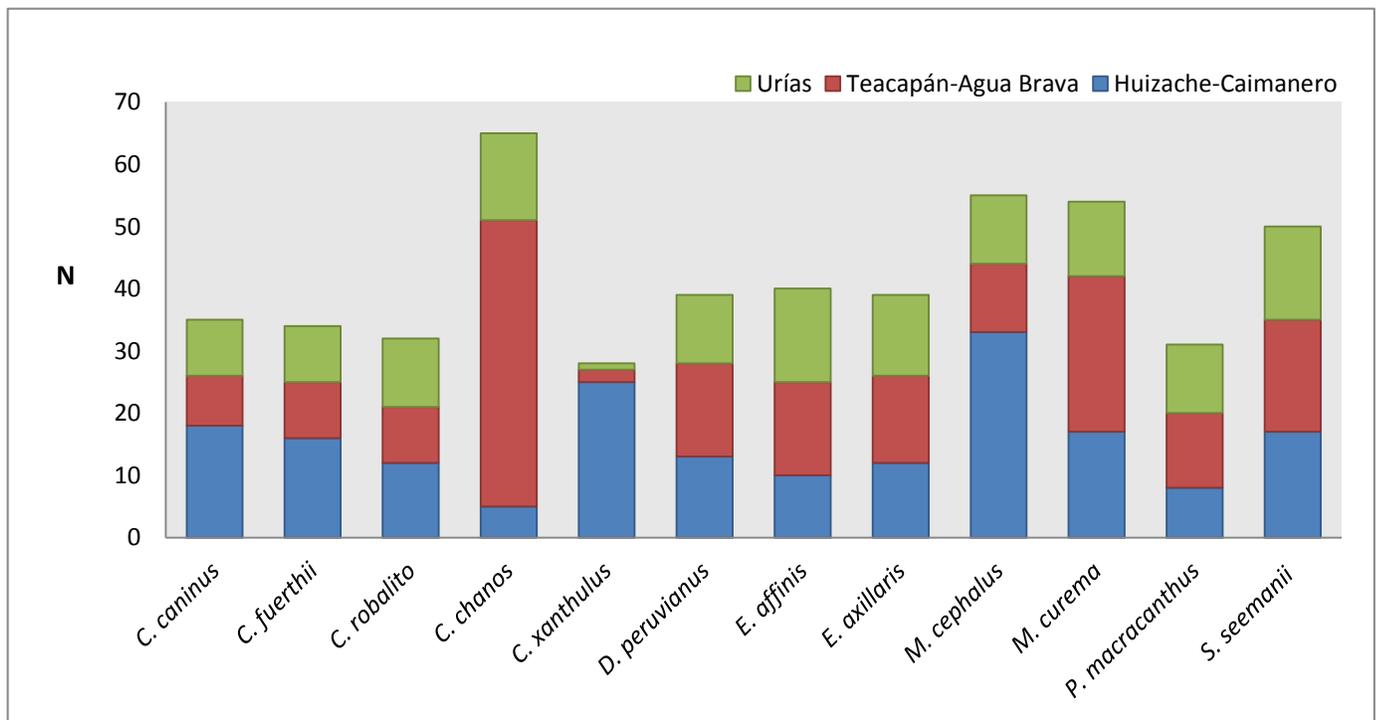


Figura 9. Cantidad de individuos colectadas por especie en los tres sistemas estudiados.

La cantidad de individuos por especie utilizados en el estudio fue similar en las dos temporadas (Tabla 5).

La especie *C. caninus* estuvo representada por 35 individuos en los tres sistemas, su promedio general de longitudes fue de 19.23 ± 3.85 cm LT; el individuo con la talla más pequeña fue de 14.2 cm LT del sistema Huizache y el de mayor tamaño fue un individuo capturado en Urías con 34 cm LT. *C. fuertii* presentó un total de 34 individuos con un promedio de longitud de 22.70 ± 3.09 cm LT, siendo un individuo de 15.5 cm LT el que presentó la talla mínima y la máxima de 31.5 cm LT. *C. robalito* fue con 32 individuos, una de las especies con menor representación; las longitudes promedio de los organismos capturados de esta especie rondaron los 21.74 ± 2.60 cm, siendo en promedio los organismos de Huizache los más pequeños (el menor de 15.6 cm). *C. chanos* fue la especie mejor representada con 66 individuos, su promedio de longitud total también es uno de los más altos siendo de 33.63 ± 4.97 cm LT con una talla mínima de 17 cm LT en un individuo de Huizache-Caimanero y un máximo de 45 cm LT en uno de Teacapán Agua-Brava. *C. xantulus* fue otra especie poco capturadas con 27 individuos. Sólo se encontraron tallas de medianos a grandes, por lo tanto su promedio de tallas fue elevado para la especie 27.74 ± 3.59 cm LT, al igual que su talla mínima (20.8 cm LT) procedente de Huizache y su máxima de 37.7 cm LT procedente de Urías. *M. curema* contó con 54 individuos que en promedio midieron 26.8 ± 4.92 LT con tallas mínimas de 17 cm LT y máximas de 33.5 cm LT. *P. macracanthus* contó con 31 individuos con promedio de 20.8 ± 2.77 cm LT, una mínima de 15.6 cm LT y una máxima de 26 cm LT. *S. seemanii* con 50 individuos, con promedio de 30.65 ± 5.71 cm LT, con un mínimo de 19.3 cm LT y máximo de 55 cm LT ambos capturados en Huizache.

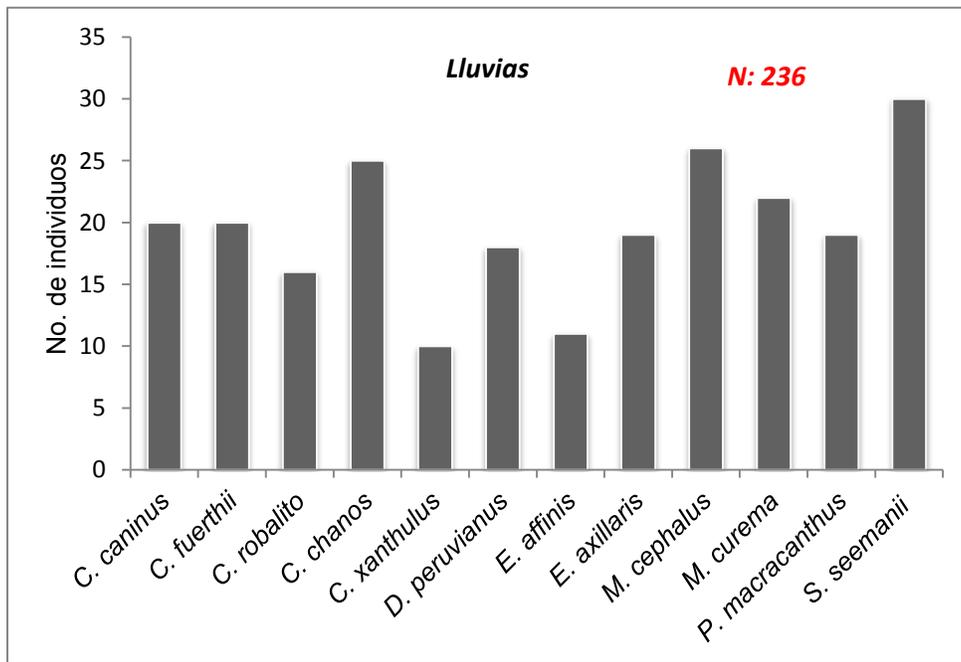
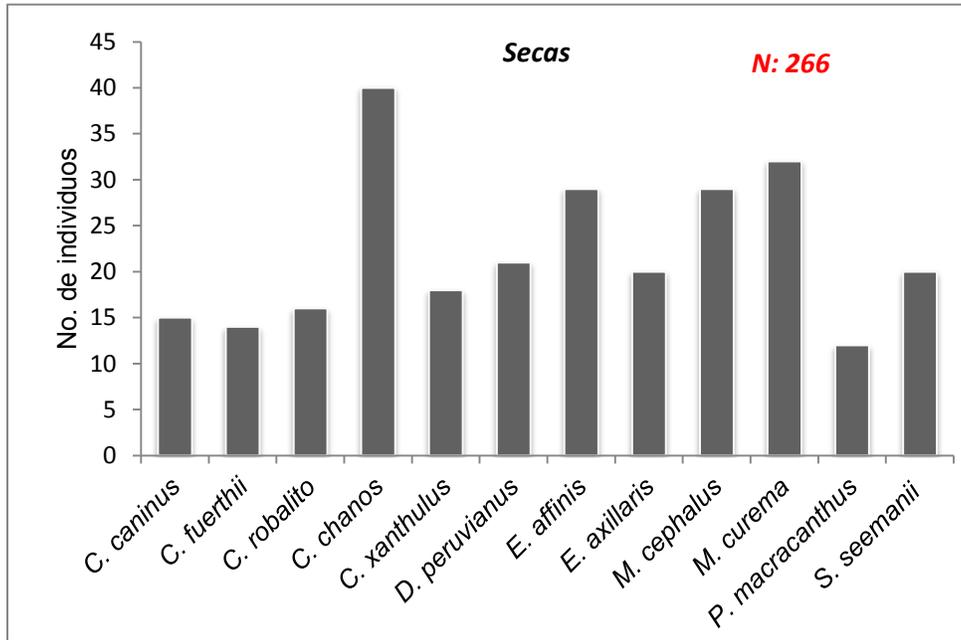


Figura 10. Porcentaje de captura de individuos por especie en temporada de lluvias y secas.

La especie *D. peruvianus* estuvo representada por 39 individuos, un promedio de 15.75 ± 2.28 cm LT, una talla mínima de 11.5 cm LT procedente de Huizache y una máxima de 21.7 cm LT procedente de Urías. *E. affinis* contó con 40 individuos con un promedio de 28.97 ± 3.50 cm LT, una talla mínima de 22.8 cm LT procedente de Teacapán y una máxima de 41.3 cm LT. *E. axillaris* contó con un total de 39 individuos con promedio de 16.64 ± 4.60 cm LT, y tallas máximas de 9 cm LT y mínimas de 27 cm LT (Urías). *M. cephalus* contó con 55 individuos con promedio de 28.11 ± 3.5 cm LT, sus tallas mínimas son de 13.5 cm LT y una máxima de 44 cm LT.

Tabla 5. Relación de individuos capturados en los diferentes sitios de muestreo y sus promedios (con desviación estándar) de longitud total (Lt.) y Peso total (Pt.).

Sp.	lugar	N	Lt. (cm)	Pt. (g)
<i>C. caninus</i>		35	19.23±3.8	111.4±75.6
	Hui	18	17.77±2.5	87.00±32.8
	Tea	8	18.90±3.0	106.70±58.5
	Urías	9	22.36±4.9	164.30±120.3
<i>C. fuerthii</i>		34	22.70±3.9	115.60±55.4
	Hui	16	24.31±4.3	128.60±66.0
	Tea	9	20.27±3.8	78.9±43.81
	Urías	9	22.8±1.5	129.10±23.5
<i>C. robalito</i>		32	21.74±2.6	116.50±36.6
	Hui	12	20.788±3.2	96.80±34.5
	Tea	9	22.22±2.4	144.70±33.19
	Urías	11	22.12±1.5	115.00±28.1
<i>C. chanos</i>		65	33.63±5.0	312.70±136.7
	Hui	5	31.5±8.4	301.60±108.9
	Tea	46	33.23±4.5	296.40±143
	Urías	14	35.72±2.1	370.30±113.8
<i>C. xanthulus</i>		28	27.97±3.3	200.60±86.6
	Hui	25	27.41±4.3	189.10±108.9
	Tea	2	28.5±0.7	211.00±41
	Urías	1	37.70*	468*
<i>D. peruvianus</i>		39	15.76±2.3	61.50±27.1
	Hui	13	13.53±1.0	39.70±11.7
	Tea	15	16.02±1.3	57.40±9.4
	Urías	11	18.07±1.8	96.10±26.1
<i>E. affinis</i>		40	28.97±3.5	124.80±55.0
	Hui	10	29.66±4.5	126.00±72.4
	Tea	15	27.15±4.5	114.00±52.2
	Urías	15	30.61±6.6	134.70±54.9

Tabla 5. Continuación.

Sp.	Lugar	N	Lt. (cm)	Pt. (g)
<i>E. axillaris</i>		39	16.64±4.6	76.80±48.7
	Hui	12	16.57±1.7	62.50±26.5
	Tea	14	14.54±4.0	61.00±44.2
	Urías	13	18.63±4.4	107.00±57.1
<i>M. cephalus</i>		55	28.11±3.5	232.40±135.8
	Hui	33	28.11±3.3	201.40±61.9
	Tea	11	31.24±2.7	325.90±232.4
	Urías	11	28.23±6.9	231.82±126.3
<i>M. curema</i>		54	26.80±4.9	189.50±60.2
	Hui	17	24.81±1.7	149.00±72.6
	Tea	25	28.22±5.6	218.10±52.3
	Urías	12	26.66±3.5	187.50±75.4
<i>P. macracanthus</i>		31	20.86±2.7	133.50±56.1
	Hui	8	19.33±3.2	102.70±31.4
	Tea	12	22.05±3.0	162.70±64.9
	Urías	11	20.27±1.7	124.10±75.4
<i>S. seemanii</i>		50	30.65±5.7	296.60±192.1
	Hui	17	27.2±5.4	200.39±167.7
	Tea	18	34.36±3.0	430.90±173.2
	Urías	15	30.02±4.6	244.46±152.6

(*)Muestra única; N= número de organismos.

Con los resultados del análisis multimodal de tallas (LT) se identificaron las tallas de peces chicos, medianos y grandes (Anexo 1), con el objetivo de agrupar las especies para su posterior análisis (Tabla 6).

Tabla 6. Rangos de clasificación de tallas (Lt.en cm) por especie.

Sp.	Chico	Mediano	Grande
<i>C. caninus</i>	0-9.5	15.5-21.4	21.5>
<i>C. fuertii</i>	0-17.4	17.5-31.4	31.4>
<i>C. robalito</i>	0-14.4	14.5-20.4	20.5>
<i>C. chanos</i>	0-24.4	25.0-37.0	37.1>
<i>C. xanthulus</i>	0-14.5	14.6-32.5	32.6>
<i>D. peruvianus</i>	0-7.5	7.6-11.5	11.6>
<i>E. affinis</i>	0-21.0	21.1-35.0	35.1>
<i>E. axillaris</i>	0-11.5	11.6-17.5	17.6>
<i>M. cephalus</i>	0-7.6	18.6-34.5	34.6>
<i>M. curema</i>	0-8.6	15.6-21.5	21.6>
<i>P. macracanthus</i>	0-12.5	12.6-20.5	20.6>
<i>S. seemanii</i>	0-21.0	21.1-35	35.1>

Se calculó el porcentaje de humedad del tejido de los organismos para obtener la concentración de cadmio en el tejido de los peces en unidades de peso húmedo. Las especies no presentaron variaciones muy marcadas de humedad en sus

tejidos entre lugares de muestreo, ni entre temporadas del año. El promedio general de humedades en el tejido muscular fue de 74.3 % y de 67.3% (Anexo 2) en el hígado.

9.3. Concentración de Cadmio

Los porcentajes de recuperación en los dos materiales de referencia fueron alrededor de 103% (Tabla 7).

Tabla 7. Concentración (mg/kg) y porcentajes de recuperación de cadmio en los materiales de referencia DORM-3 y DOLT-4.

Material de referencia	Tejido	Valores certificados	Valores	Porcentajes de recuperación (%)
DORM-3	Músculo de pescado	0.290±0.020	0.301±0.002	103.79%
DOLT-4	Hígado de tiburón	24.3±0.8	25.2±0.1	103.70%

La precisión se determinó calculando el límite de detección (LD). Para este fin, se utilizó material de referencia DORM-3 (36 veces) y DOLT-4 (46 veces), así como blancos (36 veces). El promedio general de todos estos ensayos fue de 0.003 µg/ml.

De los 502 individuos analizados, 136 (27%) presentaron concentraciones por debajo del límite de detección en el músculo. En el caso del tejido hepático, todas las muestras se encontraron por encima del límite de detección. Los organismos procedentes de Teacapán-Agrua Brava fueron los que presentaron las mayores cantidades de muestras por debajo del límite de detección en el músculo (53 casos), mientras que Huizache-Caimanero presentó 50 casos y Urías 33. Como puede observarse en la Figura 11, la especie con mayor cantidad de individuos por debajo del límite de detección fue *E. affinis*, seguida de *M. cephalus*.

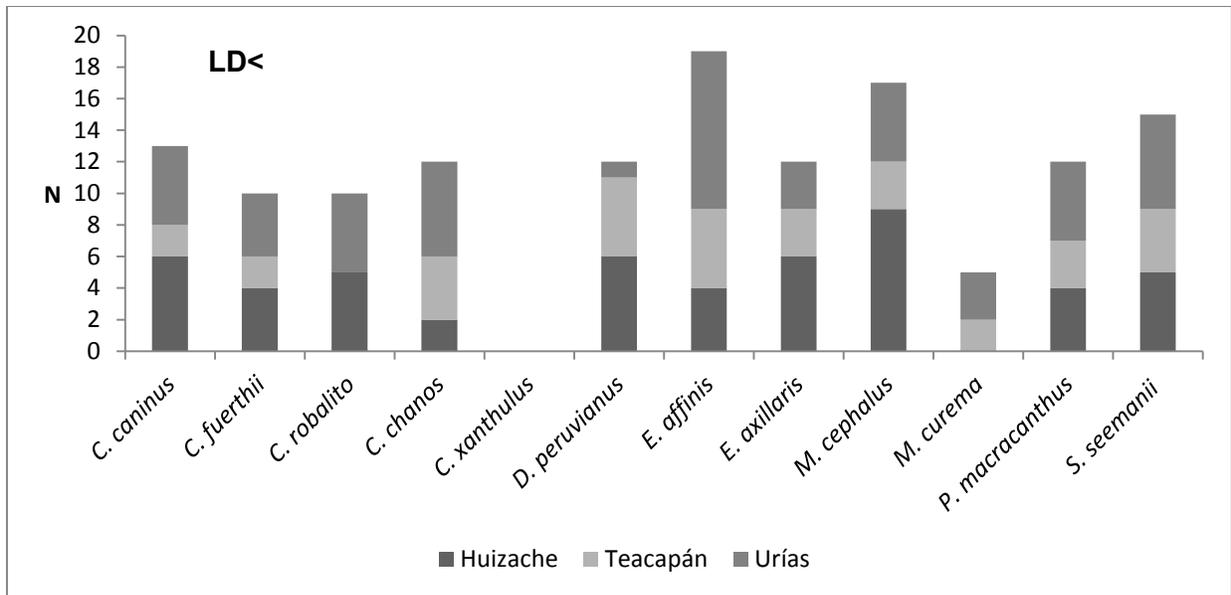


Figura 11. Muestras de músculo por especie que tuvieron concentraciones de cadmio por debajo del límite de detección.

Con el fin de realizar los análisis estadísticos, se descartaron las muestras que se encontraron por debajo del límite de detección debido a que si bien poseen una concentración de cadmio, ésta no se conoce con exactitud. Tomando esto en cuenta se calcularon las concentraciones promedio de cadmio (p/seco) en el tejido muscular y hepático de los organismos (Anexo 3).

Las concentraciones de cadmio en promedio fueron más altas en hígado (1.61 ± 2.5) que en músculo (0.024 ± 0.13). Los organismos presentaron concentraciones por lo menos 15 veces superiores en hígado que en músculo, llegando en individuos de *D. peruvianus* a ser 156 veces más altas (Figura 12).

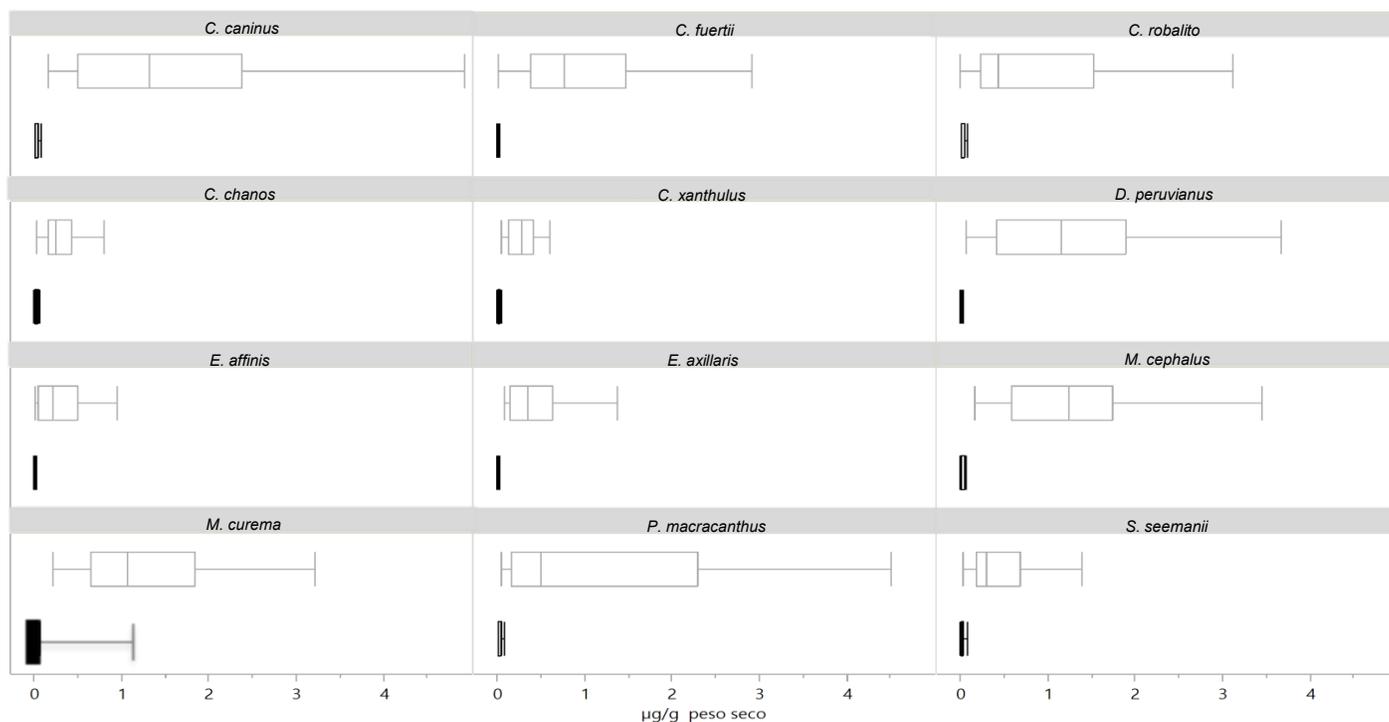


Figura 12. Comparación de la concentración de cadmio entre el tejido hepático (cajas blancas) y tejido muscular (cajas negras) para cada especie estudiada.

Las especies *M. curema*, *P. macracanthus*, *E. affinis*, *C. chanos*, *C. caninus* y *M. cephalus* en ese orden presentaron las concentraciones más altas de cadmio en músculo. Un individuo de *M. curema* presentó la concentración de cadmio en músculo más alta ($1.14 \mu\text{g/g}$); esta muestra corresponde a un individuo de la época de lluvias en el estero de Urías y esa concentración no tiene parecido con ninguna de las demás de esa especie.

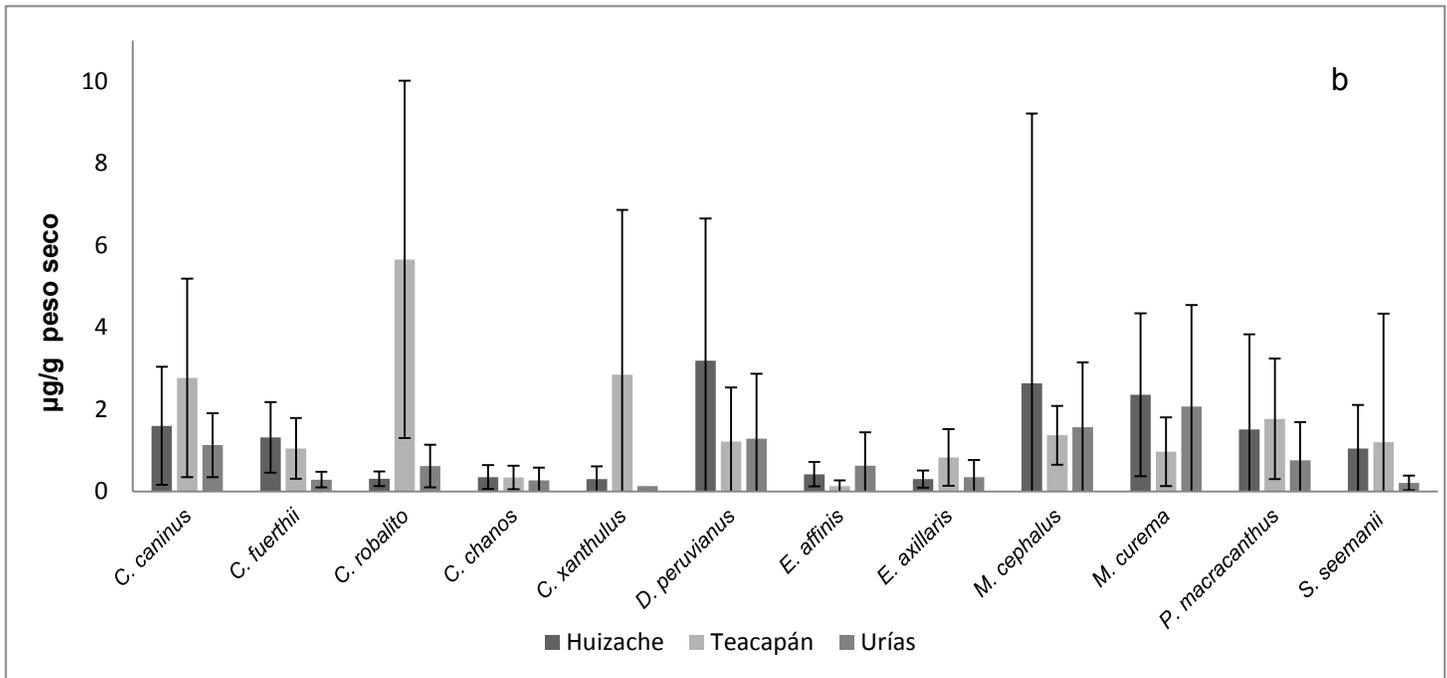
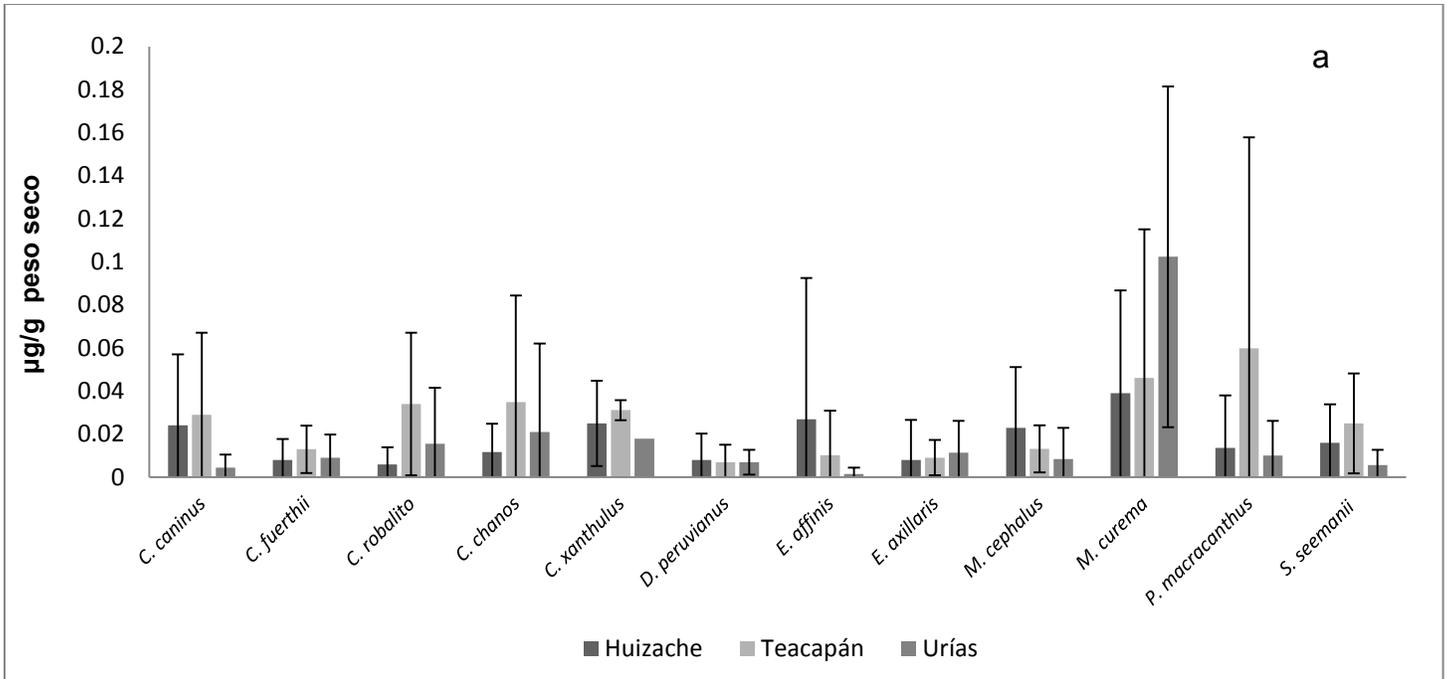


Figura 13. Concentración de cadmio en peso seco de músculo (a) e hígado (b) de las especies analizadas.

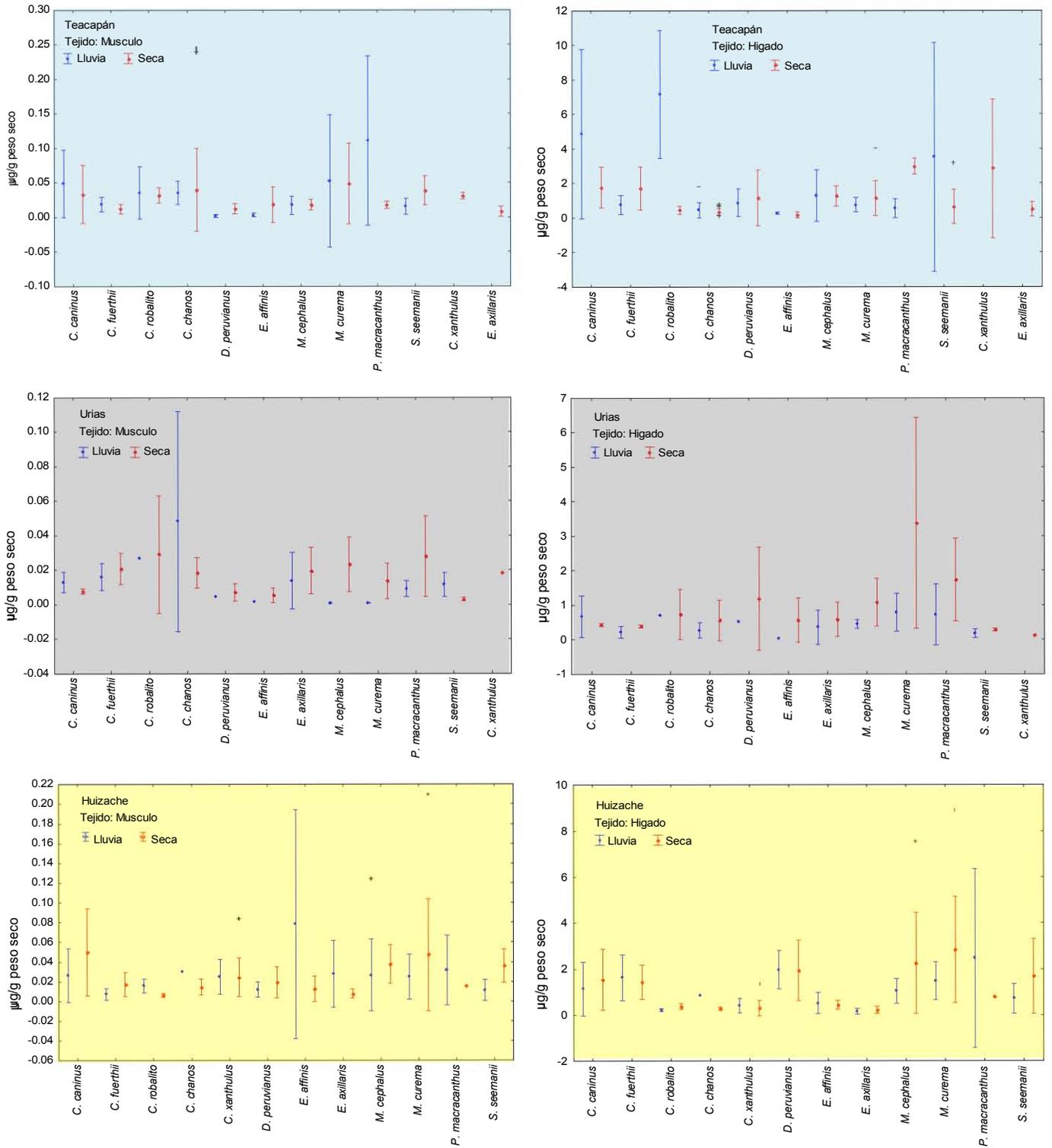


Figura 14. Comportamiento de los niveles de concentración de cadmio total (µg/g) entre temporadas por especie. En azul se aprecian las muestras de Teacapán, en gris se aprecian las muestras de Urias y el amarillo se aprecian las muestras de Huizache. Las Líneas rojas representan la época de lluvias y las líneas azules representan la época de secas.

En el hígado, las concentraciones más altas de cadmio se presentaron en las especies *D. peruvianus*, *M. cephalus*, *P. macracanthus* y *C. caninus* en ese orden. La concentración más alta de cadmio en hígado se presentó en un individuo de la especie *D. peruvianus* (75.267 µg/g) de Huizache en época de lluvias (Figura 13). Concentraciones parecidas se registraron en individuos de la especie *M. cephalus* (38.3 µg/g) del mismo lugar y temporada.

Especies como *M. curema*, *E. affinis* y *P. macracanthus* que acumularon en promedio concentraciones altas de cadmio en el músculo (0.06 ± 0.12 y 0.08 ± 0.3 respectivamente), presentaron el mismo comportamiento en el hígado (2.0 ± 2.5 y 2.2 ± 2.3), comparando las concentraciones de cadmio presentes en este tejido con el de las demás especies. Sin embargo, la especie *C. robalito* que presentó el promedio más alto de concentraciones de cadmio en hígado (5.7 ± 3.5), no reflejó tener altas concentraciones de cadmio en músculo (0.035 ± 0.002) comparado con otras especies.

El efecto de la temporada fue mixto en las especies (Figuras 14). Las concentraciones de cadmio más altas de cadmio en el músculo de las especies *P. macracanthus*, *E. affinis* y *C. xanthulus* fueron en época de lluvias, mientras que especies como *S. seemanii*, *C. robalito* y *C. caninus* presentaron mayores concentraciones de cadmio en músculo en época de secas. Otras especies como *C. fuertii*, *E. axiliaris*, *D. peruvianus*, *C. chanos*, *M. curema* y *M. cephalus* no mostraron variaciones importantes de concentración de cadmio en músculo entre las dos épocas. Por otro lado, en el tejido hepático la situación fue diferente, ya que solamente *C. robalito* presentó concentraciones significativamente superiores en época de lluvias, y todas las demás especies presentaron una tendencia a acumular más cadmio en el hígado en época de secas.

9.4. Comparación de los niveles de cadmio en tejido muscular y hepático entre las especies estudiadas por época, lugar y tamaño

En la Figura 15a se observa que el tejido sí tiene una influencia importante en la agrupación de las muestras. Esto debido a que dos grupos grandes se dividen antes del 10% de similaridad; el de hígado y el músculo. Dentro de los tejidos la mayoría de las muestras se agrupan en un 40% de similaridad. Solamente unas muestras de músculo en Urías mostraron tener similaridad de más del 80%.

Entre lugar, temporada y tamaño no parece existir una agrupación entre las muestras, sobre todo en temporada vs lugar (Figura 15b) donde los datos se agrupan en general a un 60%. En el caso del tamaño vs lugar (Figura 15c), solamente se pueden observar grupos de muestras de pequeños de Urías con 60-80% de similaridad.

Posteriormente se realizó un análisis de ordenamiento nMDS (Figura 16, valores de estrés: 0.16 (a, b, c, d) y 0.15: (e)) entre las concentraciones promedio de cadmio y varios factores: tamaño, tejido, sistema, época y dieta. El tamaño (Figura 16a) parece no ser un factor que genere diferencias notorias entre los individuos; sin embargo, de izquierda a derecha se puede observar la formación de tres grupos entre pequeños, medianos y grandes. El tejido (Figura 16b) parece ser un factor diferencial debido a que se pueden observar dos grupos bien delimitados. No se observan diferencia entre las épocas (Figura 16c) y lugares (Figura 16d).

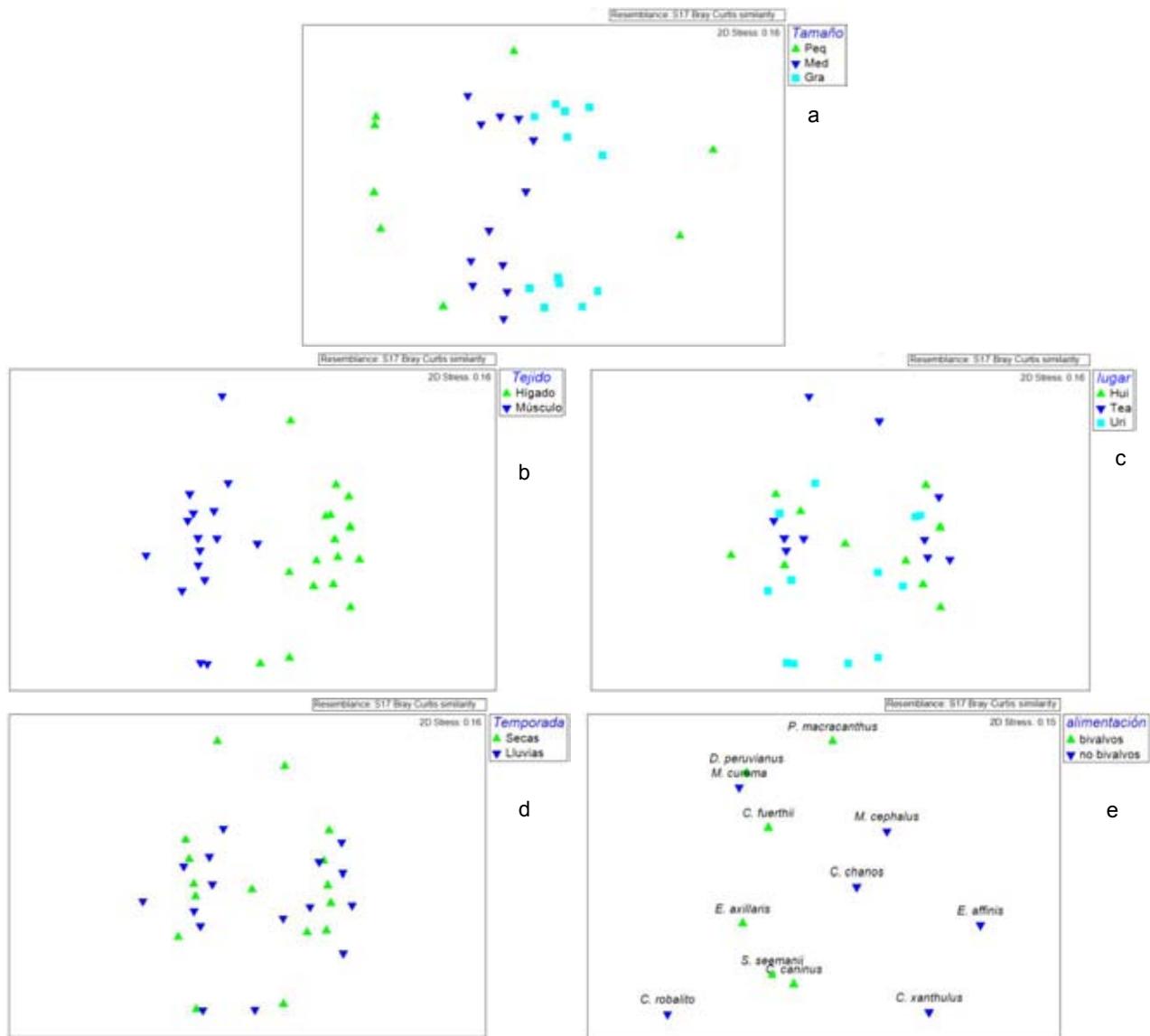


Figura 16. Análisis de ordenamiento nMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) de los promedios de concentración de cadmio de acuerdo con a) el tamaño (pequeños, medianos y grandes), b) tejido (hígado y músculo), c) el lugar (Huizache, Teacapán y Urías), d) la temporada (secas y lluvias) y e) la dieta (consumidores y no consumidores de bivalvos).

Como análisis adicional, se quiso observar las diferencias entre grupos de especies clasificadas como: “consumidoras y no consumidoras de bivalvos”. En la Figura 16e se observan los dos grupos de especies ligeramente diferenciados, sin embargo *C. robalito* y *M. curema* se agrupan con los consumidores de bivalvos demostrando que estas especies pueden consumir alimentos con cantidades apreciables de cadmio.

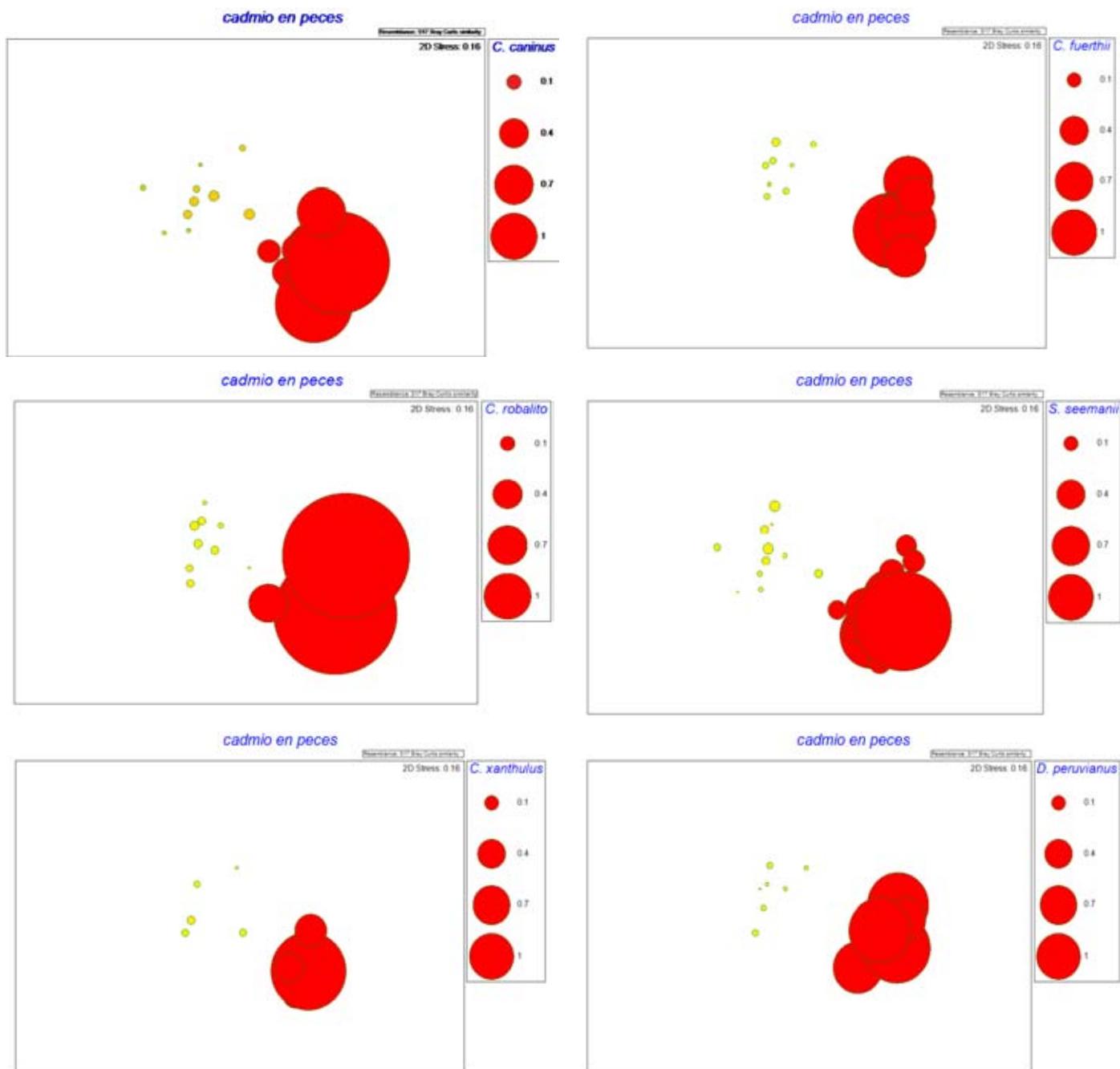


Figura 17. Ordenamiento NMDS (escalamiento multidimensional no paramétrico) de los promedios de concentración de cadmio en tejido muscular (amarillo) y hepático (rojo) para cada especie.

*La escala gráfica de la derecha indica la concentración de cadmio en µg/g de peso seco.

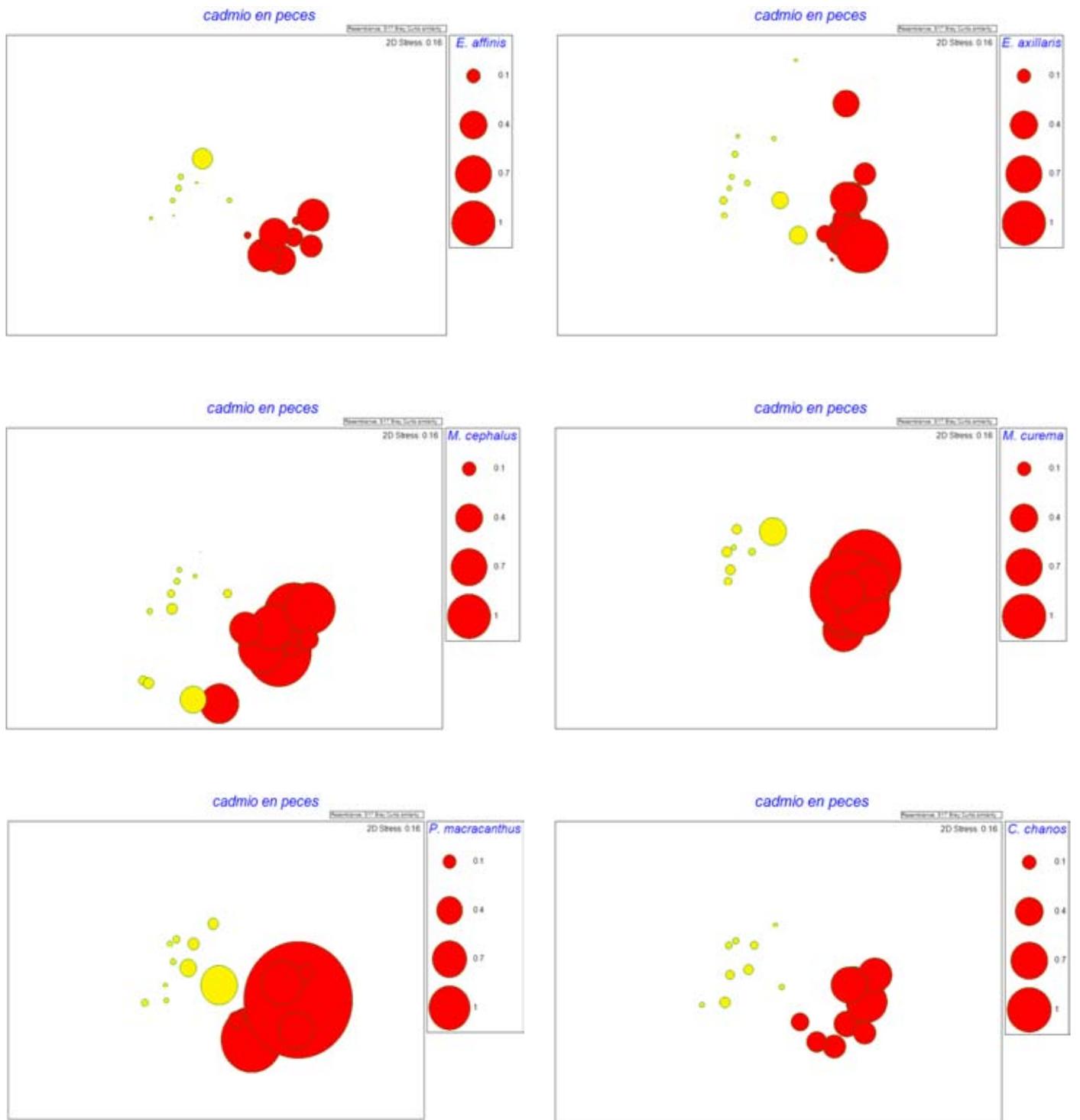


Figura 17. Continuación.

En la Figura 17 se puede observar que las especies: *C. caninus*, *C. fuertii*, *C. robalito*, *S. seemanii*, *C. xanthulus* y *D. peruvianus* presentaron concentraciones de músculo e hígado muy diferentes. Esto es, que las concentraciones de cadmio en hígado son muy altas, mientras que las concentraciones en músculo fueron de las más bajas en promedio. Es de resaltar que todas las especies que presentan este comportamiento de acumulación pertenecen a especies de niveles tróficos mayores a 3 y se consideran como carnívoras; además, la mayoría de estas especies son consumidoras de bivalvos a excepción de *C. robalito* y *C. xanthulus*. Este comportamiento es más notorio en la especie *D. peruvianus* que presenta concentraciones de hígado muy altas, mientras que las concentraciones de músculo son las más bajas de todas las especies.

Además, se puede observar que las especies: *E. affinis*, *E. axillaris*, *M. cephalus*, *M. curema*, *P. macracanthus* y *C. Chanos* presentaron concentraciones de cadmio en músculo altas con respecto a las otras especies y un comportamiento de acumulación un poco más parecido al del hígado. Es de llamar la atención que tres de las seis especies (*C. chanos*, *M. cephalus* y *M. curema*) que presenten este comportamiento sean de nivel trófico cercano a 2. Las otras tres especies (*P. macracanthus*, *E. axillaris* y *E. affinis*) pertenecen a niveles tróficos superiores a 3 y se consideran carnívoras. El caso más notorio de acumulación de cadmio con este comportamiento es el de la especie *P. macracanthus* que registró algunas muestras de músculo con concentraciones parecidas a las de hígado.

Para poder comparar estadísticamente las concentraciones de cadmio entre las especies de acuerdo a los diferentes factores (los tejidos, épocas, los lugares y tamaños) se realizó un análisis multifactorial de similitudes de una vía (ANOSIM, Tabla 8).

De manera general, el análisis de similitud mostró que el lugar (Urías, Teacapán-AB y Huizache-C) y las épocas de lluvia y secas no parecen tener un efecto importante en las diferencias de concentración de cadmio de los individuos en las diferentes especies. Sin embargo, el tejido y el tamaño sí tuvieron una influencia. El músculo y el hígado como se esperaba, presentaron diferencias

significativas importantes, y para poder explicar de manera más certera los resultados, es necesario desglosar las interacciones de los factores de acuerdo a sus concentraciones de hígado y músculo por separado. Para describir de manera detallada las interacciones, se realizó un análisis t de Student en cada especie, comparando los factores (Anexo 4). Para poder realizarlo, fue necesario ajustar los datos a una regresión lineal de mínimos cuadrados. Derivado del análisis “t de Student” se realizó un análisis de “Tukey” (Tabla 9) para poder encontrar dentro de las diferentes variables, las componentes que generan diferencias dentro de los grupos.

Tabla 8. Test ANOSIM para los diferentes factores de los niveles de cadmio de peces analizados.

Factor				R	P (%)
	General			0.016	33.1
Lugar	Huizache-C.	vs	Urías	0.04	24
	Huizache-C.	vs	Teacapán-AB	-0.064	83.3
	Teacapán-AB	vs	Urías	0.052	18.5
Época	Lluvias	vs	secas	-0.044	88.5
Tejido	Hígado	vs	Músculo	0.606	0.1
	General			0.225	0.1
Tamaño	Chicos	vs	Medianos	0.121	8.7
	Chicos	vs	Grandes	0.455	0.1
	Medianos	vs	Grandes	0.135	4.6

Valores significativamente diferentes ($p < 0.1$) son señalados en rojo.

Tabla 9. Concentraciones en µg/g peso seco de cadmio en hígado y músculo, resultado del análisis T-Student por mínimos cuadrados.

HÍGADO								
Sp.	Lugar			Época		Tamaño		
	Hui-C	Tea-AB	Urías	Lluvias	Secas	Grande	Mediano	Chico
<i>C. caninus</i>	1.401± 0.425	3.940± 0.663	1.517± 0.585	2.678± 0.440	1.89± 0.477	0.239± 0.835	2.230± 0.380	4.869± 1.097
<i>C. fuerthii</i>	1.327± 0.329	1.174± 0.294	0.391± 0.426	0.762± 0.330	1.166± 0.311	1.22± 0.22	0.9472± 0.146	0.981± 0.567
<i>C. robalito</i>	0.151± 0.845	4.971± 1.050	1.084± 1.030	2.827± 0.689	1.311± 0.750	2.291± 0.643	1.847± 1.246	*
<i>C. chanos</i>	0.419± 0.140	0.399± 0.1001	0.274± 0.101	0.343± 0.096	0.385± 0.099	0.542± 0.127	0.257± 0.064	0.292± 0.278
<i>C. xanthulus</i>	1.608± 0.376	2.774± 0.564	1.135± 0.532	0.032± 0.099	0.346± 0.087	0.136± 0.554	0.345± 0.362	*
<i>D. peruvianus</i>	1.448± 0.929	1.022± 0.834	1.486± 0.912	1.283± 0.749	1.355± 0.826	1.410± 0.239	1.227± 1.495	*
<i>E. affinis</i>	0.386± 0.271	0.052± 0.288	0.624± 0.281	0.211± 0.299	0.497± 0.225	0.623± 0.469	0.305± 0.106	0.134± 0.608
<i>E. axillaris</i>	0.290± 0.195	1.014± 0.193	0.070± 0.173	0.579± 0.176	0.336± 0.151	0.565± 0.188	0.499± 0.114	0.309± 0.444
<i>M. cephalus</i>	1.948± 0.594	0.896± 0.613	1.485± 0.492	0.812± 0.506	2.073± 0.496	2.109± 0.959	1.187± 0.250	1.032± 1.489
<i>M. curema</i>	2.291± 1.045	0.769± 0.755	2.083± 0.848	1.096± 0.825	2.333± 0.857	1.715± 0.243	1.710± 1.622	*
<i>P. macracanthus</i>	2.464± 0.544	1.409± 0.444	0.667± 0.432	1.248± 0.3411	1.779± 0.423	1.729± 0.551	1.298± 0.557	*
<i>S. seemanii</i>	1.017± 0.703	1.275± 0.738	0.0799± 0.769	0.942± 0.643	0.532± 0.680	0.957± 0.966	1.224± 0.377	1.945± 1.738
MÚSCULO								
Sp.	Lugar			Época		Tamaño		
	Hui-C	Tea-AB	Urías	Lluvias	Secas	Grande	Mediano	Chico
<i>C. caninus</i>	0.022± .0130	0.038± 0.019	0.007± 0.020	0.015± 0.015	0.030± 0.015	0.012± 0.035	0.040± 0.011	0.040± 0.044
<i>C. fuerthii</i>	0.012± 0.005	0.018± 0.004	0.019± 0.007	0.014± 0.004	0.019± 0.005	0.020± 0.008	0.015± 0.002	0.018± 0.008
<i>C. robalito</i>	0.021± 0.013	0.049± 0.012	0.004± 0.015	0.013± 0.009	0.002± 0.010	0.031± 0.006	0.051± 0.016	*
<i>C. chanos</i>	0.010± 0.020	0.024± 0.010	0.016± 0.021	0.020± 0.015	0.013± 0.017	0.009± 0.025	0.043± 0.013	*
<i>C. xanthulus</i>	0.025± 0.003	0.031± 0.013	0.019± 0.019	0.026± 0.006	0.024± 0.004	0.010± 0.001	0.025± 0.009	*
<i>D. peruvianus</i>	0.020± 0.006	0.014± 0.006	0.012± 0.006	0.012± 0.005	0.018± 0.005	0.010± 0.001	0.020± 0.010	*
<i>E. affinis</i>	0.080± 0.026	0.060± 0.024	0.059± 0.032	0.073± 0.029	0.060± 0.023	0.118± 0.048	0.015± 0.010	*
<i>E. axillaris</i>	0.009± 0.009	0.007± 0.007	0.009± 0.007	0.010± 0.007	0.006± 0.006	0.021± 0.008	0.014± 0.005	0.009± 0.020
<i>M. cephalus</i>	0.070± 0.031	0.065± 0.042	0.040± 0.011	0.041± 0.009	0.050± 0.009	0.045± 0.021	0.034± 0.006	0.007± 0.029
<i>M. curema</i>	0.069± 0.138	0.020± 0.103	0.059± 0.131	0.037± 0.122	0.030± 0.118	0.083± 0.027	0.076± 0.233	*
<i>P. macracanthus</i>	0.014± 0.038	0.068± 0.025	0.083± 0.044	0.060± 0.022	0.050± 0.032	0.031± 0.036	0.142± 0.053	*
<i>S. seemanii</i>	0.021± 0.005	0.021± 0.006	0.011± 0.006	0.011± 0.005	0.025± 0.005	0.027± 0.010	0.021± 0.003	0.005± 0.013

*Promedios no calculados por falta de "N". En rojo se señalan diferencias significativas (p<0.05). Se subrayan las concentraciones mayores de cada factor en cada especie

El tamaño de los individuos fue un factor que influyó claramente en algunas especies (*C. robalito*, *M. cephalus*, *P. macracanthus* en el músculo y *C. caninus* en el hígado) ($p < 0.1$). En general las concentraciones más altas las tuvieron los organismos “grandes” (organismos de una misma especie), mientras que las más bajas correspondieron a organismos de tallas “pequeñas”. En el músculo fue más evidente la tendencia de las especies a acumular mayores concentraciones de cadmio a tallas superiores, sin embargo, esta tendencia no fue tan clara en el hígado debido a que muchos organismos acumularon grandes cantidades de cadmio a tallas “medianas”. Solamente algunos organismos “chicos” de *C. caninus* figuraron entre las concentraciones significativamente altas de cadmio en el hígado.

Las concentraciones de cadmio en la época de lluvias y en la época de secas no presentaron diferencias significativas en la mayoría de las especies. Solamente especies como *S. seemanii* en el tejido muscular y *M. curema* y *M. cephalus* en el tejido hepático presentaron diferencias significativas de concentración de cadmio. Sin embargo, aunque no existieron diferencias significativas, la época de secas representó en promedio mayores concentraciones de cadmio en el hígado en ocho especies (α : 1.06 ± 0.87) y tan solo cuatro especies tuvieron las concentraciones más altas en época de lluvias (α : 1.16 ± 0.73). Por otro lado, la acumulación de cadmio en músculo fue más equitativa entre las especies. Seis especies tuvieron mayores concentraciones de cadmio en época de lluvias (α : 0.025 ± 0.02) y la misma cantidad en época de secas (α : 0.02 ± 0.01).

Las concentraciones de cadmio entre sistemas estuarinos (ANOSIM $p > 0.01$), a pesar de no presentar diferencias significativas importantes en general, sí presentaron diferencias entre cada especie; siendo más notorias las tendencias en las concentraciones del hígado. De manera general las tendencias de concentración de cadmio en orden decreciente tanto en músculo como en el hígado estuvieron dadas así: Teacapán-AB > Huizache-C > Urías (hígado: 1.64 ± 0.54 , 1.22 ± 0.54 , 0.94 ± 1.38 ; músculo: 0.03 ± 0.02 , 0.026 ± 0.02 , 0.025 ± 0.02). Son de llamar la atención los promedios de concentración en el músculo y en el

hígado registrados en las especies *C. caninus*, *C. robalito*, *C. chanos*, *C. xanthulus*, debido a que son los más altos de todas las especies.

9.5. Comparación de los niveles de cadmio en la porción comestible de los peces con la normatividad mexicana e internacional

De total de individuos recolectados (502) de las doce especies, solamente un individuo de la especie *Mugil Curema* en el estero de Urías en época de lluvias sobrepasó la normatividad mexicana “NOM -027-SSA1-1993” (0.5 µg/g peso húmedo). Si se remite a normativas más estrictas como la europea (0.05 µg/g peso húmedo) se tiene que 36 individuos pertenecientes a las especies *M. curema* (15), *E. affinis* (5), *M. cephalus* (8) *P. macracanthus* (5) y *C. chanos* (3) sobrepasaron el límite de esta norma (Figura 18). Por otro lado, las concentraciones de cadmio en el hígado de todos los individuos de todas las especies sobrepasaron la concentración de la norma europea y más del 80% (401) sobrepasaron los niveles de la norma mexicana. Por lo que consumir estas especies sin eviscerar puede ser un riesgo para la salud a mediano plazo.

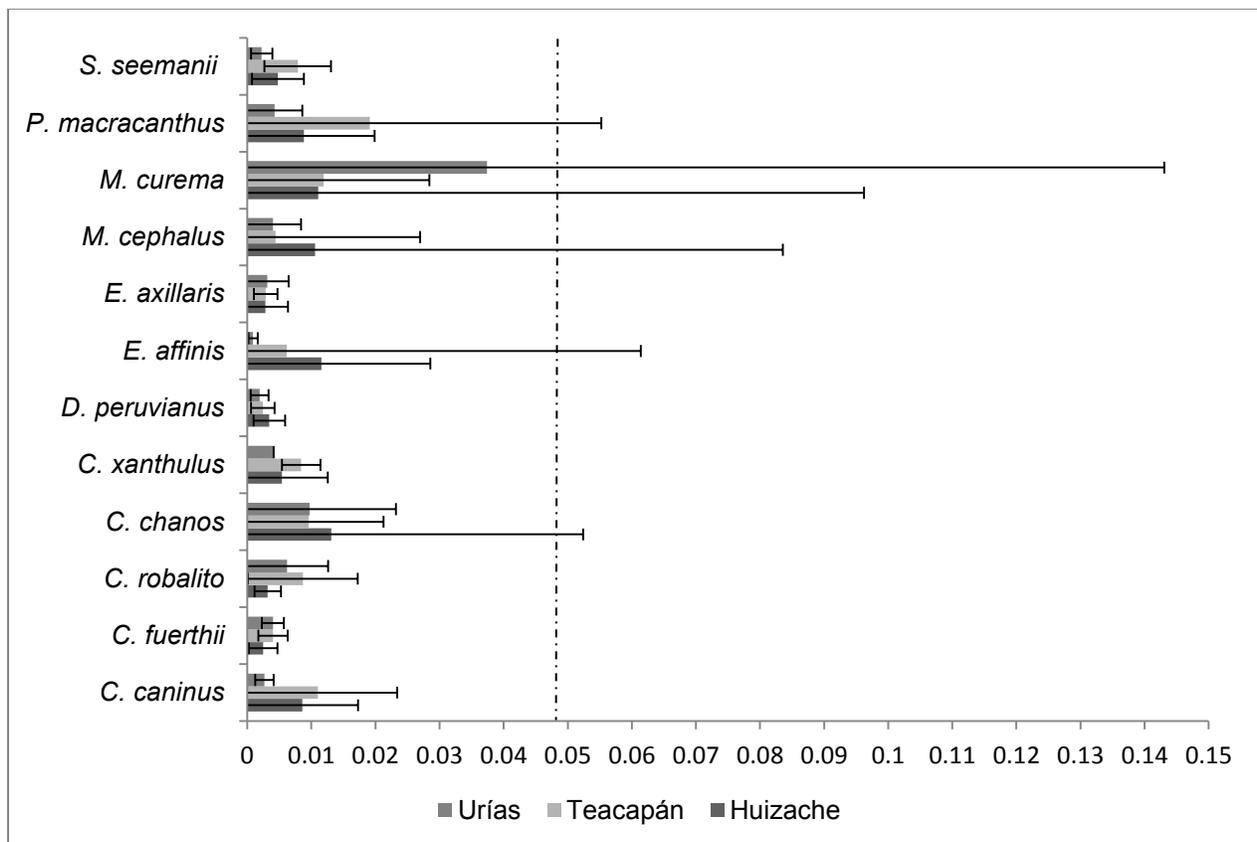


Figura 18. Concentración de cadmio en µg/g de cadmio peso húmedo del músculo de las especies analizadas por ecosistema (la línea punteada representa la normatividad EU).

9.6. Evaluación de riesgo de consumo

La producción de pesquera nacional de México se ubica hasta el año 2013 en 1, 660,475 toneladas (CONAPESCA, 2014), mientras que la población del país en estimados del INEGI en el 2012 ubican en 112, 336, 538 habitantes. Suponiendo que el total de las pesquerías mexicanas sean consumidas localmente traducen una tasa de ingesta diaria (Li) de 0.04 kilogramos.

El cálculo del coeficiente de riesgo para cada especie se realizó asumiendo que la tasa de ingesta diaria de pescado en México es únicamente de la especie en cuestión.

Ningún valor de dosis diaria promedio sobrepasó el valor de referencia sugerido por la ATSDR, (1999) y la FAO (0.001 mg Cd/kg/día), por lo tanto el coeficiente de riesgo en todos los casos no sobrepasó la unidad de tal manera que el consumo de cualquiera de las especies de peces especificadas no representa un riesgo para la población con las características corporales y de ingesta que se especifica en este caso (Tabla 10).

Tabla 10. Resultados del coeficiente de riesgo para cada especie

Sp.	Prom. Max. (µg/kg) Ww	DDP	HQ
<i>C. caninus</i>	0.040	2.46E-05	0.02461538
<i>C. chanos</i>	0.060	3.69E-05	0.03692308
<i>C. fuerthii</i>	0.035	2.15E-05	0.02153846
<i>C. robalito</i>	0.032	1.96E-05	0.01969231
<i>C. xanthulus</i>	0.026	1.60E-05	0.01600000
<i>D. peruvianus</i>	0.046	2.83E-05	0.02830769
<i>E. affinis</i>	0.060	3.69E-05	0.03692308
<i>E. axillaris</i>	0.011	6.76E-06	0.00676923
<i>M. cephalus</i>	0.080	2.46E-05	0.02461538
<i>M. curema</i>	0.100	6.15E-05	0.06150000
<i>P. macracanthus</i>	0.080	4.92E-05	0.04923077
<i>S. seemanii</i>	0.070	4.30E-05	0.04307692

Considerando este escenario con un enfoque no cancerígeno, se necesitan de por lo menos un consumo de 750 gramos diarios de músculo de *M. curema* (especie con mayor concentración) para que su consumo pueda representar un riesgo para la salud.

10. DISCUSIONES

10.1. Niveles de cadmio en los peces de los sistemas algunares estudiados

Todos los individuos estudiados estuvieron expuestos al cadmio, debido a que presentaron concentraciones detectables de este metal en el músculo. La sola presencia de cadmio en el tejido de los organismos revela exposición a este contaminante ya que no desempeña una función real en el organismo de los animales (Sigel *et al.*, 2011) y posee una gran capacidad de bioconcentrarse en varios órganos (Yilmaz, 2009).

El músculo es considerado como un mal indicador de contaminación debido a que concentraciones por debajo del límite de detección puede producir falsos negativos (Dural *et al.*, 2007).

El hígado, branquias y los riñones son considerados como buenos monitores de la contaminación del agua debido a que reflejan las condiciones del ambiente y grandes cantidades de cadmio en el hígado puede ser considerada una señal primaria de contaminación (Heath, 1987; Dural *et al.*, 2007; Schlenk y Benson, 2001). Por eso podemos señalar que las concentraciones de cadmio en hígado de las muestras analizadas reflejan concentraciones equiparables con zonas contaminadas (Vasanthi *et al.*, 2013, Hall *et al.*, 1978).

Existieron pequeñas variaciones en la concentración de cadmio en todos los individuos aunque éstos hayan sido de la misma especie y del mismo sistema estuarino, que se explica debido a diferentes factores como la concentración del metal en el agua, el tiempo de exposición, la salinidad, pH, dureza del agua, temperatura del agua, hábitos alimenticios, sexo, tamaño, muda y/o reproducción y movimientos de los peces, que influyen en mayor o menor medida en la acumulación de cadmio en el tejido (Amundsen *et al.*, 1997; Heath, 1987; Langston, 1990; Bryan y Langston, 1992; Canli y Furness, 1993; Pagenkopf, 1983).

La bioacumulación de cadmio tampoco fue igual en el tejido hepático y muscular de los organismos. Existieron grandes variaciones de concentración en los dos tejidos, siendo las concentraciones de cadmio en el hígado significativamente más altas (R: 0.606, P (%): 0.1) que las de músculo en todas las especies; a una relación promedio de 1 a 25 y hasta 1 a 156 en el caso de especies como *D. peruvianus*. Este es un patrón que se repite en muchos trabajos donde la mayoría reportan relaciones 1:27 a 1:40 (Marcoveccio, 2004; Amundsen *et al.*, 1997; Andres *et al.*, 1999; Dural, 2007; Dural *et al.*, 2007; Vasanthi *et al.*, 2013; Yilmaz, 2009).

La acumulación del cadmio en el hígado de los peces tiene que ver con la ruta metabólica que este sigue desde que es tomado y como consecuencia existen eventualmente tejidos que tienen mayor afinidad al metal que otros (Andres *et al.*, 2000), acumulándose principalmente en aquellos que sean metabólicamente activos como el hígado (Heath, 1987; Hodson, 1988; Hogstrand y Haux, 1991; Langston, 1990; Marafante 1976; Yilmaz, 2009). El músculo por otra parte, no entra en contacto directo con los contaminantes como las branquias, ni es un lugar de desintoxicación de la sangre, por lo tanto no es un sitio activo de acumulación de cadmio (Karadede y Unlu, 2000).

La relación de acumulación del cadmio en el hígado y el músculo de los peces tampoco fue proporcional, como lo reporta Quintero-Álvarez *et al.*, 2012. Los individuos con concentraciones elevadas de cadmio en el hígado no lo reflejaron en el músculo y viceversa (*D. peruvianus*, *E. axillaris* *C. fuertii*, *C. xanthulus*, *S. seemanii*, *C. caninus* acumularon altas cantidades de cadmio en el hígado pero cantidades relativamente bajas en músculo comparado con referencias de literatura: Dural *et al.*, 2007; França *et al.*, 2005; Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008). Estas diferencias de acumulación en el hígado y músculo pudieron deberse a exposiciones agudas de cadmio (Douben, 1989), que favorecen una transferencia mínima a otros tejidos (Viarengo y Nott, 1993)

Caso especial es el de *Chanos chanos* que fue la especie que menor cantidad de cadmio acumuló en hígado y músculo. Sin embargo fue una de las especies que

presentó tres organismos con concentraciones muy altas tanto en músculo como en hígado. Esta tendencia concuerda con lo reportado por Sivaperumal (2007), quien reporta valores bajos de cadmio en hígado y músculo de esta especie pero aclara la presencia de individuos con concentraciones altas de cadmio en el músculo.

Por otro lado, existieron especies como *M. curema* y *M. cephalus* que acumularon altas cantidades de cadmio en hígado y músculo

Andres *et al.*, (1999) relacionan una mayor asimilación del cadmio cuando los peces se alimentan de planta y detritus. Este comportamiento es normal en la lisa (Marcovecchio, J. E., 2004; Waltham *et al.*, 2013; Yilmaz, 2009). La dieta de estas especies suele incluir porcentajes altos de fitoplancton y vegetales. Además los adultos tienen a pastar sedimentos suaves (Eggold y Motta, 1992). Es por eso que las lisas son consideradas como buenos biomonitores (Marcovecchio, 2004; Waltham *et al.*, 2013).

La gran acumulación de cadmio en hígado en las especies *P. macracanthus*, *D. peruvianus* y *C. caninus* pudo deberse a su dieta compuesta en gran medida por moluscos (Fischer *et al.*, 1995; Allen-Gil *et al.*, 1997), los cuáles acumulan y transfieren grandes cantidades de cadmio. Langevoord *et al.* (1995) reportaron que la bioacumulación de cadmio en la especie *Cyprinus carpio* fue más importante cuando su alimentación estaba basada en moluscos (*Chironomus riparius*).

De manera general, las concentraciones de cadmio en los individuos no parecen estar relacionadas con su nivel trófico. Este es un tema muy debatido ya que hay personas que argumentan que si existe biomagnificación del cadmio a través de la cadena trófica (Dietz *et al.*, 1996; Neff, 2002; Dietz *et al.*, 2000; Ruelas-inzunza y Páez-Osuna, 2007), mientras que otros investigadores han encontrado lo contrario (Amiard *et al.*, 1980; Szefer, 1991). Y otros tantos han estipulado que las concentraciones de cadmio están inversamente relacionadas con el nivel trófico

(Amundsen *et al.*, 1997; França *et al.*, 2005) y con el tamaño-peso de los individuos (Canli y Atli, 2003).

El tamaño de los individuos es un factor importante para explicar la acumulación de cadmio en los organismos ($R > 0.1$, $P (\%) > 0.1$). Los individuos de tallas medianas y grandes acumularon más cadmio que los de talla pequeña. Se debe señalar que este efecto no puede generalizarse debido a que la cantidad de individuos “pequeños” no fue equiparable a la de medianos y grandes por que la selectividad de la red de enmalle (entre 2.5 a 3.5 pulgadas) favorece a la captura de individuos de tallas mayores.

Cutshall *et al.* (1977) demostraron que las concentraciones de cadmio en los peces aumentaban cuando el peso de los individuos aumenta; sin embargo, Pentreath (1977) y Westernhagen *et al.* (1978) también hacen referencia a la edad de los individuos como un factor importante de bioacumulación de cadmio en hígado de *Pleuronectes platessa*. De igual manera, Ploetz *et al.* (2007) relacionaron el aumento de talla de *Scomberomorus cavalla* con el aumento de cadmio en el hígado. Raja *et al.* (2009) hacen referencia tanto al tamaño y peso de los individuos como factores que influyen en el aumento del cadmio en los peces.

La época de lluvias y secas aparentemente no fueron un factor determinante en la acumulación diferencial de cadmio en las especies estudiadas, sin embargo observando detalladamente los resultados, podemos darnos cuenta que en general los promedios de concentración de cadmio en hígado de las especies fueron mayores en temporada de secas (*C. fuertii*, *C. chanos*, *C. xanthulus*, *D. peruvianus*, *E. affinis*, *M. cephalus*, *M. curema*, *P. macracanthus*), siendo *M. cephalus* y *M. curema* las únicas dos especies que presentaron diferencias significativas.

Dural *et al.*, 2007 hace referencia a la importancia de la época del año como factor que puede influenciar la acumulación de cadmio en los peces; sugiere que la época de lluvias aumenta la concentración de metales pesados en el agua por el lavado de los campos agrícolas. Sin embargo, esto depende mucho de la

situación geográfica del lugar donde se realiza el estudio, ya que en zonas como el sur de Sinaloa prevalece en época de secas la concentración solutos y contaminantes sobre todo en lagunas semi-cerradas como Huizache-Caimanero (De la Lanza y García-Calderón, 1991). Además las concentraciones más altas de Cd, encontradas durante la época de secas, se relacionan con la presencia de surgencias en la región oriental del Golfo de California, las cuales influyen mediante el intercambio de aguas con las lagunas costeras (Osuna-Marínez, 2012).

No existieron diferencias significativas en la concentración de cadmio en hígado y músculo entre sistemas estuarinos ($R < 0.52$, $P (\%) > 20$), sin embargo los promedios de concentración de cadmio en el hígado reflejan tendencias marcadas entre especies.

Los promedios de mínimos cuadrados señalan diferencias significativas entre los tres sistemas en las especies *C. caninus*, *C. fuertii*, *C. robalito*, *E. affinis*, *E. axillaris*, *M. curema* y *P. macracanthus*. En el caso de *C. caninus*, *C. robalito* y *E. axillaris* las diferencias significativas apuntan a una mayor acumulación de cadmio en el sistema Teacapán. *C. fuertii*, *M. curema* y *P. macracanthus* presentaron concentraciones de cadmio significativamente más altas en Hizache-Caimanero. Las demás especies, aunque no de manera significativa acumularon más cadmio en Huizache-Caimanero (*C. chanos*, *D. peruvianus*, *M. cephalus*) y Teacapán (*C. xanthulus* y *S. semanii*). La única especie que acumuló concentraciones significativamente más altas de cadmio en hígado en Urías fue *E. affinis*.

Estos comportamientos de acumulación de cadmio en organismos de Teacapán y principalmente de Huizache-Caimanero se pueden explicar debido a las condiciones hidrodinámicas y físicas que prevalecen en los tres sitios.

Primero hay que considerar que “per se” Urías es considerado como un sistema contaminado, presentando sedimentos con altos valores de enriquecimiento de cadmio derivado de descargas municipales de aguas negras, la industria naval y la industria alimenticia (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2008). Sin embargo, tasas de reflujo de 5-7 días y salinidades del orden de las 25.8 a las 38.4 partes por mil

(Soto y Páez, 2001; Del Río Chuljak, 2003) ayudan a “lavar” y a depositar (Waeles *et al.*, 2005) respectivamente una gran cantidad de contaminantes del sistema. Los constantes dragados que sufre el canal de navegación, ayudan a reducir la carga de contaminantes de los sedimentos de esta zona y a cambiar las condiciones sedimentarias del sistema.

Todo lo anterior resulta en un perfil decreciente del contenido de cadmio en los sedimentos del estero de Urías; desde la zona alta dominada por manglares, hasta la zona de la boca del canal de navegación, a excepción de ciertos puntos de contaminación focalizados: planta de PEMEX, descargas residuales y las zonas adyacentes al estero de infiernillo (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Harbison, 1986). Sin embargo, hay que aclarar que este sistema representa un mayor riesgo ante algún cambio de condiciones hidrodinámicas.

En Huizache y en Teacapán prevalecen tasas de reflujo mucho más largas 67 y 22.8 días (Ramírez *et al.*, 2012), altas tasas de sedimentación producto de las descargas de los ríos Presidio y Baluarte, así como acumulación sedimentos más finos. Todo esto conjuga una mayor inmovilización de contaminantes.

Particularmente, en el sistema Teacapán existen zonas en las lagunas altas donde las condiciones ambientales experimentan una variación debido a que han sido sujetas a extensivas talas, cambios de uso de suelos para la agricultura y el sector pecuario, descargas de efluentes domésticos y de la camaricultura (CONABIO, 2009). Sin embargo, este es un sistema que en esencia se encuentra menos intervenido que Urías y Huizache-Caimanero, y las condiciones fisicoquímicas son más favorables para que los organismos acumulen menos cadmio.

En el caso de Huizache-Caimanero, la salinidad y el oxígeno disuelto son factores que intervienen en gran medida para explicar el comportamiento del cadmio en este sistema acuático, puesto que es uno de los elementos más activos en procesos donde existen cambios de salinidad, lo cual puede favorecer su solubilidad en el agua (Dai *et al.*, 1995; Waeles *et al.*, 2005; Guieu *et al.*, 1998). Un

bajo potencial redox y una baja salinidad como las registradas en Huizache-Caimanero propician la presencia de formas de cadmio más móviles favoreciendo, su desprendimiento de los sedimentos (Nascimento *et al.*, 2006; Huerta-Díaz y Morse, 1992). En este sistema también ocurre que la labranza, las canalizaciones, la agricultura, los pesticidas y la tala del mangle, los cuales agregan nuevos componentes al suelo que no permiten la recirculación del agua (Ramírez *et al.*, 2012), además de una fuerte actividad minera en tiempos pasados que se mantiene latente hasta estos días (CRM, 1991).

Otro problema que sufren sistemas estuarinos con condiciones menos salobres como Teacapán Agua Brava y Huizache Caimanero es que el gran choque de salinidades que se produce en la barrera de contacto entre los canales que comunican a las lagunas de agua dulce con el agua salada afecta mucho la especiación de los metales y sus efectos de bioacumulación (Cacadori *et al.*, 2000; Fabiano *et al.*, 1994; Wang y Fisher, 1999), al favorecer la producción de ligando orgánicos (Waeles *et al.*, 2005).

El azolvamiento es otro problema natural que enfrentan sistemas de régimen restringido con el mar, debido a la gran afinidad que tienen los metales pesados con los sedimentos finos aumentando su inmovilización. El resultado de este proceso natural es un perfil sedimentario donde la mayor parte del cadmio se encuentra en las capas superiores, mientras que el cadmio más reactivo se encuentra en las capas inferiores por efecto del pH bajo y el bajo potencial redox como resultado del taponeamiento de los sedimentos de la interfase con el agua (Nascimento *et al.*, 2006). Estas condiciones afectan principalmente a los peces bentónicos y peces muy asociados con el fondo.

Todo esto provoca un ambiente propicio para la concentración de cadmio en los sedimentos y por consecuencia en fauna que habita este sistema. Por tal motivo, suena lógico que los organismos de Huizache-Caimanero hayan sido los que acumularon mayores cantidades de cadmio.

Siendo el cadmio un contaminante tóxico para los ecosistemas en general, se ha realizado un gran esfuerzo por comprender su comportamiento en los organismos que los habitan (Amiard *et al.*, 1980). Por tal motivo, existen muchos trabajos que reportan su concentración en peces de sistemas acuáticos.

El músculo normalmente posee concentraciones menores a 0.1 µg/g peso húmedo; mientras que las concentraciones del hígado pueden ser mayores a 24.7 µg/g peso húmedo (Hall *et al.*, 1978). Concentraciones de cadmio en peces (*Serranus cabrilla*) de zonas no contaminadas como el puerto de Bríndisi, Italia se encuentran en el orden de 0.09 µg/g (Giordano *et al.*, 1991).

10.2. Comparación de los niveles de cadmio con los límites máximos permisibles

Los organismos acumularon en el músculo cantidades similares a las reportadas por Ruelas-Inzunza *et al.* (2009) (0.04 a 0.47 µg/g) en diferentes sistemas lagunares de Sinaloa; por Velusamy *et al.* (2014); Sivaperumal, (2007) (0.02 a 0.49 µg/g) en diferentes lugares de la India; por Babji *et al.* (1979) (0.03-0.05 µg/g) en Malasia; por Plaskett y Potter, (1979) (0.04-0.08) en Australia. Todos estos lugares fueron considerados como sitios en “buen estado” por los mismos autores. Por lo que se puede asumir que los sitios analizados en este trabajo se encuentran en estas mismas condiciones.

Cuando las especies que se están manejando son ampliamente consumidas, se deben hacer otro tipo de consideraciones para poder clasificar un sistema estuarino contaminado como en “buen estado” en términos de riesgo para la salud pública. Para este propósito primero, se evaluó la parte comestible de los peces debido a que el consumo de pescado es una ruta de exposición al cadmio con biodisponibilidad del 84.8-93.2% en seres humanos (Ju *et al.*, 2012).

La acumulación puede ocurrir en los tejidos de los animales acuáticos y puede volverse un problema para los mismos peces como también para las personas que los consumen cuando sus concentraciones alcanzan ciertos niveles. La

peligrosidad del cadmio en los seres humanos está relacionada con la poca habilidad que tenemos para excretarlo (Dural *et al.*, 2007).

Para proteger a los consumidores de mariscos, se han generado una serie de normas y límites nacionales e internacionales que nos proporcionan un marco de referencia con el cuál se pueden manejar magnitudes de concentración de cadmio.

En este estudio, solamente un individuo de la especie *M. curema* sobrepasó el límite de la Norma Oficial Mexicana (0.5 µg/g); mientras que 36 individuos de las especies *M. curema*, *E. affinis*, *M. cephalus*, *P. macracanthus*, *C. chanos* han sobrepasado normas más estrictas como la de la Unión Europea, la turca y la china (0.05 µg/g).

Debido a que los niveles de concentración de cadmio en los peces de estos ecosistemas son muy variables, es necesario realizar estudios con una mayor representatividad.

10.3. Índice de peligrosidad por cadmio

Es de reconocer que ningún valor de dosis diaria promedio sobrepasó el valor de referencia sugerido por la ATSDR (1999) y la FAO (2012) (0.001 mg/kg/día), por lo tanto el coeficiente de riesgo en todos los casos no sobrepasó la unidad, de tal manera que el consumo de cualquiera de estas especies de peces no representa un riesgo para la población mexicana.

En orden decreciente de peligrosidad por presencia de cadmio en peces, los organismos se agrupan de la siguiente manera en el estuario de Huizache-Caimanero: *P. macracanthus*, *M. curema*, *M. cephalus*, *C. xanthulus*, *D. peruvianus*, *C. caninus*, *C. fuertii*, *S. seemanii*, *C. chanos*, *E. affinis*, *E. axillaris*, *C. robalito*. En el estuario de Teacapán-Agua Brava los organismos se agrupan así: *P. macracanthus*, *M. cephalus*, *M. curema*, *E. affinis*, *C. robalito*, *C. caninus*, *C. xanthulus*, *C. chanos*, *S. seemanii*, *C. fuertii*, *D. peruvianus*, *E. axillaris*. Por último, en Urías las especies se agrupan así: *P. macracanthus*, *M. curema*, *E. affinis*, *M.*

cephalus, *C. fuerthii*, *C. xanthulus*, *C. chanos*, *D. peruvianus*, *S. semanii*, *E. axillaris*, *C. caninus*, *C. robalito*.

Considerando este escenario, se necesitan de por lo menos un consumo de 750 gr diarios de carne de *M. curema* (especie con mayor concentración) para que su consumo pueda representar un riesgo para la salud. Quintero-Álvarez *et al.* (2012) recomendó el consumo de no más de 178 gr diarios de esta especie en el sistema Santa María La Reforma.

Resultados similares se reportan en otros sistemas estuarinos en Sinaloa (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2008; Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009), por lo que es una entidad que hasta el momento no presenta casos graves de contaminación por cadmio en peces de interés comercial.

Los valores de índice de riesgo y de consumo seguro de peces se deben tomar con reserva en función de factores como: 1) La dieta de la persona en cuestión: esto debido a que no solamente el pescado contiene cadmio y alimentos como la carne de res, la carne de pollo o actividades como tabaquismo pueden aumentar la ingesta diaria de este elemento. 2) Se debe tomar en cuenta que el cadmio no es el único elemento tóxico que existe, por lo tanto al consumir un alimento, se pueden estar ingiriendo cantidades apreciables de otros elementos tóxicos que aumentan el riesgo de manera acumulativa. 3) Los datos de consumo de pescado en México son un promedio nacional calculado en función de la población y la producción pesquera del país; sin embargo, existen entidades donde se consume más pescado que en otras y por lo tanto el índice de riesgo será mayor.

Aunque el hígado no sea parte comestible del pescado, este tejido debe ser monitoreado ya que presenta altas cantidades de cadmio y es usado para la manufactura de alimento para peces y otras especies acuáticas (González-Félix *et al.*, 2009; Quintero-Álvarez *et al.*, 2012).

Se debe mantener la vigilancia de estos sistemas de manera periódica, debido a que existen varios reportes de especies de bivalvos de importancia comercial que

presentan concentraciones muy altas de cadmio (Páez-Osuna *et al.*, 1991; Páez-Osuna *et al.*, 1993; Frías-Espericueta *et al.*, 2008; Frías-Espericueta *et al.*, 2009;).

Es indudable que Sinaloa se encuentra en un punto estratégico donde los humedales reciben naturalmente altas cargas de metales pesados producto de la deposición atmosférica (Ayala-Castañares *et al.*, 1994), la presencia de surgencias (Segovia-Zavala *et al.*, 2004) y la escorrentía de los ríos provenientes de la sierra madre occidental. Adicionalmente la creciente población en la entidad que vive en zonas costeras, así como el cambio de uso de suelo provocan una presión extra sobre los estuarios. Este problema se percibirá de manera más importante en el sistema Teacapán-Agua Brava debido a la realización del Centro Integralmente Planeado, por lo que en un futuro este sitio deberá ser foco de atención.

Es necesario disminuir el aporte de contaminantes provenientes de los ríos que desembocan en estos estuarios; caso especial es el de los Ríos Presidio y Baluarte que desembocan en Huizache-Caimanero ya que contienen jales mineros enriquecidos con metales pesado producto de los constantes accidentes (Van Der Heiden y Plascencia, 2006; CAMIMEX, 2010; Frías-Espericueta *et al.*, 2010). Tan sólo en 2014 se registró la ruptura de la represa minera “Dos señores” descargando diesmil ochocientas toneladas de material tóxico al río Baluarte (Valdez, 2014), siendo sólo un ejemplo de múltiples accidentes en los últimos años.

Es necesario agilizar el cambio de uso de combustóleo implementado en la planta termoeléctrica José Aceves Pozos, ubicada en el Estero de La Sirena, perteneciente al Estuario de Urías por gas natural de acuerdo a lo planeado con el proyecto “gasoducto el Oro-Mazatlán” lo cual disminuirá de manera significativa los efluentes de contaminantes que se descargan en la zona.

En los tres sistemas es necesario regular la cantidad de fertilizantes que se usan para el cultivo de hortalizas y las descargas domésticas e industriales de aguas negras ya que se han detectado importantes aportes de metales pesados por estas vías, además que el aumento de la materia orgánica provoca una mayor

demanda de oxígeno y por lo tanto una disminución del pH de los sedimentos que se traduce en la reincorporación de el cadmio inmovilizado, sobre todo en los sistemas donde abundan los manglares (Nascimento *et al.*, 2006; Wood *et al.*, 2012).

11. CONCLUSIONES

Las concentraciones de cadmio en el hígado de los organismos fueron mayores que en el músculo debido a que el tejido hepático es metabólicamente activo y se encarga junto con los riñones de la formación de metalotioleínas que sirven para la regulación de los metales que entran en el organismo de los peces y el estrés oxidativo producto de la entrada de radicales oxidantes.

Las especies *M. curema* y *M. cephalus* presentaron las mayores concentraciones de cadmio en músculo debido a su hábitos alimenticios detritívoros y a su estrecha relación con los sedimentos del fondo enriquecidos con cadmio.

Las especies *C. robalito*, *C. caninus*, *C. xanthulus* presentaron las concentraciones más altas de cadmio en hígado debido a que son especies de nivel trófico más alto que las demás de este estudio, sin embargo sus mecanismos de asimilación de cadmio han actuado para concentrar este contaminante solamente en el tejido hepático y transfiriendo pocas cantidades de este contaminante al tejido muscular.

La época de lluvias y la época de secas no presentaron diferencias significativas de concentración de cadmio entre los individuos, probablemente porque el efecto de la dilución y concentración del cadmio respectivamente no es tan marcado.

Los individuos del sistema Urías presentaron menores concentraciones de cadmio en músculo e hígado que los individuos de los sistemas Huizache y Teacapán (los cuáles presentaron concentraciones parecidas) probablemente por el efecto de los dragados de sedimentos contaminados de este sistema y los tiempos de recambio tan rápidos que ayudan a disminuir la concentración del cadmio presente en la columna de agua.

Las concentraciones de cadmio en los peces fueron equiparables con intervalos encontrados en sistemas contaminados clasificados como “en buen estado” por lo cual se cree los ecosistemas estudiados presentan las mismas características.

Aunque, para el caso particular de Urías, esto se debe a las altas tasas de recambio, ya que es un sistema muy contaminado.

Ningún valor de dosis diaria promedio sobrepasó el valor de referencia sugerido por la ATSDR, (1999) y la FAO (0.001 mg Cd/kg/día), por lo tanto el coeficiente de riesgo en todos los casos no sobrepasó la unidad de tal manera que el consumo de cualquiera de las especies de peces especificadas no representa un riesgo para personas con las características corporales y de ingesta de peces como la de la población mexicana. Se necesita el consumo de por lo menos 750 gramos diarios de músculo de *M. curema* (especie con mayor concentración) para que su consumo pueda representar un riesgo para la salud. Estos datos deben ser tomados con reserva debido a que el coeficiente de riesgo puede variar en función de: la dieta de las personas, a la acumulación de otros contaminantes y las zonas de México donde el consumo de pescado sea más importante.

12. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdi, H. 2003. Multivariate analysis. In M. Lewis-Beck, A. Bryman, T. Futing (Eds): Encyclopedia for research methods for the social sciences. Thousand Oaks (CA): Sage.
- Abdolahpur, F., Safahieh, A., Savari, A., Taghi, M., Doraghi, A. 2013. The Relationship Between Heavy Metal (Cd, Co, Cu, Ni and Pb) Levels and the Size of Benthic, Benthopelagic and Pelagic Fish Species. Persian Gulf. Bull Environ Contam Toxicol. 90(6): 691-6.
- Agency for Toxic Substances & Disease Register (ATSDR). 2014. Support document to the 2013 priority list of hazardous substances that will be the subject or toxicological profiles on line: <http://www.atsdr.cdc.gov/spl/>.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).1999. Public health statement for cadmium.<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs5.html>.
- Allen-Gil, S. M., Gubala, C. P., Landers, D. H., Lasorsa, B. K., Crecelius, E. A., Curtis, L. R. 1997. Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in US Arctic lakes. Environ. Toxicol. Chem. 16(4):733-741 pp.
- Alongi, D. M. 1998. Coastal ecosystem processes. Boca Raton, Florida: CRC Press. 436 pp.
- Alonso-Pérez, F., Ruiz-Luna, A., Turner, J., Berlanga-Robles, C. A., Mitchelson-Jacob, M. G. 2003. Land cover changes in The Ceuta coastal lagoon system, Sinaloa, Mexico: assessing the effect of the establishment of shrimp aquaculture. Ocean and Coastal Management 46: 583-600 pp.

- Álvarez-Cadena, J., Aquino, M., Millán, F., Torres, F. 1983. Composición y abundancia de larvas de peces en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Parte I Agua Dulce 1978. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. Volumen 11. 163-180 pp.
- Álvarez-Cadena, J., Cortés-Altamirano, R., Mussot-Pérez, G. 1988. Composición y abundancia de las larvas de peces en el sistema lagunar Huizache-Caimanero. Parte II Tapo Botadero. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
- Álvarez-Rubio, B., Amezcua-Linares, F., Álvarez-Rubio, M. 1990. Análisis de la diversidad, amplitud y traslape del nicho en la comunidad de peces del sistema Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
- Álvarez-Rubio, M., Amezcua-Linares, F., Yáñez-Arancibia, A. 1984. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología; 13. 185-242 pp.
- Al-Yousuf M., El-Shahawi M., Al-Ghais S. 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *Sci. Total Environ.* Volume 256. 87–94 pp.
- Amezcua-Linares, F. 1972. Tesis Profesional. Aportación al conocimiento de los peces del sistema de Agua Brava, Nayarit. Fac. Ciencias. Univ. Nal. Autón. México. 209 pp.
- Amezcua-Linares, F. 2008. Peces Demersales Del Pacífico de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México D.F.

- Amiard, J. C., Amiard-Triquet, C., Metayer, C., Marchand, J., Ferre, R. 1980. Study on the transfer of Cd, Pb, Cu and Zn in neritic and estuarine trophic chains. I. The inner estuary of the Loire (France) in the summer of 1978. *Water Research*, 14. Doi:10.1016/0043-1354(80)90125-6. 665–673 pp.
- Amundsen, P.A., Staldivik, F. J., Iukin, A.A., Kashulin, N.A., Popova, O.A., Reshetnikov, Y.S. 1997. Heavy metals contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *Sci. Total Environ.*, 201: 211-224 pp.
- Andres, S., Baudrimont, M., Lapaquellerie, Y. 1999. Field transplantation of the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* along a polymetallic contamination gradient River Lot, France. Part I: Geochemical characteristics of the sampling sites and cadmium and zinc bioaccumulation kinetics. *Environ. Toxicol. Chem.* 18 (11). 2462-2471 pp.
- Andres, S., Ribeyre, J. N., Boudou, A. 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*, 48, doi: 10.1016/S0048-9697(99)00477-5. 11–25 pp.
- Arreguín-Sánchez, F. 2006. Pesquerías de México. In: Guzmán-Amaya, P, Fuentes-Castellanos D (eds.). Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa, México, D. F., 415 pp. Pesca, acuacultura e investigación en México. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria, Cámara de Diputados LIX Legislatura/Congreso de la Unión, México, 13–36 pp.
- Arriaga, L., Aguilar, V., Alcocer, J. 2002. Río Baluarte – Marismas Nacionales. En: Arriaga, L.; V. Aguilar y J. Alcocer. 2002. "Aguas continentales y

diversidad biológica de México". Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Arriaga-Cabrera, L., Vázquez-Domínguez, E., González-Cano, J.; Jiménez-Rosenberg, R., Muñoz López, E., Aguilar Sierra, V. 1998. Marismas Nacionales. En: Arriaga Cabrera, L.; E. Vázquez Domínguez; J. González Cano; R. Jiménez Rosenberg; E. Muñoz López; Aguilar-Sierra, V. 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.

Ashraf, W., Seddigi, Z., Abulkibash, A., Khalid, M. 2006. Levels of selected metals in canned fish consumed in Kingdom of Saudi Arabia. *Environ. Monit. Assess.* 117, 271–279 pp.

Ayala-Castañares, A., Gutiérrez-Estrada, M., Galaviz-Solís, A., Malpica-Cruz, V.M. 1994. Geología marina del sistema lagunar Altata-Pabellones, Sinaloa, México. *An. Inst. Cien. Mar Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México*, 21 (1-2): 129-147.

Baba, H., Tsuneyama, K., Kumada, T., Aoshima, K., Imura, J. 2014. Histopathological analysis for osteomalacia and tubulopathy in itai-itai disease. *Journal of Toxicological Sciences*. Vol. 39, Issue 1, 91-96 pp.

Bebbington, G.N., Mackay, N.J., Chvojka, R., Williams, R.J., Dunn, A., Auty, E.H. 1977. Heavy metals, selenium and arsenic in nine species of Australian commercial fish. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 28, 277–286 pp.

Berlanga, C. A. 1999. Evaluación de las condiciones actuales y del cambio en los paisajes de humedales de la costa sur de Sinaloa, México: una

aproximación con el uso de datos proveniente de sensores remotos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. 111 pp.

Berlanga, R. C. A. 2006. Caracterización de los paisajes costeros de Sinaloa y norte de Nayarit, México a través del análisis de los patrones de cobertura del terreno. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 203 pp.

Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A. 2006. Evaluación de los cambios en el paisaje del sistema estuarino de San Blas, Nayarit, México por medio del análisis de imágenes de satélite Landsat MSS. *Revista Ciencias Marinas* 32(3): 523-538 pp.

Berlanga-Robles, C. A., Ruiz-Luna, A. 2002. Land use and mapping and change detection in the coastal zone of northwest Mexico using remote sensing techniques. *Journal Coastal Research* 18(3): 514-522 pp.

Bernahard, F. E., Brinckman P. J. 1986. *Sadler The importance of Chemical Speciation in Environmental Process*, Spriger Verlag, Berlín.

Blake, B., Bowers, A., Naylor, E. 1980. Ecology and penaeus fishery of a coastal lagoon system in W Mexico. Report on the University of Liverpool/National Autonomous University of Mexico. Lagoon Research Project 1973-1979. 99 pp.

Blindauer, C. A., Schmid, R. 2010. Cytosolic metal handling in plants: determinants for zinc specificity in metal transporters and metallothioneins. *Metallomics*. Volume 2. 510–529 pp.

- Bojórquez-Leyva, A. 2002. Crecimiento, productividad y estructura forestal de manglares en un ecosistema lagunar eutrofizado (estero de Urías) y en estanques experimentales. Tesis de Maestría Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Unidad Académica Mazatlán. UNAM.
- Borrok, D., Fein, J. B., Kulpa, C. F. 2004. Proton and Cd adsorption onto natural bacterial consortia: testing universal adsorption behavior. *Geochim. Cosmochim. Acta* 68, 3231–3238 pp.
- Boynton, W., Kemp, W., Keefe, C. 1982. A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. In: V.S. Kennedy (Ed.), *Estuarine Comparisons*. Academic Press. 69–90 pp.
- Bryan, G. W. y Langston, W. J. 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ Pollut.* 1992;76(2):89-131 pp.
- Burger, J., Fossi, C., McClellan-Green, P., Orlando, E.F., 2007b. Methodologies, bioindicators, and biomarkers for assessing gender-related differences in wildlife exposed to environmental chemicals. *Environ. Res.* 104, 135–152 pp.
- Burger, J., Gochfeld, M., Jeitner, C., Burke, S., Stamm, T. 2007a. Metal levels in flathead sole (*Hippoglossoides selassodon*) and great sculpin (*Myoxocephalus polyacanthocephalus*) from Adak Island, Alaska: Potential risk to predators and fisherman. *Environ. Res.* 103, 62–69 pp.
- Cacadori, I., Vale, C., Catarino, F. 2000. Seasonal variation of Zn, Pb, Cu and Zn concentrations in the root-sediment system of *Spartina maritima* and

Halimione portulacoides from tagus estuary salt marshes. Marine Environmental Research, 49–3, 279–290 pp.

CAMIMEX. 2010. Cámara Minera de México. Estadísticas. Informe anual 2010. <http://camimex.org.mx/publicaciones/info2010.pdf>

CAMIMEX. 2013. Cámara Minera de México. Estadísticas. Informe anual 2013. <https://www.camimex.org.mx/files/8614/0544/1697/5estadisticas.pdf>

Campbell, P. G. C. 1995. Interactions between trace metals and organisms: critique of the freeion activity model. In: Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley and Sons, Chichester. Tessier A. y Turner, D. eds.), 45–102 pp.

Canli, M., Atli G. 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. Environ Pollut. Volume 121. 129–136 pp.

Canli, M., 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*. Mar. Environ. Res. 36, 217–236 pp.

CAPSA Corporativo consultora ambiental. 2012. Caracterización ambiental y estudios especializados de calidad ambiental para el proyecto de ampliación y modernización del puerto de Mazatlán Sinaloa. Coordinación de proyectos estratégicos del gobierno del estado de Sinaloa.

Cárdenas-Guzmán, G. 2015. Tesoro ecológico en riesgo. Los manglares de Marismas Nacionales. Universidad Nacional Autónoma de México.

<http://www.comoves.unam.mx/numeros/articulo/156/tesoro-ecologico-en-riesgo-los-manglares-de-marismas-nacionales>

Castro-González, M., Méndez-Armenta, M. 2008. Heavy metals: implications associated to fish consumption. *Environ Toxicol Pharmacol*. Volume 26. 263–271 pp.

California Academy of Science – CAS. 2015. Catalog of Fishes: IBSS (Research), Ichthyology. Online version 7 Enero 2015.

<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>

CCME. 1999. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Appendix XXI. Canadian Water Quality Guidelines: Updates (May 1996) Cadmium. In: Canadian Environmental Quality Guidelines 1999. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment. 1397–1411 pp.

Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria (CEDRSSA). 2006. Pesca, acuacultura e investigación en México. Cámara de diputados (comisión de pesca). Primera edición. Méxsoico.

Chapa-Saldaña, H. R. y Soto-López, R. 1967. Resultados preliminares del estudio ecológico y pesquero de las lagunas litorales del sur de Sinaloa, México. In: *Lagunas costeras un simposio*. Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras, Ayala-Castañares, A. y F. B. Phleger (Eds.). UNAM-UNESCO, 1969. 653-670. Nov. 28-30 pp.

Chittrarasu, P., Ali, A. J., Babuthangadurai, T. 2013. Study on the bioaccumulation of heavy metals in commercially valuable and edible marine species of ennore creek, south india. *Int. J. Pharm. Bio. Sci.* 4(2):1063 – 1069 pp.

- Chrostowski, P. C. 1994. Exposure assessment principles. In: Patrick DR (ed) Toxic Air Pollution Handbook. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Cifuentes-Lemus J.L., Gaxiola-López, J. (Eds). 2002. Atlas de la Biodiversidad de Sinaloa, El Colegio de Sinaloa, Culiacán, 21–24 pp.
- Clarke K. R. , Warwick R. M. 1994. Similarity-based testing for community pattern: the 2-way layout with no replication. *Mar Biol* 118, [144]. 167-176 pp.
- Cogun, H.Y., Yuzereroglu, T.A., Firat, O., Gok, G., Kargin, F. 2006. Metal concentrations in fish species from the northeast Mediterranean Sea. *Environ. Monit. Assess.* 121, 431–438 pp.
- Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura (CONAPESCA). 2014. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca. Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2013. Mazatlán, Sinaloa., Méx. 295 pp.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2009. Sitios de manglar con relevancia biológica y necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México, D.F.
- Comité Consultivo Nacional de Normalización de Regulación y Fomento Sanitario. 1994. NORMA Oficial Mexicana NOM-027-SSA1-1993, Bienes y servicios. Productos de la pesca. Pescados frescos-refrigerados y congelados. Especificaciones sanitarias. México, DF.
- Commission Regulation (EC). 2008. Setting maximum levels for certain contaminants in Foodstuffs. The commission of the European Communities. Bruseels, EEA. 629 pp.

CONAGUA. 2012. Subdirección General de Programación. Elaborado a partir de RAMSAR. Ramsar Sites Database.

CONANP. Sitios RAMSAR. <http://ramsar.conanp.gob.mx/sitios.php> (consultado el 17/05/2012).

Conservación de los Ecosistemas Costeros Críticos en México. Voces de mujeres en la costa: Compartiendo metas para el manejo de humedales costeros. Minuta del taller realizado en la Universidad Autónoma de Sinaloa, Sinaloa, México (3 al 4 de julio de 2003).

Contreras-Espinosa, F. 1993. Ecosistemas costeros Mexicanos. UAM-CONABIO. México, D.F. 415 pp.

COPEI Ingeniería S.A. de C.V. 2009. Estudio geo hidrológico para el Centro Integralmente Planeado de Costa del Pacífico en la Zona Sur del estado de Sinaloa, para FONATUR: CPPH-0802/09-S-01.

CRM (Consejo de Recursos Minerales). 1991. Monografía geológico-mineral del estado de Sinaloa. Consejo de Recursos Minerales; 159 pp.

Croteau, M. N., Luoma, S. N., Stewart, A. R. 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnifications in nature. *Limnol. Oceanogr.* 50, 1511–1519 pp.

Curry, J. R., Emmel, E. J. E., Cramton, P. J. S. 1969. Holocene History of a strand plain, lagoonal coast. Nayarit, México: 63-100. In: *Lagunas costeras un Simposio, Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras*. Ayala-Castafiares, A y F. B. Phleger (Eds.) UNAM-UNESCO, 1969. 631 pp.

- Cutshall, N.H., Naidu, J.R., Percy, W.G. 1977. Zinc-65 specific activities in the migratory Pacific hake, *Merluccius productus*. *Mar. Biol.* 40, 75–80 pp.
- Dai, M., Martin, J.M., Cauwet, G. 1995. The significant role of colloids in the transport and transformation of organic carbon and associated trace metals (Cd, Cu and Ni) in the Rhone delta (France). *Marine Chemistry*, 51, 159–175 pp.
- Dalman, O., Demirak, A., Balci, A. 2006. Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the Southeastern Aegean Sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. *Food Chem.* Volume 95. 157–162 pp.
- De la Fuente, G. y Carrera, E., 2005. Cambio de uso del suelo en la zona costera del estado de Sinaloa. Ducks unlimited de México, A.C.
- De la Lanza-Espino, E. G., Sánchez S. N., Sorani, V., Bojórquez, T. J. L. 1996. Características geológicas, hidrológicas y del manglar en la planicie costera de Nayarit, México. *Boletín Investigaciones Geográficas* 32: 33-54 pp.
- De la Lanza-Espino, E. G. y Cáceres-Martínez, C. (eds). 1994. *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. UNAM-UABCS. 525 pp.
- De la lanza-Espino, E. G. y García-Calderón, J.L. 1991. Sistema Lagunar Huizache Y Caimanero, Sin. Un estudio socio ambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiología*, Vol. 1(1).1-35 pp.
- De, T., De, M., Das, S., Ray, R. 2010. Level of Heavy Metals in Some Edible Marine Fishes of Mangrove Dominated Tropical Estuarine Areas of Hooghly River, North East Coast of Bay of Bengal, India. *Bull Environ. Contam.*

Toxicol. Volume 85. 385–390 pp.

Del Río Chuljak, A. 2003. Concentración y aporte de nutrientes en el Estero de Urías (Puerto de Mazatlán): tiempo de residencia y variabilidad estacional. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 64 pp.

Del Valle-Lucero, I. 1989. Estrategia de producción y explotación en una laguna costera de México. Memoria para aspirar al grado de Doctor en Ciencias del Mar. Universidad Politécnica de Cataluña.

Di Toro, D. M., Allen, H., Bergman, H., Meyer, J., Paquin, P., and Santore, R. 2001. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals: I. Technical basis. Environ. Toxicol. Chem. 20. 2383–2396 pp.

Dietz, R., Riget, F., Cleeman, M., Aarkrog, A., Johansen, P., Hansen, J. C. 2000. Comparison of contaminants from different trophic levels and ecosystems. The Science of the Total Environment, 245. doi: 10.1016/S0048-9697(99)00447-7. 221-231 pp.

Dietz, R., Riget, F., Johansen, P. 1996. Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. Science of Total Environment 186, 67–93 pp.

Douben, P.E. 1989. Lead and cadmium in stone loach (*Noemacheilus barbatulus* L.) from three rivers in Derbyshire. Ecotox. Environ. Safe. 18, 35–58 pp.

Dural, M., Göksu, M. Z. L., Özak, A. A. 2007. Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. Food Chemistry. Volume 102. 415–421 pp.

- Dural, M., Goksu, M.Z.L., Ozak, A.K., Derici, B. 2006. Bioaccumulation of some heavy metals in different tissues of *Dicentrarchus labrax* L, 1758, *Sparus aurata* L. 1758 and *Mugil cephalus* L. 1758 from the Camlik lagoon of the eastern coast of Mediterranean (Turkey). *Environ. Monit. Assess.* Volume 118. 65–74 pp.
- Eggold, B.T., Motta, P.J. 1992. Ontogenetic dietary shifts and morphological correlates in striped mullet, *Mugil cephalus*. *Environ. Biol. Fishes* 34:139–158 pp.
- Eisler, R. 2009. *Compendium of Trace Metals and Marine Biota. Volume 2: Vertebrates.* Elsevier, Amsterdam. 500 pp.
- Espino-Barr, E. y Cruz-Romero, M. 2006. Aspectos generales de la pesca ribereña en el Pacífico Mexicano. In: Guzmán-Amaya P, Fuentes-Castellanos D (eds.) *Pesca, acuicultura e investigación en México.* Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria-Cámara de Diputados LIX Legislatura/Congreso de la Unión, Mexico, 37–47 pp.
- Fabiano, M., Danovaro, R., Magi, E., Mazzucotelli, A. 1994. Effects of heavy metals on benthic bacteria in coastal marine sediments: a field study. *Marine Pollution Bulletin*, 28–1, 18–23 pp.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2012. *El estado mundial de la pesca y la acuicultura* Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. Roma. ISBN 978-92-5-307225-5.
- Flores, C., Araiza, I., Benítez, D. 1993. Ecología de los humedales costeros del sur de Sinaloa. *Bol. Humedales Costeros de México* 1 (2): 8pp.

Flores-Verdugo, F. J., González-Farías, F., Blasco-Correa, M., Nunez-Pastén, A. 1997. The Teacapán-Agua Brava Marismas mangrove ecosystem, Pacific coast of Mexico: an ecological and anthropogenic activity profile. En: Kjerfve B, Lacerda LD, Diop ES (eds) Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa. UNESCO, Paris. 35-46 pp.

Flores-Verdugo, F., Escobar-Briones, E., Bojórquez, L. 1992. Manejo y distribución de los manglares y ecosistemas lagunares-estuarinos de las costas de Nayarit y Sinaloa. La interacción de la actividad acuícola con el ecosistema costero. Proyecto de ordenamiento acuícola-ecológico de las costas de Nayarit y Sinaloa. Informe Técnico. OEA- SEDUE. México, D. F. 350 pp.

Förstner, O. 1981. Metal pollution in the aquatic environment., 2nd. Ed., Springer-Verlag, pp. 486.

França, S., Vinadre, C., Caçador, I., Cabral, H. N. 2005. Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal). Baseline, Marine Pollution Bulletin 50. 993–1018 pp.

Frías-Espéricueta, M. G., Osuna-López J. I., Jiménez-Vega, M. A., Castillo-Bueso, D., Muy-Rangel, M. D., Rubio-Carrasco W., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G., Voltolina D. 2011. Cadmium, copper, lead, and zinc in *Mugil cephalus* from seven coastal lagoons of NW Mexico. Springer science. Environ Monit Assess. 182:133–139 pp.

Frías-Espéricueta, M. G., Osuna-López, J. I., Bañuelos-Vargas, I., López-López, G., Muy-Rangel, M.D., Izaguirre-Fierro, G., Rubio-Carrasco, W., Meza-Guerrero, X., Voltolina, D. 2009. Cadmium, copper, lead and zinc content of

the mangrove oyster *Crassostrea corteziensis* of seven coastal lagoons of NW Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 83: 595-599 pp.

Frías-Espéricueta, M. G., Osuna-López, J. I., Izaguirre-Fierro, G., Aguilar-Juárez, M., Voltolina, D. 2010. Cadmio y plomo en organismos de importancia comercial de la zona costera de Sinaloa, México: 20 años de estudios. Oceánides. Volume 25. 27–39 pp.

Frías-Espéricueta, M.G., Osuna-López, J.I., Voltolina, D., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G., Muy-Rangel, M.D. 2008. The metal content of bivalve molluscs of a coastal lagoon of NW Mexico. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 80: 90-92 pp.

Galindo-Reyes, J. G., Guerrero-Ibarra, M. A., Villagrana, G., Quesada-Urenda, G., Angulo-Escalante, S. 2001. Contaminación por plaguicidas en agua, sedimentos, camarón y almeja, de dos ecosistemas de Sinaloa, México. Trop. I Ecol. 33(2): 172-180 pp.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Instituto de Geología. UNAM. 264 pp.

García, C. R. R. 2006. Análisis de la cobertura y usos del terreno en la región costera norte del Estado de Nayarit utilizando técnicas de percepción remota y sistemas de información geográfica. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 83 pp.

Giordano, R., Arata, P., Ciaralli, L., Rinaldi, S., Giani, M., Cicero, A. M., Costantini, S. 1991. Heavy metals in mussels and fish from Italian coastal waters. Marine Pollution Bulletin. Volume 22. Issue 1. 10–14 pp.

Gobierno del Estado de Sinaloa. 1991. Plan Estatal de Ordenamiento Ecológico. Secretaría de Desarrollo Social y Sustentable.

González-Félix, M.L., Pérez-Velázquez, M., Quintero-Álvarez, J.M. 2009. Effects of various dietary levels of docosahexanoic and arachidonic acids and different level of n-3/n-6 ratios on biological performance of Pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* raised in low salinity. J World Aquac Soc 40:194–206 pp.

González-Mendoza, D., Ceja-Moreno, V., Gold-Bouchot, G., Escobedo-GraciaMedrano, R., DelRio, M., Valdéz-Lozano, D., Zapata-Pérez, O. 2007. The influence of radical architecture on cadmium bioaccumulation in the black mangrove, *Avicennia germinans* L. Chemosphere. Volume 67. 330–334 pp.

Green-Ruiz, C. R. y Páez-Osuna, F. 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). Environmental International. Volume 26. 265-273 pp.

Greig, R.A., Wenzloff, D.R., Adams, A., Nelson, B., Shelpuk, C. 1977. Trace metals in organisms from ocean disposal sites of the middle eastern United States. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6, 395–409 pp.

Guieu, C., Martin, J.M., Tankere, S. P. C., Mousty, F., Trinchemni, P., Bazot, M., y Dai, M. R. 1998. On trace metal geochemistry in the Danube River and western Black Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 47(4), 471–485 pp.

- Haddon, M. 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman y Hall. Washington, D.C. 406 pp.
- Hall, R. A., Zook, E.G., Meaburn, G.M. 1978. National Marine Fisheries Service survey of trace elements in the fishery resource. U.S. Dept. Commerce NOAA Tech. Rep., NMFS SSRF-721. 1–313 pp.
- Harbison, P. 1986. Mangrove muds a sink and source for trace metals. Marine Pollution Bulletin 17, 246–250 pp.
- Heath, A.G. 1987. Water Pollution and Fish Physiology. CRC press, Florida, USA.
- Hernández-Solís, P. A. 2010. Análisis de la contaminación estrogénica y sus efectos en la fisiología reproductiva de la lisa blanca *Mugil curema* en tres sistemas estuarinos de Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. 68 pp.
- Hodgson, N. 2013. Software JMP 11.2.0. Statistical Discovery From SAS. 32 bits. SAS institute. www.jmp.com.
- Hodson, P. V. 1988. The effect of metal metabolism on uptake disposition and toxicity in fish. Aquatic Toxicology, 11, 3–18 pp.
- Hogstrand, C., Haux, C. 1991. Binding and detoxification of heavy metals in lower vertebrates with reference to metallothionein. Comp. Biochem. Physiol. 100c (1/2), 137–141 pp.
- Huerta-Diaz, M. A. y Morse, J. W. 1992. Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta 56, 2681–2702 pp.

INE-INEGI. 2000. Sustainable development Indicators. Semarnap. 173 pp.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2000. Tabulados Básicos Nacionales. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. Censo. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2011. "México en cifras". Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=25>

Instituto Sinaloense de Acuicultura y Pesca (ISAPESCA), 2013. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca del Estado de Sinaloa. Catálogo de Recursos Acuáticos de Importancia Económica de Sinaloa, Culiacán de Rosales, Sin., Méx., 90 pp.

IPCS. 1992. Environmental Health Criteria 134: Cadmium. WHO, Geneva.

Ju, Y. R., Chen, W. Y., Liao, C. M. 2012. Assessing human exposure risk to cadmium through inhalation and seafood consumption. Journal of Hazardous Materials. 227– 228; 353– 361 pp.

Karadede, H. y Unlu, E. 2000. Concentrations of some heavy metals in water, sediment and fish species from The Ataturk Dam Lake (Euphrates), Turkey Chemosphere, 41, 1371–1376 pp.

- Keatley, B. E., Douglas, M. S. V., Blais, J. M., Mallory, M. L., and Smol, J. P. 2008. Impacts of seabird-derived nutrients on water quality and diatom assemblages from Cape Vera, Devon Island, Canadian high Arctic. *Hydrobiology* 621, 191–205 pp.
- Kito, H., Ose, Y., Sato, T. 1986. Cadmium-binding protein (metallothioneins) in carp. *Environmental Health Perspectives*, 65: 117-124 pp.
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R.P., Bustamante, P. 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the western Indian Ocean. *Environ. Pollut.* 146, 548–566 pp.
- Kovacs, J. M., Blanco-Correa, M., Flores-Verdugo, F. 2001. A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of Mexican Pacific. *Journal of Coastal Research* 17(1): 30-37 pp.
- La Dou, J. 1999. *Medicina Laboral y Ambiental*. 2^a. Edición. México: Ed. El Manual Moderno.
- Landis, W.G. y Yu, M.H. 1999. *Introduction to environmental toxicology*. Lewis Publishers, New York. 390 pp.
- Langevoord, M., Kraak, M., Kraal, M., Davids, C. 1995. Importance of prey choice for Cd uptake by carp *Cyprinus carpio*. fingerlings. *J N Am Benthol Soc*, 14:423-429 pp.
- Langston, W. J. 1990. Toxic effects of metals and incidence of marine ecosystem. In R. W. Furness y P. S. Rainbow (Eds.), *Heavy metals in the marine environment*. New York: CRC Press. 256 pp.

- Lankford, R. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. In M. Wiley (ed.) Estuarine Processes. Academic, New York. 182-215 pp.
- Leatherland, T.M., Burton, J.D. 1974. The occurrence of some trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent region. J. Mar. Biol. Assoc. UK 54, 457–468 pp.
- Lehninger, A. L. 1982. Principles of biochemistry. Worth Publishers, Inc. New York. 1011 pp.
- Marafante, E. 1976. Binding of mercury and zinc to cadmium binding protein in liver and kidney of gold fish. *Experienta*, 32,149–150 pp.
- Marcovecchio, J. E. 2004. The use of *Micropogonias furnieri* and *Mugil liza* as bioindicators of heavy metals pollution in La Plata river estuary, Argentina *Science of the Total Environment*. Volume 323. 219–226 pp.
- Martell, A. E. y Smith, R. M. 2004. NIST standard reference database 46 version 8.0. Database software developed by R. J. Motekaitis, Gaithersburg, MD.
- McDermott, D.J., Alexander, G.V., Young, D.R., Mearns, A.J. 1976. Metal contamination of flatfish around a large submarine outfall. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48, 1913–1918 pp.
- Michalska, A. E., Choo, K. H. 1993. Targeting and germ-line transmission of a null mutation at the metallothionein I and II loci in mouse. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*. Volume 90. 8088–8092 pp.

- Michelutti, N., Keatley, B. E., Brimble, S., Blais, J. M., Liu, H., Douglas, M. S. V., Mallory, M. L., Macdonald, R. W., Smol, J. P. 2009. Seabird-driven shifts in Arctic pond ecosystems. *Proc. R. Soc. B* 276, 591–596 pp.
- Miretzky, P., Saraleguy, A., Cirelli, A.F. 2004. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals. *Chemosphere* 57:997–1005 pp.
- Montaño-Ley, Y. y Páez-Osuna, F. 1990. Estudio preliminar del régimen hidráulico del Puerto de Mazatlán, Sinaloa, México. *Ann. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Geofísica Internacional. Volume 29, Núm. 4, 237-247 pp.*
- Montaño-Ley, Y., Páez-Osuna, F., Peraza-Vizcarra, R. 2000. Suspended and bed load sediment transport through a coastal lagoon entrance in Mazatlán, Sinaloa, México. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 16 (1) 27-36 pp.
- Montaño-Ley, Y., Peraza-Vizcarra, R., Páez-Osuna, F. 2007. The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environ. Poll.* 147: 282–290 pp.
- Moody, J. R. y Lindstrom, R. M. 1977. *Analytical Chem.* Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. 49 (14). 2265-2267 pp.
- Moreira, I., Oliveira, O., Triguís, J., Queiroz, A., Barbosa, R., Anjos, J., Reyes, C., Silva, C., Trindade M., Rios M. 2013. Evaluation of the effects of metals on biodegradation of total petroleum hydrocarbons. *Microchemical Journal* (110) 215–220 pp.

- Moreno-Sanchez, R., Devars, S. 1999. Abundancia de los metales pesados en la biosfera. Cervantes, C., Moreno-Sanchez, R. (eds). Contaminación Ambiental por metales pesados. AGT Editor. México. 1-10 pp.
- Nascimento, S. F. Kurzweil, H., Wruss, W., Fenzl, N. 2006. Cadmium in the Amazonian Guajará Estuary: Distribution and remobilization. Environmental Pollution. Volume 140. 29-42 pp.
- Nauen, C.E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products. FAO Fisheries Circular 764. Rome, FAO. 102 pp.
- Nava, C. y Méndez, M., 2011. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). Arch. Neurocién. (Mex). Volume 16, No. 3. 140-147 pp.
- Neff, J.M. 2002. Bioaccumulation in Marine Organisms, first ed. Elsevier, Oxford.
- Nelson, J. S. 2006. Fishes of the world. 4^a edición. Nueva Jersey: John Wiley y Sons.
- Niyogi, S. y Wood, C. M. 2004. Kinetic analyses of waterborne Ca and Cd transport and their interactions in the gills of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and yellow perch (*Perca flavescens*), two species differing greatly in acute waterborne Cd sensitivity. J. Comp. Physiol. 174, 243–253 pp.
- Niyogi, S., Kent, R., Wood, C. M. 2008. Effects of water chemistry variables on gill binding and acute toxicity of cadmium in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): a bioticligand model (BLM) approach. Comp. Biochem. Physiol. C 148, 305–314 pp.

- Nriagu, J. O. 1996. A history of global metal pollution. *Science*, 1996, 272, 223–224 pp.
- Nriagu, J. O. Global metal pollution. *Environment* 1990, 32; 7–33 pp.
- O'Connor, T. 1998. Mussel Watch results from 1986 to 1996. *Mar. Poll. Bull.* 37(1–2), 14–19 pp.
- Osman A. G. M., Kloas, W. 2010. Water Quality and Heavy Metal Monitoring in Water, Sediments, and Tissues of the African Catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) from the River Nile, Egypt. *Journal of Environmental Protection*, 1, 389-400 pp.
- Osuna-Martínez, C. C. 2012. Biomonitorio de la disponibilidad de metales pesados (cd, cu, hg, pb y zn) y biotoxinas marinas (amnésicas y paralizantes) en el ostión de mangle *crassostrea corteziensis*, en sistemas lagunares de Sinaloa. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 137 pp.
- Osuna-López, J. L., Zazueta-Padilla, H., Frías-Espéricueta, M., Izaguirre, G., López-López, G. 1997. Metales pesados en sedimentos superficiales del sistema Arrollo Jabalines-Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar*. Universidad Autónoma de Sinaloa. 15:43-49 pp.
- Pacyna, J. M., Pacyna, E. G. *Environ. Rev.* 2001, 9, 269–298 pp.
- Padula, D.J., Daughtry, B.J., Nowak, B.F. 2008. Dioxins, PCBs, metals, metalloids, pesticides and antimicrobial residues in wild and farmed Australian southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Chemosphere* 72, 32–44 pp.

- Páez-Osuna, F (ed.). 2001. Camaronicultura y Medio Ambiente. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM; Programa Universitario de Alimentos, UNAM; EL Colegio de Sinaloa. Mazatlán, Sinaloa, México. 456 pp.
- Páez-Osuna, F. 1996. Fuentes de metales en la zona costera marina. En Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. (Botello A.V., Rojas-Galaviz, J.L., Benitez, J.A. y Zárata-Lomelí, D., Eds). Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. p 308 pp.
- Páez-Osuna, F., Osuna-López, J. I. 1990. Distribución de metales pesados en fracciones geoquímicas de sedimentos superficiales del bajo Golfo de California. An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Universidad Nacional Autónoma de México. 17 (2): 287-298 pp.
- Páez-Osuna, F., Osuna-López, J.I., Izaguirre-Fierro, G., Zazueta-Padilla, H.M. 1993. Heavy metals in clams from a subtropical coastal lagoon associated with an agricultural drainage basin. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 50: 915-921 pp.
- Páez-Osuna, F., Zazueta-Padilla, H.M., Izaguirre-Fierro, G. 1991. Trace metals in bivalves from Navachiste lagoon, Mexico. Mar. Pollut. Bull., 22: 305-307 pp.
- Pagenkopf, G.K. 1983. Gill surface interaction model for trace metal toxicity to fishes: role of complexation, pH and water hardness. Environ. Sci. Technol. 17, 342–347 pp.

- Pan, J., Plant, J. A., Voulvoulis, N., Oates, C. J., Ihlenfeld, C. 2010. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environ. Geochem. Health* 32, 1–12 pp.
- Pauly, D., Froese, R., Sala, P.S., Palomares, M.L., Christensen, V. y Rius, J. 2014. TrophLab. Manual, ICLARM, Manila, Philippines.
- Pearson, R. G. (ed.) 1973. *Hard and Soft Acids and Bases*. Dowden Hutchinson and Ross, Stroudsburg, PA.
- Pentreath, R. J. 1977. The accumulation of cadmium by the plaice, *Pleuronectes platessa* L., and the thornback ray, *Raja clavata* L. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 30, 223–232 pp.
- Plaskett, D. y Potter, I. C., 1979. Heavy metal concentrations in the muscle tissue of 12 species of teleost from Cockburn Sound, western Australia. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 30, 607–616 pp.
- Ploetz, D. M., Fitts, B. E., Rice, T. M. 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish (king mackerel, *Scomberomorus cavalla* Cuvier) from the northern Gulf of Mexico, USA. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 78, 134–137 pp.
- Pritchard, D. W. 1967 What is an estuary: physical viewpoint. In *Estuaries* (Lauff, G., ed.). American Association for the Advanced of Science, Pub. No. 83, Washington, DC, pp. 3–5 pp.
- Quintero-Álvarez J., Soto-Jiménez, M., Amezcua-Marínez, F., Voltolina, D., Frías-Espericueta, M. 2012. Cadmium and Lead Concentrations in the Fish Tissues of a Coastal Lagoon System of the SE Gulf of California. *Bull.*

- Raja, P., Veerasingam, S., Suresh, G., Marichamy, G., Venkatachalapathy, R. 2009. Heavy Metals Concentration in Four Commercially Valuable Marine Edible Fish Species from Parangipettai Coast, South East Coast of India. *International Journal of Animal and Veterinary Advances* 1(1): 10-14 pp.
- Ramírez, A. 2002. Toxicología del cadmio. Conceptos para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. ISSN 1025 – 5583. Volume 63, N° 1. Págs. 51–64 pp.
- Ramírez, J. R., Cervantes, A., Tapia, F. J. 2012. *Marismas Nacionales de Sinaloa; Futuro y Conservación*. Universidad Autónoma de Sinaloa editorial. Primera edición, México.
- Ramírez-Rodríguez, M. 2009. Pesquerías de pequeña escala en el noroeste de México. In: Urciaga-García J, Beltrán-Morales LF, Lluch-Belda D (eds) *Recursos y servicios ambientales en el desarrollo regional*. CIBNOR, UABCS, CICIMAR-IPN, México, 157–176 pp.
- Ramírez-Rodríguez, M., Amezcua, F., Aguiar-Moreno, A. 2014. Managing Artisanal Fisheries in Estuarine Systems through the use of Fishing Zones in the SE Gulf of California. In: *Fisheries Management of Mexican and Central American Estuaries*. F. Amezcua y B. Bellgraph (eds). Springer, Netherlands. ISBN 978-94-017-8917-2. 113-121 pp.
- Rodríguez-Preciado, A. 2004. Bioacumulación de mercurio (Hg) en tejido muscular de la lisa *Mugil curema* (Valenciennes, 1938) de los esteros Urías

y Teacapán, Sinaloa, Tesis de Ingeniería Pesquera. Universidad Autónoma de Nayarit. San Blas, Nayarit. 56 p.

Rollet, B. 1974. Ecología y reforestación de los manglares en México. Programa de investigaciones y fomento pesquero, Informe técnico 6. FAO.FI: SFIMEX 15. 126 pp.

Ruelas-Inzunza, J. R. y Páez-Osuna, F. 2007. Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pabellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. doi: 10.1007/s00244-007-9075-4.

Ruelas-Inzunza, J. R., Green-Ruiz, C., Zavala-Nevárez, M., Soto-Jiménez, M. 2011. Biomonitoring of Cd, Cr, Hg and Pb in the Baluarte River basin associated to a mining area (NW Mexico). Cience of the Total Environment 409: 3527. 35-36 pp.

Ruelas-Inzunza, J. R., Páez-Osuna, F. 2008. Trophic distribution of Cd, Pb, and Zn in a food web from Altata-Ensenada del Pebellón subtropical lagoon, SE Gulf of California. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 54, 584–596 pp.

Ruelas-Inzunza, J. R., Soto-Jiménez, M., Ruiz-Fernández C.; Bojórquez-Leyva, H., Pérez-Bernal, H., Páez-Osuna F. 2012. Po²¹⁰ Activity and Concentrations of Selected Trace Elements (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Muscle Tissue of Tunas Thunnus albacares and Katsuwonus pelamis from the Eastern Pacific Ocean. Bio.l Trace Elem. Res. 149:371–376 pp.

Ruelas-Inzunza, J. R., Spanopoulos-Zarco, P., Páez-Osuna, F. 2009. Cd, Cu, Pb and Zn in clams and sediments from an impacted estuary by the oil industry in the southwestern Gulf of Mexico: Concentrations and bioaccumulation

factors. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 44, 1503–1511 pp.

Ruiz-Huerta, E. A. y Armienta-Hernández, M. A. 2012. Acumulación de arsénico y metales pesados en maíz en suelos cercanos a jales o residuos mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 28 (2) 103-117 pp.

Ruiz-Luna, A., Acosta, V. J., Monzalvo, S. I. K., Berlanga, R. C. A. 2005. Evaluación de la cobertura de manglar, estructura forestal y determinación del impacto potencial por el establecimiento de granjas camaronícolas. Informe técnico final, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., México. 62 pp.

Sankar, T.V., Zynudheen, A.A., Anandan, R., Viswanathan Nair, P.G., 2006. Distribution of organo-chlorine pesticides and heavy metal residues in fish and shellfish from Calicut region, Kerala, India. *Elsevier. Chemosphere*. Volume 65, Issue 4, 583–590 pp.

Schlenk, D., Benson, W.H. (Eds). 2001. Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts. Volume 1. Taylor and Franchis, London and New York.

Segovia-Zavala, J. A., F. Delgadillo-Hinojosa, A. Muñoz-Barbosa, E. A. Gutiérrez-Galindo y R. Vidal-Talamantes. 2004. Cadmium and silver in *Mytilus californianus* transplanted to an anthropogenic influenced and coastal upwelling areas in the Mexican Northeastern Pacific. *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 458-464 pp.

Sigel, A., Sigel, H., Sigel, R. 2011. Cadmium: From Toxicity to Essentiality. Springer Science. University of Basel. Basel, Suiza. 560 pp.

- Sivaperumal, P., Sankar, T. V., Nair, P. G. V. 2007. Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India vis-a-vis international standards. *Food Chemistry* 102. 612–620 pp.
- Soto-Jiménez, M. F. y Páez-Osuna, F. 2008. Diagenetic processes on metals in hypersaline mudflat sediments from a subtropical saltmarsh (SE Gulf of California): Postdepositional mobility and geochemical fractions. *Applied Geochemistry* 23 1202–1217 pp.
- Soto-Jiménez, M. F. 2002. Procesos geoquímicos de metales y nutrientes en ambientes sedimentarios del sistema Altata-Ensenada del Pebellón, Sinaloa. *Ann. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.*
- Soto-Jiménez, M. F., Flegal, A. 2009. Origin of lead in the Gulf of California ecoregion using stable isotopes analyses. Elsevier. *Journal of Geochemical Exploration*. Volume 101, Issue 3, 209-217 pp.
- Soto-Jiménez, M. F., Amezcua, F., González-Ledesma, F. 2010. Nonessential metals in striped marlin and Indo-pacific sailfish in the southeast Gulf of California: concentration and human health risk. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58:810–818 pp.
- Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F. 2001. Distribution and Normalization of Heavy Metal Concentrations in Mangrove and Lagoonal Sediments from Mazatlan Harbor (SE Gulf of California). Elsevier. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* Volume 53, Issue 3, 259–274 pp.
- Soto-Jiménez, M. F., Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, A. 2003. Geochemical evidences of the an-thropogenic alteration of trace metal composition of the

sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). Elsevier. Environmental Pollution, Volume 125, Issue 3, 423–432 pp.

Staessen, J. A., Roels, H. A., Emelianov, D., Kuznetsova, T., Thijs, L., Vangronsveld, J., Fagard, R. 1999. Environmental exposure to cadmium, forearm bone density, and risk of fractures: prospective population study. Public Health and Environmental Exposure to Cadmium (PheeCad) Study Group. Lancet. 353, 1140–1144 pp.

Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R., Storelli, A., Marcotrigiano, G.O. 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: a comparative study. Mar. Pollut. Bull. 50, 1004–1007 pp.

Sovet, 1858. Poisoning caused by powder used in the cleaning of Silver. Presse. Med. 9, 69–70 pp.

Szefer, P. 1991. Interphase and trophic relationships of metals in a southern Baltic ecosystem. The Science of the Total Environment 101. Doi:10.1016/0048-9697(91)90034-C. 201–215 pp.

Teuschler, L. K. Dourson, M. L. Stiteler, W. M. McClure, P. Tully, H. 1999. Health Risk above the Reference Dose for Multiple Chemicals Regulatory Toxicology and Pharmacology 30. 19–26 pp.

Topping, G. 1973. Heavy metals in shellfish from Scottish waters. Aquaculture 1, 379–384 pp.

- Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., Akyurt, I. 2005. Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. Food Chemistry. Volume 91. 167–172 pp.
- USEPA. 1992. Guidelines for exposure assessment EPA/600/Z-92/001. Risk Assessment Forum, Washington, DC.
- USEPA. 2001. Update of Ambient Water Quality Criteria for Cadmium. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA-822-R-01-001.
- USEPA-IRIS, 2010. Toxicological Review of Cadmium and Compounds (External Review Draft). CAS No. 7440-43-9.
- USFDA. 1993. Guidance documents for trace metal elements in seafood. FDA Centre of Food Safety and Applied Nutrition, Washington.
- USPHS. 1990. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service. 231 pp.
- Valdez, C. Y. 2014. Nuevo derrame tóxico; ahora en río Baluarte, Sinaloa. Milenio Diario. Consulta 16/05/2015.
http://www.milenio.com/estados/Nuevo_derrama_toxico_ahora_en_rio_Baluarte-Sinaloa_0_394160947.html
- Van der Heiden, A. M. y Plascencia-González, H. G. 2006. Estudio de la diversidad de peces y macrocrustáceos del Río Pánuco y los arroyos de la Comunidad “La Guásima”, Concordia, Sinaloa. Informe final Proyecto CONANP-SEMARNAT/CIAD, Mazatlán, Sin. 23 pp.

- Vasanthi, L. A., Revathi, P., Mini, J., Munuswamy, N. 2013. Integrated use of histological and ultrastructural biomarkers in *Mugil cephalus* for assessing heavy metal pollution in Ennore estuary, Chennai. *Chemosphere* 91 1156–1164 pp.
- Velusamy, A., kumar, P. S., Ram, A., Chinnadurai, S. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Marine Pollution Bulletin* 81. 218–224 pp.
- Verbost, P. M., Flik, G., Lock, R. A. C., Wendelaar Bonga, S. E. 1988. Cadmium inhibits plasma-membrane calcium-transport. *J. Membr. Biol.* 102, 97–104 pp.
- Verbost, P. M., Van Rooij, J., Flik, G., Lock, R. A. C., Wendelaar-Bonga, S. E. 1989. The movement of cadmium through freshwater trout branchial epithelium and its interference with calcium transport. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 145: 185-197 pp.
- Viarengo, A. 1985. Biochemical effects of trace metals. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 153-158 pp.
- Viarengo, A., Nott, A. 1993. Mechanism of heavy metals cation homeostasis in marine invertebrates. *Comp Biochem Physiol* 3C:355–372 pp.
- Villanueva, S.F. y Botello, A.V. 1998. Metal pollution in coastal areas of México. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 157: 53-94 pp.
- Waeles, M., Riso, R. D., Le Corre, P. 2005. Seasonal variations of cadmium speciation in the Penze´ estuary, NW France. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65. 143-152 pp.

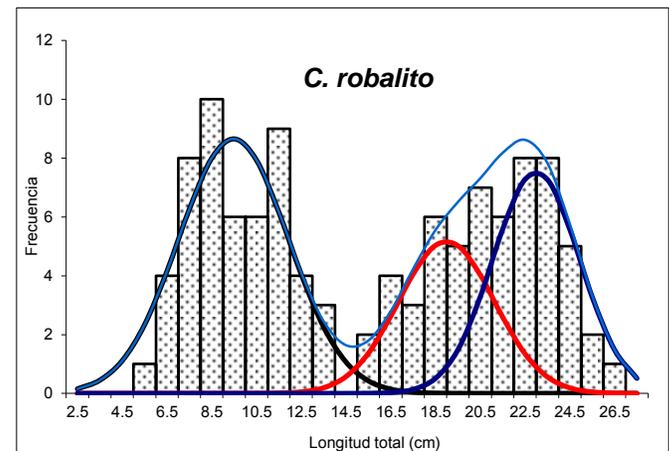
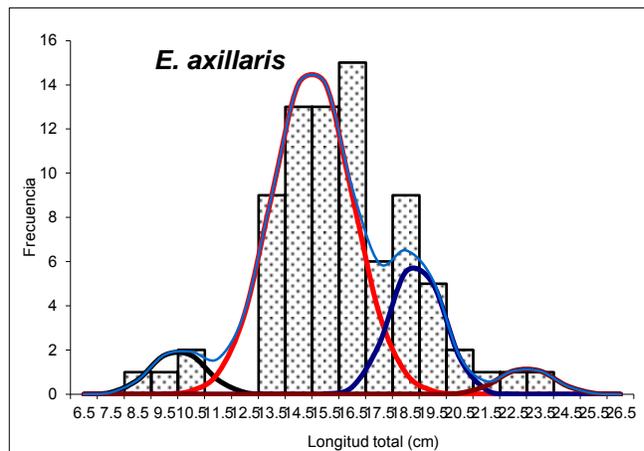
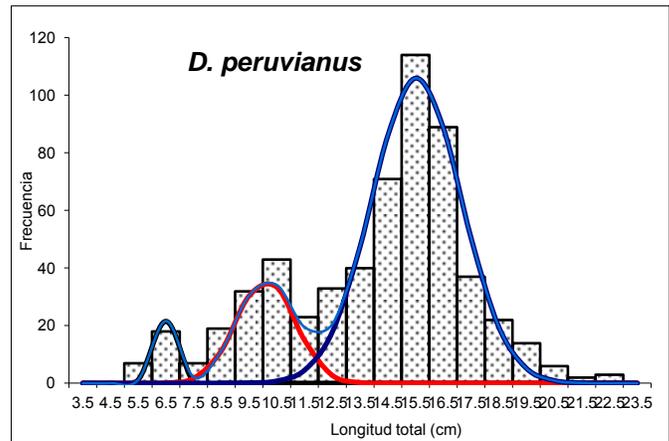
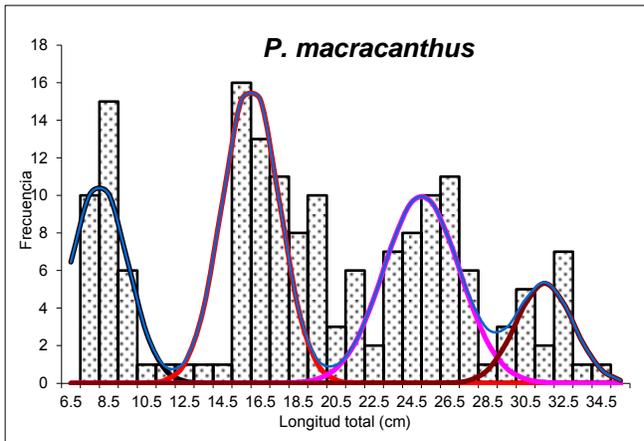
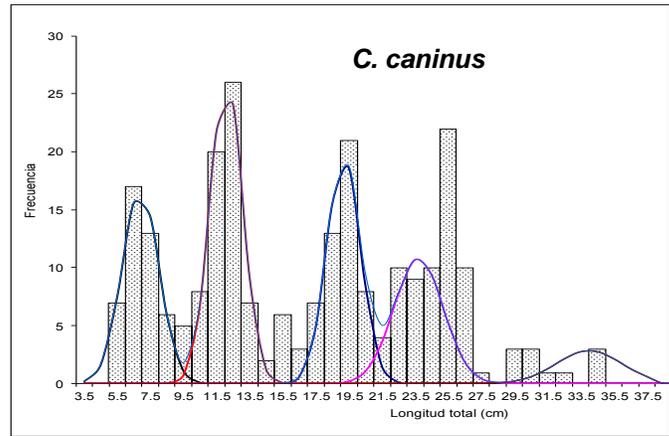
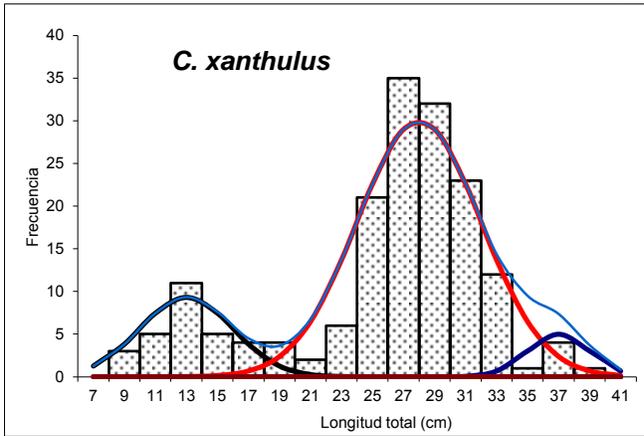
- Waeles, M., Riso, R. D., Cabon, J-Y., Maguer, J-F., L'Helguen, S. 2009. Speciation of dissolved copper and cadmium in the Loire estuary and over the North Biscay continental shelf in spring. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84. 139–146 pp.
- Waltham, N. J., Teasdale, P. R., Connolly, R. M. 2013. Use of flathead mullet (*Mugil cephalus*) in coastal biomonitor studies: Review and recommendations for future studies. *Marine Pollution Bulletin* 69. 195–205 pp.
- Wang, W.-X. y Fischer, N. S. 1999. Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *Science of the Total Environment*, 237–38, 459–472 pp.
- Wania, F., Breivik, K., Persson, N., McLachlan, M., 2006. CoZMo-POP 2 – a fugacity-based dynamic multi-compartmental mass balance model of the fate of persistent organic pollutants. *Environ. Modell. Soft.* 21, 868–884 pp.
- Westernhagen, H.V., Dethlefsen, V., Rosenthal, H. 1980. Correlation between cadmium concentration in the water and tissue residue levels in dab, *Limanda limanda* L., and plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 60, 45-48 pp.
- Westernhagen, H.V., Dethlefsen, V., Rosenthal, H., Furstenberg, G., Klinckmann, J. 1978. Fate and effects of cadmium in an experimental marine ecosystem. *Helv. Wiss. Meeres.* 31, 471–484 pp.
- WHO. 1992. Environmental health criteria 134, Cadmium. World Health Organization, Geneva. 280 pp.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc134.htm>

- WHO. 2011. Guidelines for drinking-water quality, 4th ed. Chemical fact sheets-chemical contaminants in drinking water. Geneva: World Health Organization.
- Windom, H., Stickney, R., Smith, R., White, D., Taylor, F. 1973. Arsenic, cadmium, copper, mercury and zinc in some species of North Atlantic finfish. J. Fish. Res. Bd. Can. 30, 275–279 pp.
- Wood, C. M. 2001. Toxic responses of the gill. In: Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts. Taylor and Francis, New York. Vol. 1. Organs. Schlenk, D. y Benson, W. H. eds. 1–89 pp.
- Wood, C., Farrell, A., Brauner, C. 2012. Homeostasis and Toxicology of Non-essential Metals. Elsevier, Oxford University, UK. Fish physiology volume 31B. 528 pp.
- Workplace Health and Safety Queensland (WHSQ). 2012. Department of Justice and Attorney-General. Cadmium health monitoring guidelines PN10448 Version 2. www.worksafe.qld.gov.au
- Yilmaz, F. 2009. The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey). Turkish Journal of Science & Technology. Volume 4, No 1. 7-15 pp.
- Young, D.R. 1974. Cadmium and mercury in the southern California Bight. Summary of findings, 1971–1973. Southern Calif. Coastal Water Res. Proj. (SCCWRP), 16 pp.

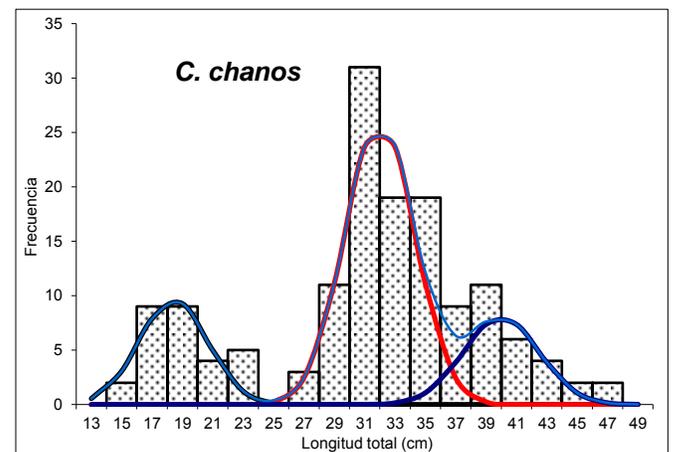
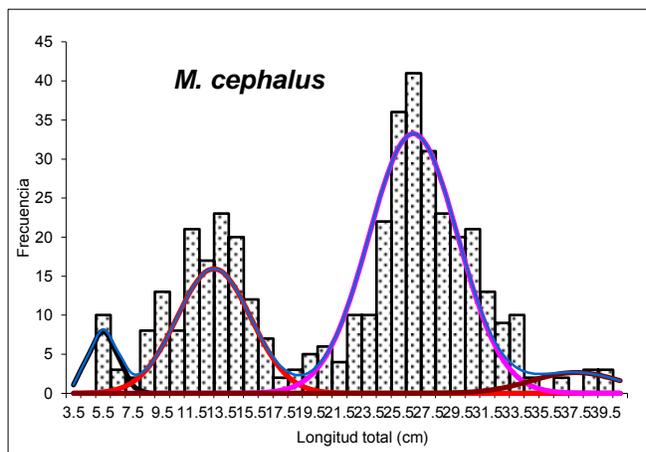
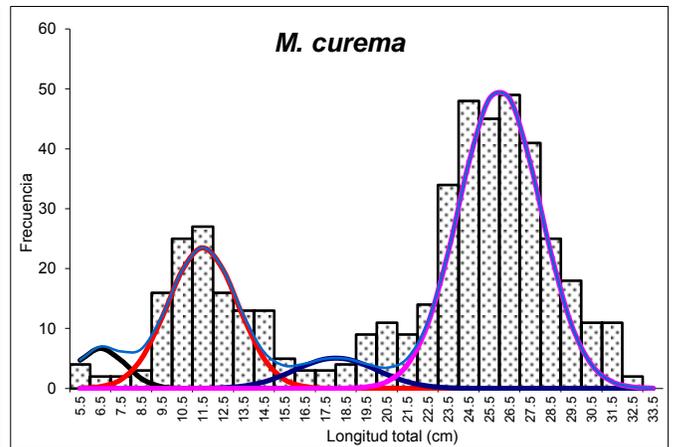
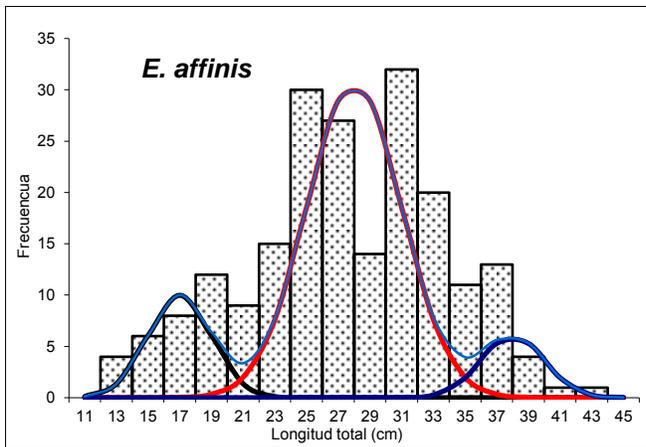
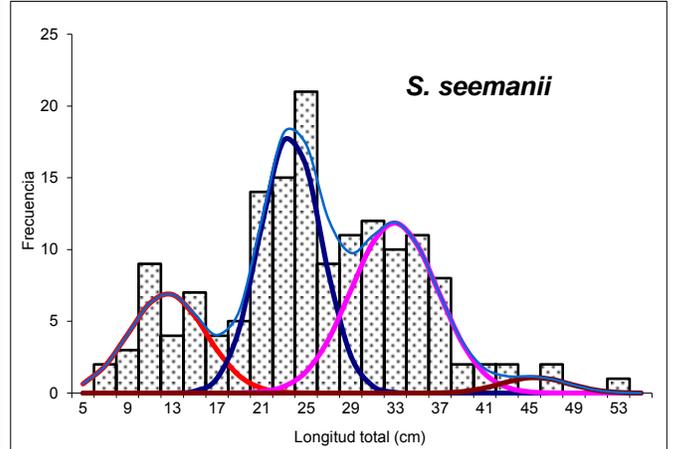
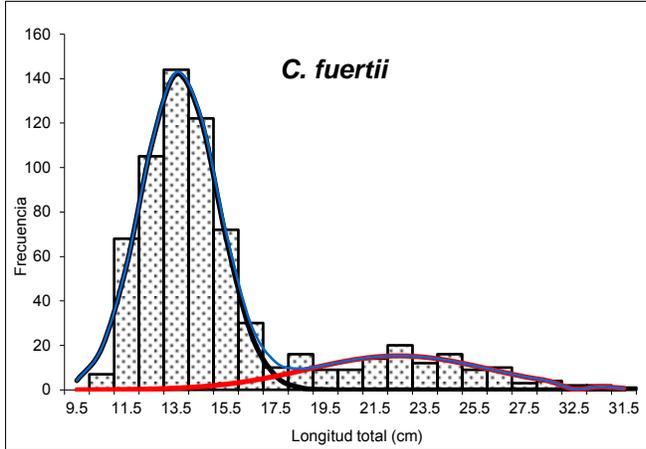
Zirino, A. y Yamamoto, S. A. 1972. PH-dependent model for the chemical speciation of Copper, Zinc, Cadmium, and Lead in seawater. *Limnology and Oceanography*. Volume 17(5): 661-670 pp.

13. ANEXOS

Anexo 1. Gráficos del análisis multimodal para cada especie



Anexo 1. Continuación



Anexo 2. Porcentajes de humedad promedio de músculo de las especies capturadas en los tres sistemas estudiados en temporada de lluvias y temporada de secas.

Sp.	Urías		Huizache-Caimanero		Teacapan-Agua Brava	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
<i>C. caninus</i>	72.34±1.97	76.45±1.56	76.44±0.92	76.39±1.71	74.55±1.72	74.16±4.44
<i>C. fuerthii</i>	78.04±0.27	77.07±0.595	79.15±1.62	77.67±0.88	75.83±1.36	76.48±0.79
<i>C. robalito</i>	74.13±1.81	79.09±2.85	72.85±4.54	75.82±0.34	75.42±1.09	73.4±5.98
<i>C. chanos</i>	73.54±1.42	74.36±0.92	73.07±0.77	73.71±0.12	73.01±1.33	75.02±1.41
<i>C. xanthulus</i>	*	77.86±3.69	*	78.52±0.85	*	75.38±5.17
<i>D. peruvianus</i>	72.27±0.34	80.94±1.84	74.93±3.01	80.94±1.84	78.79±3.69	76.87±0.38
<i>E. affinis</i>	76.88±3.85	81.08±2.63	79.21±2.10	73.16±2.89	76.09±0.28	76.66±0.92
<i>E. axillaris</i>	77.86±4.82	82.26±5.16	85.17±0.98	79.85±3.69	76.08±2.91	75.12±3.51
<i>M. cephalus</i>	74.51±0.69	74.28±1.24	75.85±0.98	73.01±2.52	77.72±1.27	75.50±2.83
<i>M. curema</i>	72.18±2.87	79.06±2.27	70.15±2.03	74.19±4.24	74.21±2.04	76.07±1.43
<i>P. macracanthus</i>	78.51±3.50	76.54±1.67	73.68±2.23	83.52±0.4	76.21±0.63	77.60±1.92
<i>S. seemanii</i>	76.57±0.98	76.70±0.63	77.27±1.14	77.15±1.17	75.87±3.64	76.26±1.62

Anexo 2^a. Porcentajes de humedad promedio de hígado de las especies capturadas en los tres sistemas estudiados en temporada de lluvias y temporada de secas.

Sp.	Urías		Huizache-C		Teacapan-AB	
	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas	Lluvias	Secas
<i>C. caninus</i>	61.76±5.6	58.29±18.5	52.53±3.1	74.02±3.1	67.29±8.2	70.74±0.7
<i>C. fuerthii</i>	67.36±8.3	74.21±3.5	77.92±1.1	76.75±1.9	72.71±4.5	71.68±1.8
<i>C. robalito</i>	59.71±3.6	69.66±5.8	56.31±4.6	57.93±6.9	59.18±2.7	63.94±3.2
<i>C. chanos</i>	66.43±2.4	66.29±2.3	68.10±0.4	68.05±0.3	67.55±5.7	67.19±4.8
<i>C. xanthulus</i>	*	74.64±1.8	*	59.74±4.4	*	60.76±6.7
<i>D. peruvianus</i>	71.91±2.3	71.75±5.2	78.25±2.0	78.65±4.0	77.86±1.3	58.61±6.4
<i>E. affinis</i>	75.07±2.9	78.01±3.6	76.20±2.3	67.54±4.3	76.94±2.2	69.66±6.8
<i>E. axillaris</i>	76.49±0.8	71.21±2.0	75.91±3.6	75.81±2.2	79.10±2.8	80.11± 0.3
<i>M. cephalus</i>	71.06±3.8	74.09±3.9	74.17±1.3	66.07±5.6	72.86±0.8	70.09±5.4
<i>M. curema</i>	68.08±2.8	75.51±2.6	60.11±7.9	73.09±5.4	67.60±5.8	67.55±3.9
<i>P. macracanthus</i>	73.68±1.4	79.71±3.6	75.07±3.8	78.57 3.8	74.92±0.6	66.58±5.1
<i>S. seemanii</i>	74.39±0.9	72.46±2.4	75.05±1.1	74.19±3.9	73.73±2.6	70.73±4.1

Anexo 3. Concentración promedio de cadmio ($\mu\text{g}/\text{kg-p}/\text{seco}$) en tejido muscular y hepático de la ictiofauna estudiada en temporada de lluvias(a) y en temporada de secas (b).

a)

Sp.	Huizache-C		Teacapán-AB		Uriás	
	M	H	M	H	M	H
<i>C. caninus</i>	0.014±0.020	1.63±1.53	0.032±0.04	4.07±3.73	0.006±0.008	0.92±0.72
<i>C. fuerthii</i>	0.051±0.005	1.30±0.98	0.013±0.012	0.87±0.54	0.015±0.007	0.18±0.21
<i>C. robalito</i>	0.009±0.009	0.20±0.10	0.035±0.030	7.16±3.69	0.013±0.018	0.89±0.28
<i>C. chanos</i>	0.015±0.020	0.56±0.42	0.032±0.018	0.41±0.44	0.026±0.005	0.21±0.19
<i>C. xanthulus</i>	0.0264±0.020	0.32±0.28	*	*	*	*
<i>D. peruvianus</i>	0.046±0.007	10.67±4.11	0.007±0.001	0.96±0.53	0.009±0.006	1.93±2.01
<i>E. affinis</i>	0.058±0.020	0.40±0.42	0.003±0.002	0.25±0.06	0.035±0.007	0.16±0.10
<i>E. axillaris</i>	0.011±0.020	0.23±0.16	0.015±0.003	1.47±0.06	0.012±0.010	0.32±0.46
<i>M. cephalus</i>	0.0146±0.02	2.89±8.35	0.011±0.010	1.17±1.07	0.039±0.003	0.93±0.84
<i>M. curema</i>	0.025±0.020	1.48±0.82	0.042±0.040	0.73±0.39	0.092±0.007	0.77±0.44
<i>P. macracanthus</i>	0.01565±0.02	1.51±2.71	0.0831±0.010	0.98±0.96	0.050±0.005	0.48±0.70
<i>S. seemanii</i>	0.0077±0.010	0.79±0.65	0.009±0.010	2.10±0.96	0.070±0.007	0.17±0.12

(*)Sin existencia

b)

Sp.	Huizache-C		Teacapán-AB		Uriás	
	M	H	M	H	M	H
<i>C. caninus</i>	0.050±0.044	1.54±1.33	0.026±0.039	1.99±1.15	0.003±0.004	1.30±0.88
<i>C. fuerthii</i>	0.014±0.012	1.35±0.7	0.012±0.007	1.7±1.24	0.006±0.011	0.35±0.16
<i>C. robalito</i>	0.003±0.003	0.45±0.15	0.032±0.011	0.43±0.24	0.016±0.028	0.56±0.56
<i>C. chanos</i>	0.009±0.011	0.21±0.09	0.036±0.058	0.31±0.20	0.011±0.011	0.38±0.48
<i>C. xanthulus</i>	0.024±0.019	0.29±0.34	0.031±0.004	2.85±4.02	0.018*	0.13*
<i>D. peruvianus</i>	0.015±0.016	1.62±1.32	0.011±0.008	1.39±1.67	0.006±0.005	0.93±1.31
<i>E. affinis</i>	0.006±0.010	0.44±0.23	0.011±0.021	0.11±0.14	0.002±0.003	0.86±0.92
<i>E. axillaris</i>	0.004±0.005	0.39±0.26	0.007±0.008	0.66±0.68	0.009±0.013	0.41±0.35
<i>M. cephalus</i>	0.037±0.019	2.26±2.19	0.013±0.010	1.45±0.63	0.011±0.016	1.80±1.77
<i>M. curema</i>	0.047±0.046	2.84±2.29	0.048±0.047	1.13±1.02	0.013±0.01	3.36±3.05
<i>P. macracanthus</i>	0.007±0.010	1.51±1.02	0.013±0.009	3.35±0.86	0.013±0.021	0.99±1.1
<i>S. seemanii</i>	0.036±0.017	1.68±1.61	0.035±0.023	0.63±0.92	0.001±0.001	0.32±0.27

(*)Muestra única.

Anexo 4. Resultados de la prueba T-Student de las muestras de músculo a) e hígado b) en cada especie.

a)

Sp.					Sistema		Tamaño	
	r2	Lt	Pt	Época	1	2	1	2
<i>C. caninus</i>	0.74	0.51	0.18	0.40	0.996	0.28	0.36	0.16
<i>C. fuerthii</i>	0.82	0.75	0.74	0.30	0.204	0.73	*	0.79
<i>C. robalito</i>	0.75	0.10	0.01	0.38	0.010	0.007	0.02	*
<i>C. chanos</i>	0.94	0.82	0.20	0.675	0.743	0.55	0.07	*
<i>C. xanthulus</i>	0.09	0.25	0.43	0.73	0.608	0.70	0.73	*
<i>D. peruvianus</i>	0.80	0.82	0.91	0.17	0.990	0.58	0.36	*
<i>E. affinis</i>	0.63	0.96	0.87	0.58	0.340	0.64	0.06	*
<i>E. axillaris</i>	0.16	0.27	0.42	0.61	0.835	0.77	0.26	0.42
<i>M. cephalus</i>	0.03	0.07	0.20	0.38	0.326	0.75	0.49	0.41
<i>M. curema</i>	0.84	0.86	0.41	0.18	0.094	0.69	0.49	*
<i>P. macracanthus</i>	0.17	0.19	0.51	0.79	0.207	0.64	0.05	*
<i>S. seemanii</i>	0.25	0.42	0.29	0.02	0.415	0.46	0.35	0.55

Valores significativamente diferentes ($p < 0.05$) son señalados en rojo. (*)Pruebas no realizadas por falta de "N"

b)

Sp.					Sistema		Tamaño	
	r2	Lt	Pt	Época	1	2	1	2
<i>C. caninus</i>	0.14	0.08	0.33	0.20	0.04	0.001	0.0078	0.88
<i>C. fuerthii</i>	0.23	0.08	0.08	0.21	0.05	0.38	*	0.95
<i>C. robalito</i>	0.19	0.42	0.75	0.12	0.01	0.006	0.79	*
<i>C. chanos</i>	0.92	0.57	0.67	0.64	0.55	0.56	0.24	0.25
<i>C. xanthulus</i>	0.71	0.64	0.44	0.87	0.52	0.03	0.23	0.66
<i>D. peruvianus</i>	0.73	0.40	0.38	0.88	0.80	0.39	0.90	*
<i>E. affinis</i>	0.63	0.87	0.95	0.19	0.82	0.04	0.50	0.84
<i>E. axillaris</i>	0.60	0.49	0.85	0.19	0.16	0.002	0.67	0.77
<i>M. cephalus</i>	0.80	0.90	0.68	0.003	0.117	0.11	0.48	0.63
<i>M. curema</i>	0.60	0.44	0.56	0.01	0.15	0.009	0.99	*
<i>P. macracanthus</i>	0.18	0.17	0.46	0.37	0.04	0.79	0.66	*
<i>S. seemanii</i>	0.48	0.57	0.73	0.53	0.54	0.27	0.11	0.44

Valores significativamente diferentes ($p < 0.05$) son señalados en rojo. (*)Pruebas no realizadas por falta de "N"