



El Colegio de la Frontera Sur

Estimación de riesgo en infantes de comunidades ribereñas
del río Grijalva y Usumacinta por exposición oral a
cadmio, cromo, plomo y manganeso por consumo de
Pterygoplichthys spp

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

BQ. Habacuc Lorenzo Márquez

2015



El Colegio de la Frontera Sur

_____, ____ de _____ de 20 ____.

Los abajo firmantes, miembros del jurado examinador del alumno: Habacuc Lorenzo Márquez

Hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada: Estimación de riesgo en infantes de comunidades ribereñas del río Grijalva y Usumacinta por exposición oral a cadmio, cromo, plomo y manganeso por consumo de *Pterygoplichthys spp.*

Para obtener el grado de: Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.

	Nombre	Firma
Tutor	<u>Dr. Arturo Torres Dosal</u>	_____
Asesor	<u>Dr. Everardo Barba Macías</u>	_____
Asesor	<u>Dr. César Arturo Ilizaliturri Hernández</u>	_____
Sinodal adicional	<u>Dra. Rebeca Isabel Martínez Salinas</u>	_____
Sinodal adicional	<u>Dra. Donaji Josefina González Mille</u>	_____
Sinodal suplente	<u>Dra. María del Rocío Rodiles Hernández</u>	_____

DEDICATORIA

Con amor a:

Sarahí Balleza Ramos

Con cariño a:

Jesús, Olga, Rey David, Adriana, Ricardo, Vianney y mis amigos

AGRADECIMIENTOS

A Dr. Arturo Torres Dosal, Dr. Everardo Barba Macías y Dr. César A. Ilizaliturri Hernández por sus comentarios, sugerencias y contribuciones al manuscrito.

A mis compañeros por los momentos extra clase que son parte indispensable en el crecimiento personal e intelectual.

A CONACYT por el apoyo económico que ha sido indispensable para mi desarrollo profesional

ÍNDICE

DEDICATORIA.....	I
AGRADECIMIENTOS	I
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN.....	16
OBJETIVO GENERAL	18
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
CAPÍTULO 2. EVALUACIÓN DE RIESGO DE EXPOSICIÓN A METALES PESADOS POR CONSUMO DE PLECOS (<i>PTERYGOPLICHTHYS</i> SPP) EN INFANTES DE COMUNIDADES RIBEREÑAS DEL RÍO GRIJALVA Y USUMACINTA.....	19
RESUMEN	20
ABSTRACT	21
INTRODUCCIÓN	22
MATERIALES Y MÉTODOS.....	26
Área de estudio	26
Muestreo	27
Digestión ácida.....	27
Cuantificación de metales traza	28
Análisis estadístico.....	28
Estimación de riesgo por ingesta método determinístico.....	29

Estimación de riesgo por ingesta método probabilístico.....	30
Modelo biocinético de exposición integral al plomo (IEUBK).....	30
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
Concentración de metales pesados en tejido muscular dorsal de <i>Pterygoplichthys</i> spp.	31
Estimación de riesgo de exposición.....	35
Porcentaje de riesgo de exposición a Plomo por IEUBK.....	37
CONCLUSIÓN.....	39
AGRADECIMIENTOS.....	40
REFERENCIAS	41
CAPÍTULO 3. CONCLUSIONES.....	44
LITERATURA CITADA.....	48
ANEXO.....	54

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. Localización de los puntos de muestreo en los Ríos Grijalva y Río Usumacinta.	27
FIGURA 2. Comparación de la concentración promedio de Cd, Cr, Mn y Pb en tejido muscular dorsal de <i>Pterygoplichthys</i> spp de las sub-cuencas Grijalva y Usumacinta.	32

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO I. Parámetros utilizados para estimar la exposición por ingesta de Cd, Cr y Mn en niños en la cuenca baja Grijalva-Usumacinta.	36
CUADRO II. Cociente de riesgo usando los niveles de Cd, Cr y Mn en muestras de tejido muscular dorsal de la sub-cuenca Usumacinta y sub-cuenca Grijalva.	36
CUADRO III. Proporción de población con concentraciones sanguíneas de plomo a niveles superiores al desarrollo de efectos adversos.	38

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Los seres humanos han causado una redistribución sin precedentes de los seres vivos de la Tierra, tanto accidental como deliberadamente, a través de la migración, el transporte y el comercio, hoy en día los seres humanos continúan dispersando un número siempre creciente de especies a través de barreras antiguamente insuperables, tales como océanos, cadenas montañosas, ríos y zonas climáticamente hostiles, lo que ha generado el incremento de los invasores biológicos (Mack et al., 2000; Keane y Crawley, 2001; García, Boix y Clavero, 2007).

La invasión biológica se define como el proceso de introducción, establecimiento y expansión de especies procedentes de otras áreas geográficas, las cuales en su mayoría han sido ocasionadas por introducciones accidentales, sin embargo se han dado casos de introducción intencional como el caso del Pez León (*Pterois volitans*) que actualmente se encuentra en aguas del mar Caribe y océano Atlántico (Vilà, Castro y García-Berthou, 2008; Morris y Whitfield, 2009). Dicho de otra forma se conoce como invasión biológica cuando especies de origen remoto alcanzan un nuevo territorio y se propagan por él de forma vertiginosa, causando serias alteraciones en la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor (Mooney y Hobbs, 2000).

Los invasores biológicos propician, en muchos casos, un enorme daño ecológico y socioeconómico, se considera que ésta es una importante causa de pérdida de

biodiversidad en el mundo, solamente por detrás de la destrucción de hábitats y la fragmentación del paisaje (Williamson, 1996).

El mecanismo con mayor aceptación de invasión por especies exóticas es el que se propone en la hipótesis del Escape de los Enemigos Naturales (EEN) propuesta por Keane y Crawley (2001), en esta se postula que las especies invasoras experimentan, tras su introducción en una región fuera de su ambiente natural una liberación de la regulación que sobre ellas ejercían sus enemigos naturales (depredadores, parásitos o patógenos), lo que propicia que la especie invasora aumente su población vertiginosamente así como el rango de distribución del invasor (Santamaría, et al., 2008). Así mismo, las especies autóctonas no disponen de defensas contra los invasores, por lo cual no ejercen alguna resistencia contra el incremento en la población del invasor (Rodríguez, 2001).

En México existen diversas problemáticas por la introducción de especies exóticas, de las cuales un gran número de casos se encuentran en la región sureste (Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo). En esta región destacan las especies acuáticas invasoras. Se han registrado 12 especies de peces invasores; de éstas , seis son de la familia Cichlidae, cuatro de origen africano: tilapia nilótica, *Oreochromis niloticus*; la tilapia azul, *Oreochromis aureus*; la tilapia de Mozambique, *Oreochromis mossambicus*, y la tilapia del Congo, *Tilapia rendalli*, y dos nativas de América Central; las mojarras pintas, *Parachromis managuensis* y *Parachromis motaguensis*; dos de la familia Cyprinidae, de origen asiático: la carpa común *Cyprinus carpio*, así como su variedad espejo, *Cyprinus carpio* var. *specularis*, y la carpa herbívora, *Ctenopharyngodon idella*; dos de la familia Loricariidae, de origen sudamericano; *Pterygoplichthys pardalis* y

Pterygoplichthys disjunctivus; un scianido norteamericano: la corvina roja, *Sciaenops ocellatus* y un escorpénido del Indo-Pacífico, el pez león *Pterois volitans* (Amador-del Ángel y Wakida-Kusunoki, 2014).

Dentro de los peces invasores en México, se destaca el caso de *Pterygoplichthys* spp. conocido genéricamente como “bagre acorazado” o “plecos”. Se consideran especies invasoras por que éstas pueden permanecer localizadas, volverse abundantes en interfluvios aislados o sufrir una dramática expansión geográfica (Amador-del Ángel y Wakida-Kusunoki, 2014). En el caso de los “plecos”, se presenta esta última tendencia, que se ha caracterizado por una muy rápida expansión geográfica y una significativa proliferación de sus poblaciones (Aguirre y Mendoza, 2009).

Los “plecos” pertenecen a la familia Loricariidae, son originarios de la cuenca baja, media y alta del río Amazonas de Brasil y Perú (Fuller et al., 1999; Weber, 2003), fueron popularizados debido a sus cualidades detritívoras lo que propicio que algunas especies sean comercializadas como peces ornamentales y controladores de algas (Mendoza et al., 2007; Hossain, et al., 2008). A su vez esto ha promovido su introducción en ríos y lagos de regiones de clima cálido, ya sea de forma controlada o accidental (Hoover, Killgore y Cofrancesco, 2004; Nico, Jelks y Tuten, 2009). Sin embargo, las adaptaciones biológicas que posee este organismo como una alta fecundidad de 472-1238 huevos maduros por hembra (Hoover et al., 2004), puede resistir concentraciones bajas de oxígeno respirando oxígeno atmosférico y puede sobrevivir fuera del agua hasta 30 horas gracias a su estómago vascularizado (que contiene gran cantidad de vasos sanguíneos) el cual puede utilizar como pulmón, resiste condiciones de salinidad de hasta 10.6 ups,

temperaturas del agua de 23-33.7 °C y rangos de pH de 5-8 (Capps et al., 2011), le confieren ventajas adaptativas frente a las especies nativas, por lo cual el número de individuos crece desmesuradamente (Nico y Martín 2001; Chávez, et al., 2006) volviéndolo un riesgo biológico en donde se encuentre.

En México algunas especies del género *Pterygoplichthys* han sido introducidas en diversos cuerpos de agua de los estados de Sinaloa, Jalisco, Michoacán, Morelos, Guerrero, Tamaulipas, Veracruz, Chiapas, Campeche y Tabasco (Amador del Ángel et al., 2014), el primer avistamiento se reportó en el año 1995 en el río Mezcala en el estado de Guerrero (Guzmán y Barragán, 1997). En el sureste del país, destacan los registros de la cuenca del Grijalva y el Usumacinta en Chiapas (Mendoza, et al., 2007; Ramírez-Guevara y Rodiles-Hernández 2008), la Laguna de las Ilusiones en Villahermosa, Tabasco (Wakida-Kusunoki, Ruiz-Carus y Amador-del Ángel, 2007), ríos de la Sierra y Pantanos de Centla en el Estado de Tabasco (Barba, 2005), en la Laguna de Catazajá, Chiapas y en los humedades de la Libertad, Palenque en la misma entidad (Capps, Rodiles-Hernández y Flecker, 2008; Ramírez-Guevara, 2008), en las Lagunas el Susil, Suñiná y en el río San Pedro, en Balancán, Tabasco (Estrada-Loreto, 2008; Cano 2011), así como en el río Palizada en Campeche (Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel 2011).

La amplia distribución que ha alcanzado comenzó a causar problemas ambientales como la degradación del hábitat debido a las madrigueras de anidación las cuales debilitan las orillas de los ríos (Govinda-Das, Rodiles-Hernández y Capps, 2013), así como serias alteraciones para la pesca en las

comunidades ribereñas debido al desplazamiento de especies de interés comercial y la destrucción de redes utilizadas en las pesquerías ribereñas (Amador-del Ángel y Wakida-Kusunoki, 2014)

Actualmente algunas investigaciones que abordan el tema del plecos se han orientado en su aprovechamiento como alimento para las poblaciones en general o bien, para obtener subproductos como fertilizantes, ensilado de pescado como complemento alimenticio para ganado, así como harina de pescado para alimento de peces siendo la harina la que tiene mayor aceptación entre comunidades pesqueras como una vía factible de aprovechamiento (Arroyo, 2008; Guerra, 2008; Cano, 2011) sin embargo, debido a que utilizar el ejemplar completo demerita la calidad de la harina se ha propuesto utilizar únicamente el tejido muscular del pez con lo cual el contenido proteico aumenta (Escalera y Arroyo, 2006; Mendoza, et al., 2007; Cano, 2011).

Por otra parte, los ambientes acuáticos son altamente vulnerables a contaminantes debido a las actividades antropogénicas derivadas del incremento de diferentes actividades humanas siendo los ríos los principales vertederos de los desechos ya sean industriales, domésticos o agrícolas. Contaminantes como metales pesados son ampliamente utilizados en la industria y en los últimos años han aumentado los problemas por la exposición constante a estos elementos (Villanueva y Botello 1998; Flores y Albert, 2004; Frías, et al., 2010).

En México la inadecuada planeación y el escaso control sobre el uso de los recursos naturales, así como la rápida industrialización, el crecimiento desordenado de sus principales ciudades y en algunos casos los abundantes aportes naturales principalmente del intemperismo geológico han sido los factores

responsables del aumento de los niveles de concentración de metales en el ambiente (Frías, et al., 2010).

La cuenca Grijalva-Usumacinta no es la excepción, puesto que a lo largo de ella existen grandes asentamientos humanos y se desarrollan diversas actividades económicas como la minería en pequeña escala y la agricultura, lo que expone a los organismos acuáticos a diversos contaminantes y fundamentalmente a metales pesados. Estos elementos son de particular preocupación debido a la capacidad que tienen para formar complejos con la materia orgánica, tienden a fijarse en los tejidos de los organismos expuestos. Este proceso es conocido como bioacumulación, se produce a través de diferentes vías como la ingestión sistemática de partículas de sedimento y su incorporación a la cadena alimentaria (Newarman, 1998; Villanueva y Botello, 1998; Bervotes, Blust, y 2001; Burger, et al., 2002).

La cuenca Grijalva-Usumacinta y zonas aledañas poseen recursos geológicos de interés económico nacional (Alvarado, 2014). El servicio geológico mexicano (SGM) reporta áreas cercanas a la cuenca Grijalva-Usumacinta y sus afluentes, con importantes mineralizaciones naturales (SGM, 2015). Regiones con estas características pueden contener mayores concentraciones de metales en suelos y sedimentos a lo establecido como permisible en guías de evaluación ambiental para proteger la salud humana (ATSDR, 2005; CCME, 1999; CCME, 2013). Estos suelos altamente mineralizados ingresan al cauce de los ríos por aporte de aguas domésticas y escorrentía superficial (Del Castillo, 2008). Por consiguiente, los sedimentos ribereños están constituidos principalmente por la fracción sedimentable, orgánica y mineral de los sólidos suspendidos por efecto de la

erosión y escorrentías (Herrera et al., 2013). Muchos contaminantes como el caso de los metales pesados quedan retenidos en los sedimentos que se depositan en el fondo del cauce. De tal manera que, los organismos que se alimentan de los sedimentos quedan especialmente expuestos a los contaminantes depositados.

En consecuencia, los organismos de hábitos bentónicos como *Pterygoplichthys* están particularmente expuestos a contaminantes entre ellos metales pesados, organismos con estas características generalmente son empleados como indicadores de la salud ambiental debido a que las altas tasas de absorción les permiten retener en su cuerpo concentraciones de contaminantes como metales pesados mayores a las del medio que las rodea por procesos de bioacumulación (Dhanakumar, Solaraj y Mohanraj, 2015).

De acuerdo con datos del SGM, para suelos en sitios a lo largo de la cuenca Grijalva-Usumacinta se ha reportado la presencia de algunos metales pesados en el siguiente orden decreciente de acuerdo a su concentración: manganeso (Mn)> cromo (Cr)> níquel (Ni)> zinc (Zn)> plomo (Pb)> cobre (Cu)> cadmio (Cd) (SGM, 2015), lo cual indica la presencia de metales sin función biológica por ejemplo Pb, Cd y Cr considerados tóxicos en concentraciones bajas, además, metales con función biológica como Mn que en concentraciones mayores a la dosis diaria recomendada puede causar problemas en el sistema nervioso central (ATSDR, 2015).

Sin embargo, el peligro que rodea a los metales pesados presentes en un medio es derivado de su ingreso en las cadenas tróficas donde se vuelve primeramente un potencial problema ambiental y posteriormente un posible problema de salud pública al ser ingeridos algunos de estos organismos con alta carga corporal de

contaminantes por el ser humano. El consumo de productos alimenticios con un elevado contenido de metales por parte de la población general en forma regular o frecuente, representa un peligro para los consumidores debido a que la ingesta es la principal vía de exposición a metales pesados (Castro y Méndez, 2008; Frías, et al., 2010).

A través de los años se han observado aumentos de las concentraciones de metales pesados en peces de agua dulce. Esto es importante debido a que la concentración de metales en la columna de agua y sedimentos se correlaciona positivamente con las concentraciones en tejido de peces (Castro y Méndez, 2008).

El nivel de la bioacumulación de metales pesados en los tejidos de peces está influenciada por factores bióticos y abióticos, tales como el hábitat, especie química del metal, por los organismos acuáticos, edad, sexo, masa corporal y las condiciones fisiológicas de los peces, así como, condiciones fisicoquímicas del agua, temperatura, pH y concentración de oxígeno disuelto (Has-Schön, Bogut y Strelec, 2006). Por otro lado, se ha incrementado la demanda de carne de pescado debido a los beneficios nutricionales de su consumo, esto se debe principalmente al contenido de proteína de alta calidad y alto contenido de dos tipos de ácidos grasos omega-3 polisaturados: ácido eicosapentaenoico y ácido docosahexaenoico en diferentes especies comestibles (Castro González, 2002; Clarkson, 2002; Domingo, et al., 2007). Los ácidos grasos omega-3 han tenido efectos benéficos en la prevención de afectaciones coronarias, reducción de arritmias y trombosis así como ayudar a mantener bajos los niveles de triglicéridos en plasma (Din, Newby y Flapan, 2004; Ismail, 2005; Castro y Méndez, 2008). Sin

embargo, el contenido de metales pesados tóxicos en el pescado puede contrarrestar los efectos positivos del consumo de pescado (Chan y Egeland, 2004).

Después de la catástrofe en los años 50 en la bahía de Minamata, Japón, causada por una intoxicación masiva debido al consumo de pescado contaminado con metil-mercurio, se tomó un particular interés por los efectos relacionados con la concentración de metales pesados presentes en pescado fresco (Frías et al., 2014).

Diversos estudios han demostrado que el consumo de peces constituye un aporte de metales potencialmente tóxicos. Aunque es muy poco probable un envenenamiento agudo por su ingesta, si pueden constituir un riesgo de intoxicación crónica, especialmente para los habitantes de las zonas donde el consumo de peces es su principal fuente de proteína, este hecho es importante debido a que existen reportes de daños graves a la salud como daños en el riñón, afectaciones en el sistema nervioso y daños en la médula ósea por citar algunos derivados de la ingesta de mariscos contaminados con metales (Frías, et al., 2014; Dhanakumar, Solaraj y Mohanraj, 2015; Gebremedhin y Berhabu 2015).

Los metales pesados, como Cd, Pb, Mn y Cr, se acumulan en tejidos humanos, especialmente riñón y pulmón (Castro y Méndez, 2008) son considerados particularmente tóxicos debido a que su absorción ocurre a través de procesos similares a de otros metales esenciales como el hierro (Frías, et al., 2014) aunado a ello se han asociado diversos efectos dañinos a la salud por su ingesta en bajas concentraciones. Para el caso específico de Cd se han asociado efectos como: disfunción renal tubular, proteinuria, insuficiencia renal crónica, arteriosclerosis

coronaria, aumentos del colesterol y ácidos grasos libres (Castro y Méndez, 2008), fibrosis pulmonar, alteraciones en el sistema esquelético, testículos, placenta y el sistema nervioso central.

En niños dosis de Cd superiores a 0.001 mg/kg/día (US. EPA, 2015) se han asociado con problemas en el sistema nervioso central; por tanto, se pueden producir trastornos neurológicos, tales como problemas de aprendizaje e hiperactividad (Castro y Méndez, 2008). Se ha reportado que la eficacia de la absorción gastrointestinal de Cd es de aproximadamente 3-8 % de la carga ingerida, su acumulación es principalmente en riñones mientras en musculo las concentraciones son considerablemente bajas en comparación al riñón (Castro y Méndez, 2008).

Por otra parte, el Pb afecta principalmente al sistema nervioso, tanto en niños como en adultos. Es un metal que no tiene umbral de referencia lo cual indica que no se ha establecido una dosis de seguridad (ATSDR, 2008), sin embargo, diversos estudios han asociado efectos adversos en concentraciones >10 µg de Pb/dL de sangre. La exposición prolongada de adultos ha causado alteraciones en algunas funciones del sistema nervioso, puede producir debilidad en los dedos, las muñecas y los tobillos, puede producir anemia y los niveles de exposición altos pueden dañar seriamente el cerebro y los riñones en adultos o en niños puede causar la muerte (ATSDR, 2008).

Los metales esenciales a pesar de que participan en reacciones bioquímicas vitales, en concentraciones superiores a las dosis recomendadas se han asociado con efectos adversos. Por ejemplo, Mn en dosis superiores a 0.14 mg/kg/día se ha

asociado con alteraciones en el desarrollo cerebral en niños, causando problemas en la capacidad de aprender y memorizar (ATSDR, 2008; US.EPA, 2015).

El Cr es otro metal con función biológica, en concentraciones normales actúa como cofactor en la síntesis de azúcares, proteínas y grasas. Sin embargo en dosis superiores a 0.003 mg/kg/día se han asociado con efectos negativos como: anemia, irritación y úlceras en el estómago y el intestino delgado (ATSDR, 2008; US. EPA, 2015).

La importancia de identificar un riesgo de exposición a metales pesados radica en el carácter acumulativo y de permanencia de estos metales, la población puede estar expuesta e incorporar o bioacumular en su organismo como consecuencia de su ingesta en la dieta cantidades peligrosas de metales, que si bien no son suficientes para una intoxicación aguda, la ingesta sistemática podría ocasionar intoxicaciones crónicas especialmente en niños, debido a que sus sistemas corporales aún se están desarrollando y presentan cambios rápidos en el crecimiento tienen variaciones en la inmadurez orgánica y tisular así como déficit cuantitativos y cualitativos en su sistema de inmunovigilancia, además están más expuestos porque proporcionalmente comen más alimentos por kilogramo de peso, beben más líquidos y respiran más aire que los adultos. (Zayas y Cabrera 2007, Frías et al. 2010), lo cual implica un riesgo derivado por la exposición a metales pesados (Frías, et al., 2014).

En el campo de la salud ambiental, el término riesgo significa la probabilidad de que un efecto no deseado ocurra como resultado de la exposición a diferentes tóxicos, xenobióticos, contaminantes, etc. Su ejecución implica contar con información de tres factores: a) la fuente del agente causal o contaminante, b) el

medio por el cual este agente entra en contacto con la población receptora y c) la población receptora. Sin embargo un riesgo no se define únicamente por el contacto con el tóxico, debe haber exposición; es decir, se requiere de la entrada del tóxico al organismo (EPA, 2006; IPCS, 2006; Gilbert y Miller, 2008)

En los escenarios de riesgo (sitios potencialmente contaminados) es común que la problemática ambiental involucre múltiples factores estresantes y varios medios impactados. Por lo tanto no resulta extraño que los tomadores de decisión requieran simplificar la complejidad a fin de ordenar, guiar o diseñar medidas de intervención que reduzcan los riesgos identificados. En este contexto surgen las metodologías que tienen precisamente como objetivo, la identificación de los riesgos y la determinación de las magnitudes de los riesgos identificados. Los riesgos en salud se generan por una exposición a contaminantes presentes en el medio ambiente, como desechos industriales, fármacos, aguas residuales, etc. Donde dichos tóxicos se encuentren presentes, habrá la necesidad de realizar una estimación de riesgos.

La necesidad de realizar una estimación de riesgos surge en el siglo pasado en los años 80s en los Estados Unidos de Norteamérica en un esfuerzo por establecer leyes y reglamentos para estudiar áreas impactadas por elementos tóxicos (EPA, 2004; ATSDR, 2008). Las metodologías establecidas parten de una amplia evaluación ambiental cuantificando tóxicos en los medios involucrados en las rutas de exposición que permiten la definición de los escenarios de exposición así como el tratamiento probabilístico de la información por lo que se pueden generar estimados cuantitativos de riesgo. Por tal motivo estas metodologías representan una herramienta útil para establecer las áreas donde existe el mayor

potencial de riesgo por exposición de la población a los contaminantes, y por ello, la de mayor prioridad para su remediación (Chávez, 2012).

La estimación de riesgo se lleva a cabo mediante la relación dosis-respuesta de cada elemento o compuesto de interés. Esta relación establece la correspondencia entre la cantidad de sustancia peligrosa y la magnitud del efecto (Chávez, 2012). Para estimar la exposición de la población receptora a los metales estudiados, se realizan dos tipos de análisis: determinístico y probabilístico. El análisis determinístico se enfoca en estimar la exposición basándose en las medidas de tendencia central de las dosis de exposición calculadas, lo cual provee de poca información acerca de la variabilidad e incertidumbre alrededor de las estimaciones de riesgo (Díaz-Barriga, 1999).

El análisis probabilístico tiene como objetivo caracterizar cuantitativamente, la incertidumbre y la variabilidad en los estimados de exposición o riesgo, tomando en cuenta el comportamiento de las muestras actuales y antecedentes (US.EPA, 1997), para lo cual se construye un modelo que defina el escenario de interés, en el que se asumen distribuciones estadísticas para las variables aleatorias de entrada, precisando a su vez cuáles serán los resultados de interés. Posteriormente se generan valores aleatorios dentro de los parámetros definidos para las distribuciones estadísticas de las variables de entrada y se derivan las distribuciones de los resultados. Para tal fin se puede usar un modelo de simulación probabilística Monte Carlo (MC), que hace uso de la generación de números pseudoaleatorios para imitar mediante modelos matemáticos el comportamiento aleatorio de fenómenos, procesos o eventos reales (US.EPA, 1997).

Para la caracterización del riesgo no cancerígeno se procede a comparar las dosis de exposición resultantes de los análisis, contra la dosis de referencia (RfD por sus siglas en inglés) o los niveles de riesgo mínimo (MRL por sus siglas en inglés) la que sea menor a través de un cociente de riesgo (CR), considerándose que un valor mayor a uno indica un riesgo alto, lo cual indica que la dosis estimada de exposición en el área de estudio es mayor al valor de la RfD o MRL para el contaminante, por lo que se pueden generar efectos adversos a la salud en la población receptora. Cuando se usa la simulación MC, se repite esta operación n veces, con lo que se genera una distribución probabilística del CR para estimar así, qué porcentaje de la población receptora podría encontrarse bajo esta condición ($CR > 1$).

Este modelo se aplica a casi todos los contaminantes; sin embargo, el Pb es la excepción debido a que sus efectos tóxicos carecen de valores de referencia a los que se ha asociado un efecto adverso y por consiguiente, no puede calcularse su RfD. En consecuencia, el riesgo relacionado con la exposición a Pb se estima mediante un método alternativo que no involucra el cálculo de la dosis de exposición. En este caso la cuantificación de este metal en sangre es lo que comúnmente se utiliza.

La alternativa para el cálculo de Pb en sangre es el software IEUBK (Modelo Biocinético de Exposición Integral a Plomo), nombrado así por sus siglas en inglés y desarrollado por la corporación de investigación Syracuse para la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. El *software* IEUBK estima el riesgo por la exposición a partir de los datos ambientales del sitio y predice los niveles en sangre a partir de parámetros toxicocinéticos de Pb en población infantil que se

encuentran disponibles en el propio software. Es decir, se le alimenta con los valores de los índices infantiles de inhalación de aire e ingesta de suelo/polvo, agua y alimentos, y con la información ambiental del sitio. El modelo estima la probabilidad de que la concentración de Pb en sangre en los niños exceda un cierto nivel de concentración. En México el IEUBK ha sido utilizado para evaluar el riesgo a la salud humana por la exposición al Pb en diversas regiones (Yáñez, et al., 1997; Carrizales, et al., 2006; Razo, 2006).

JUSTIFICACIÓN

Las especies *Pterygoplichthys*, conocidas genéricamente como plecos, constituyen una de las amenazas más serias a los ecosistemas acuáticos. Actualmente se encuentra distribuido en las cuencas de Grijalva y Usumacinta, dos de las cuencas más importantes del sureste de México. Un ejemplo de los estragos causados por estos peces es la devastación de la otrora pesquería de agua dulce más importante de México, la de tilapia en la presa de Infiernillo en Michoacán y Guerrero, de la cual se llegaron a registrar producciones de cerca de 20,000 toneladas al año y debido a la presencia de *Pterygoplichthys* se ha disminuido su captura en un 80% (Mendoza, et al., 2007).

Las estrategias de control han sido variadas, desde ser usado como fertilizante hasta la generación de biodiesel. Sin embargo las más aceptadas son la utilización como alimento y la generación de sub productos dirigidos principalmente a animales de crianza debido al gran contenido proteico de su carne.

No obstante, los hábitos detritívoros propios de las especies *Pterygoplichthys* lo exponen a contaminantes como metales pesados depositados en los sedimentos de los cuales se alimenta. Por tal motivo, previo a su utilización masiva es necesario analizar la carga de contaminantes previniendo así, que pueda ser agente causal de complicaciones en salud pública.

Para ello se ha elegido como la población infantil por ser el sector más vulnerable ante un escenario de ingesta de tejido muscular de *Pterygoplichthys* como única fuente de proteína debido a que en proporción con los adultos comen más alimentos por kilogramo de peso, sus sistemas corporales aún se están

desarrollando, tienen inmadurez orgánica y tisular así como déficit cuantitativos y cualitativos en su sistema de inmunovigilancia.

Los metales son de interés debido a que estos son particularmente tóxicos, constituyen un riesgo serio para el medio ambiente, ya que son sustancias con una gran estabilidad química ante los procesos de biodegradación, por lo que los seres vivos son incapaces de metabolizarlos, generándose una contaminación por bioacumulación y un efecto multiplicador en la concentración del contaminante en la cadena trófica. Alcanzan niveles altos de toxicidad y se absorben muy eficientemente a través de las membranas biológicas.

Los organismos filtradores como los pecos son especialmente susceptibles a bioacumular metales pesados que se encuentran depositados en los sedimentos, por otra parte, las medidas de control sugeridas para controlar el número creciente de *Pterygoplichthys* son la difusión de los beneficios proteicos de su carne para estimular su consumo, por estos motivos la estimación de riesgo es la herramienta adecuada como un primer paso ante el proceso de gestión de riesgos a la salud para disminuir la complejidad a fin de ordenar, guiar y diseñar medidas de intervención.

Objetivo General

Estimar el riesgo de exposición a cadmio, cromo, manganeso y plomo por ingesta de *Pterygoplichthys spp.* de la cuenca baja del Grijalva-Usumacinta en infantes de comunidades ribereñas.

Objetivos específicos

1. Evaluar el contenido metálico en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys spp.* en diferentes sitios de los ríos Grijalva y Usumacinta.
2. Estimar dosis de exposición oral a cadmio, cromo total, plomo y manganeso a partir de concentraciones en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys spp.*
3. Estimar el riesgo derivado de la dosis de exposición oral a cadmio, cromo total, plomo y manganeso en infantes en comunidades ribereñas.
4. Identificar los sitios de mayor riesgo por exposición oral a cadmio, cromo total, plomo y manganeso en las sub-cuencas Grijalva y Usumacinta.

Capítulo 2. Evaluación de riesgo de exposición a metales pesados por consumo de plecos (*Pterygoplichthys* spp) en infantes de comunidades ribereñas del río Grijalva y Usumacinta

Habacuc Lorenzo-Márquez ¹, Arturo Torres-Dosal ^{1*}, Everardo Barba-Macías ², César A. Ilizaliturri-Hernández ³, Rebeca Martínez-Salinas ⁴, Juan Morales-López ¹

¹El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad San Cristóbal, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de las Casas, Chis., México, CP 29290.

²El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Villahermosa, Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5 Ranchería Guineo, sección II, Villahermosa, Tabasco., México, CP 86280.

³Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP) Coordinación para la Innovación y la Aplicación de la Ciencia y la Tecnología (CIACYT), Sierra Leona No 550, Lomas 2a, Secc. 3er Piso, Cubículo 21, San Luis Potosí, S.L.P., México, CP 78221.

⁴Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH), 1ª Sur Poniente No 1460 Col. Centro, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. C. P 29000.

^{1*} Corresponding author. e-mail address: atorres@ecosur.mx; Phone/fax: (967) 674 9000

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue cuantificar los niveles de concentración en tejido muscular dorsal del pez invasor *Pterygoplichthys spp.* y evaluar el riesgo por exposición a metales pesados (Cd, Cr, Mn y Pb) en infantes por ingesta usando modelación probabilística de escenarios por Monte Carlo en las sub-cuenca Grijalva y Usumacinta en los estados de Chiapas y Tabasco, México. Se obtuvieron las siguientes concentraciones promedio de metales en tejido muscular: Mn = 734.70, Cr = 315.16, Pb = 204.62 y Cd = 38.04 $\mu\text{g/Kg}$. Las dosis de exposición estimadas mostraron coeficientes de riesgo bajos para ambas sub-cuencas. Se utilizó el modelo biocinético de exposición integral al plomo IUBK por sus siglas en inglés para estimar la concentración sanguínea de Pb por ingesta de peces, se calculó en % de población con niveles $> 5 \mu\text{g Pb/dL}$ de sangre de 0.555 y 2.226 para las sub-cuenca Grijalva y Usumacinta respectivamente, ambos resultados muestran que existe un riesgo mínimo de exposición en niños. Sin embargo, es necesario tener un estudio más detallado en el que se consideren factores como la edad y la talla de los organismos capturados, así como evaluar la concentración en sub-productos como la harina de pescado y la influencia en la concentración de los procesos de cocinado.

Palabras Clave: Metales pesados, cuenca Grijalva-Usumacinta, *Pterygoplichthys spp.*, Monte Carlo, IEUBK

ABSTRACT

The aim of this study was to assess the concentration levels in dorsal muscle tissue invasive fish *Pterygoplichthys spp.*, and the estimate risk of exposure to heavy metals (Cd, Cr, Mn and Pb) in infants by ingestion using probabilistic scenarios modeling in the sub-basin Grijalva and Usumacinta located at the states of Chiapas and Tabasco, Mexico. The following average metal concentrations in muscle tissue were obtained: Mn = 734.70, Cr = 315.16 = 204.62 Pb and Cd = 38.04 µg/Kg. Exposure dose to Cd, Cr and Mn were estimated using Monte Carlo analysis, showed low risk coefficients for both sub-basins. Because there has not been reported reference dose of exposure to Pb we use the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model (IEUBK) to estimate the blood concentration of Pb by eating fish, was calculated as% of population > 5 ug Pb / dl of blood 0.555 and 2.226 for sub-basin Grijalva and Usumacinta respectively, both results show that there is minimal risk in children. However, it is necessary to have a detailed study that considered factors such as age and size of the organisms taken, as well as evaluating the concentration in sub-products such as fishmeal and influence in the concentration of processes cooking.

Key words: Heavy metals, Grijalva-Usumacinta basin, *Pterygoplichthys spp.*, Monte Carlo, IEUBK

INTRODUCCIÓN

Actualmente se considera que la invasión biológica es uno de los causantes más importantes de la destrucción de hábitats y la fragmentación del paisaje e incluso están considerados como un vector más del cambio global (Dukes y Mooney 1999, Mooney y Hobbs 2000) aunque su impacto sobre los entornos y la sociedad en general es aún mucho menor que otros fenómenos como la alteración de la composición atmosférica, la contaminación o la pérdida de suelo (Castro *et al.* 2004). La invasión biológica se refiere al proceso de introducción, establecimiento y expansión de especies exóticas procedentes de otras áreas geográficas. Uno de los mecanismos comúnmente aceptados de invasión por especies exóticas es la propuesta en la hipótesis del Escape de los Enemigos Naturales (EEN) propuesta por Keane y Crawley (2001) en la cual se propone que las especies invasoras experimentan tras su introducción en una región fuera de su ambiente natural una disminución de la regulación que sobre ellas ejercían sus enemigos naturales (depredadores, parásitos o patógenos). Esto propicia que la especie invasora aumente su población vertiginosamente así como el rango de distribución (Santamaría *et al.* 2008).

En México desde hace 20 años se ha desarrollado un problema de invasión biológica provocado por el género *Pterygoplichthys* conocido comúnmente como “pleco” o “pez diablo”. *Pterygoplichthys* spp. es endémica de Sudamérica perteneciente a la familia Loricariidae (Mendoza *et al.* 2007), esta familia es de las más diversas con 716 especies descritas (Nelson 2006, Ferraris 2007) y debido a sus cualidades detritívoras algunas especies han sido comercializadas como peces ornamentales y controladores de algas (Hossain *et al.* 2008) lo cual ha promovido su introducción en ríos y lagos de regiones de clima cálido, ya sea de forma controlada o accidental (Hoover *et al.* 2004, Nico *et al.* 2009)

sin embargo, gracias a las diversas adaptaciones biológicas de este organismo como una alta fertilidad, una reproducción precoz así como tolerancia de aguas con condiciones variantes en la calidad, le confieren ventajas adaptativas frente a las especies nativas (Nico y Martín 2001, Chávez *et al.* 2006) por lo cual representa un riesgo biológico en donde se encuentre. En México se reportó el primer avistamiento en el año 1995 en el río Mezcala en el estado de Guerrero (Guzmán y Barragán 1997). Actualmente *Pterygoplichthys* spp. se encuentra distribuido en distintos puntos de México como en la presa el Infiernillo y río Balsas en el estado de Michoacán (Contreras *et al.* 2006); sin embargo resaltan los casos específicos reportados en el sureste del país, desde la cuenca alta del Grijalva en Tecpatán, Chiapas (Mendoza *et al.* 2007, Ramírez-Guevara y Rodiles-Hernández 2008), la laguna de las Ilusiones en Villahermosa, Tabasco (Wakida-Kusunoki *et al.* 2007), ríos de la Sierra y Pantanos de Centla en el Estado de Tabasco (Barba 2005), en la Laguna de Catazajá, Chiapas y en los humedades de la Libertad, Palenque en la misma entidad (Capps *et al.* 2008, Ramírez-Guevara y Rodiles-Hernández 2008), en las Lagunas el Susil, Suñiná y en el río San Pedro, en Balancán, Tabasco (Estrada-Loreto 2008, Cano 2011), así como en el río Palizada en Campeche (Wakida-Kusunoki y Amador-del Ángel 2011).

La amplia distribución que ha alcanzado comenzó a causar problemas ambientales como la degradación del hábitat, hibridación con especies nativas, el deterioro de la calidad del agua, introducción de enfermedades o parásitos (Collares-Pereira *et al.* 2002, Govinda-Das 2010) así como serias alteraciones para la pesca en las comunidades ribereñas debido al desplazo de especies de interés comercial y la destrucción las redes utilizadas en los artes de pesca locales (Mendoza *et al.* 2007).

En respuesta a estos problemas, algunas investigaciones que abordan el tema del plecos se han orientado en su aprovechamiento como alimento para las poblaciones en

general o bien, para obtener subproductos como fertilizantes, ensilado de pescado como complemento alimenticio para ganado, así como harina de pescado para alimento de peces siendo la harina y la implementación del pez en la dieta las opciones más factibles entre comunidades pesqueras como una vía de aprovechamiento (Arroyo 2008, Guerra 2008, Paramo *et al.* 2008, Cano 2011). Por otra parte, los ambientes acuáticos son altamente vulnerables a contaminantes debido a las actividades antropogénicas derivadas del incremento de diferentes actividades humanas siendo los ríos los principales vertederos de los desechos ya sean industriales, domésticos o agrícolas. Los metales pesados son ampliamente utilizados en la industria y en los últimos años han aumentado los problemas por la exposición constante a estos elementos. En México la inadecuada planeación y el escaso control sobre el uso de los recursos naturales, así como la rápida industrialización, el crecimiento desordenado de sus principales ciudades y en algunos casos los abundantes aportes naturales principalmente del intemperismo geológico han sido los factores responsables del aumento de los niveles de concentración de metales en el ambiente (Villanueva y Botello 1998, Flores y Albert 2004, Frías *et al.* 2010).

La cuenca Grijalva-Usumacinta no es la excepción, puesto que a lo largo de ella existen grandes asentamientos humanos y se desarrollan diversas actividades económicas como la minería en pequeña escala y la agricultura, lo que expone a los organismos acuáticos a diversos contaminantes y fundamentalmente a metales pesados. Estos son de particular preocupación debido a la capacidad que tienen para formar complejos con la materia orgánica, tienden a fijarse en los tejidos de los organismos expuestos. Este proceso conocido como bioacumulación se produce a través de diferentes vías como la ingestión sistemática de partículas de sedimento y a través de la cadena alimentaria y es uno de los problemas más graves que tales elementos presentan como alteradores en los medios

acuáticos (Newarman 1998, Villanueva y Botello 1998, Bervotes *et al.* 2001, Burger *et al.* 2002).

Los organismos de hábitos bentónicos y filtradores generalmente son empleados como indicadores de contaminación debido a que las altas tasas de absorción les permiten retener en su cuerpo concentraciones de contaminantes proporcionalmente mayores a las del medio que les rodea (Dhanakumar *et al.* 2015). El peligro de aquellos elementos metálicos tóxicos es derivado de su ingreso en las cadenas tróficas donde se vuelve un problema ambiental y posteriormente un problema de salud al ser ingeridos algunos de estos organismos con alta carga corporal de contaminantes por el ser humano. El consumo de productos alimenticios con un elevado contenido de metales por parte de la población general en forma regular o frecuente, puede representar un peligro para los consumidores, siendo los niños los más vulnerables debido a que sus sistemas corporales aún se están desarrollando y presentan cambios rápidos en el crecimiento tienen variaciones en la inmadurez orgánica y tisular así como déficit cuantitativos y cualitativos en su sistema de inmunovigilancia, además están más expuestos porque proporcionalmente comen más alimentos por kilogramo de peso, beben más líquidos y respiran más aire que los adultos. (Zayas y Cabrera 2007, Frías *et al.* 2010).

El plecos al tener hábitos detritívoros está particularmente expuesto a la ingesta de metales pesados asociadas a las partículas de sedimento de las cuales se alimenta y al estar considerado para incluirse en la dieta regular es de gran importancia realizar un estudio que valore la potencial exposición a metales pesados por esta ruta en individuos vulnerables como son los niños.

El objetivo del presente estudio fue estimar el riesgo de exposición a cadmio (Cd), cromo (Cr), manganeso (Mn) y plomo (Pb) por ingesta de *Pterygoplichthys* spp en la sub-

cuenca baja del Grijalva-Usumacinta. Se evaluó el contenido metálico en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp, en diferentes sitios de la sub-cuenca Grijalva-Usumacinta, así como los posibles riesgos para la salud en niños utilizando la metodología de simulación probabilística Monte Carlo y el modelo biocinético de exposición integral al plomo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Los ríos Grijalva y Usumacinta son parte de la cuenca hidrológica transfronteriza Grijalva-Usumacinta localizada en la parte sureste de México y noreste de Guatemala, son dos de los ríos más caudalosos de México con un escurrimiento promedio de 115, 536 millones de m³/año y son de gran importancia debido a que dotan de recursos hídricos a varias ciudades siendo de los ríos con mayor longitud en México con 1, 521 km y un área total de 83, 553 km². El estudio se llevó a cabo en los estados de Chiapas y Tabasco en sitios donde se ha reportado la presencia de *Pterygoplichthys* spp., dentro de las dos sub-cuencas. Los puntos seleccionados fueron los siguientes: 15Q 662123.88 E 1936581 N Tenosique, Tabasco (UT); 15Q 655184.09 E 1969187.35 N Balancán, Tabasco (BA); 15Q 604662.31 E 1960279.24 N Catazajá, Chiapas (CC); 15Q 540921.00 E 2033390.00 N Centla, Tabasco (CE); 15Q 441319.30 E 1918158.68 N Tecpatán, Chiapas (EH); 15Q 493179.38 E 1978399.54 N Villahermosa, Tabasco (VH); 15Q 499285.00 E 1955005.00 N Teapa, Tabasco (LSG); 15Q 433502.72 E 2014193.84 N Cárdenas, Tabasco (ZP) y 15Q 462712.11 E 1983620.32 N Cárdenas, Tabasco (CT) ilustrados en la **figura 1**.

Muestreo

El muestreo fue realizado entre la primavera de 2014 y verano del mismo año, se llevó a cabo con ayuda de los pescadores locales, se colectaron 81 ejemplares de *Pterygoplichthys* spp. adultos los cuales fueron sacrificados para obtener el tejido muscular dorsal. El tejido muscular dorsal obtenido, se colocó en frascos ámbar con tapa-rosca, se mantuvo a 4°C para su transporte y posterior congelación -4°C hasta su utilización.

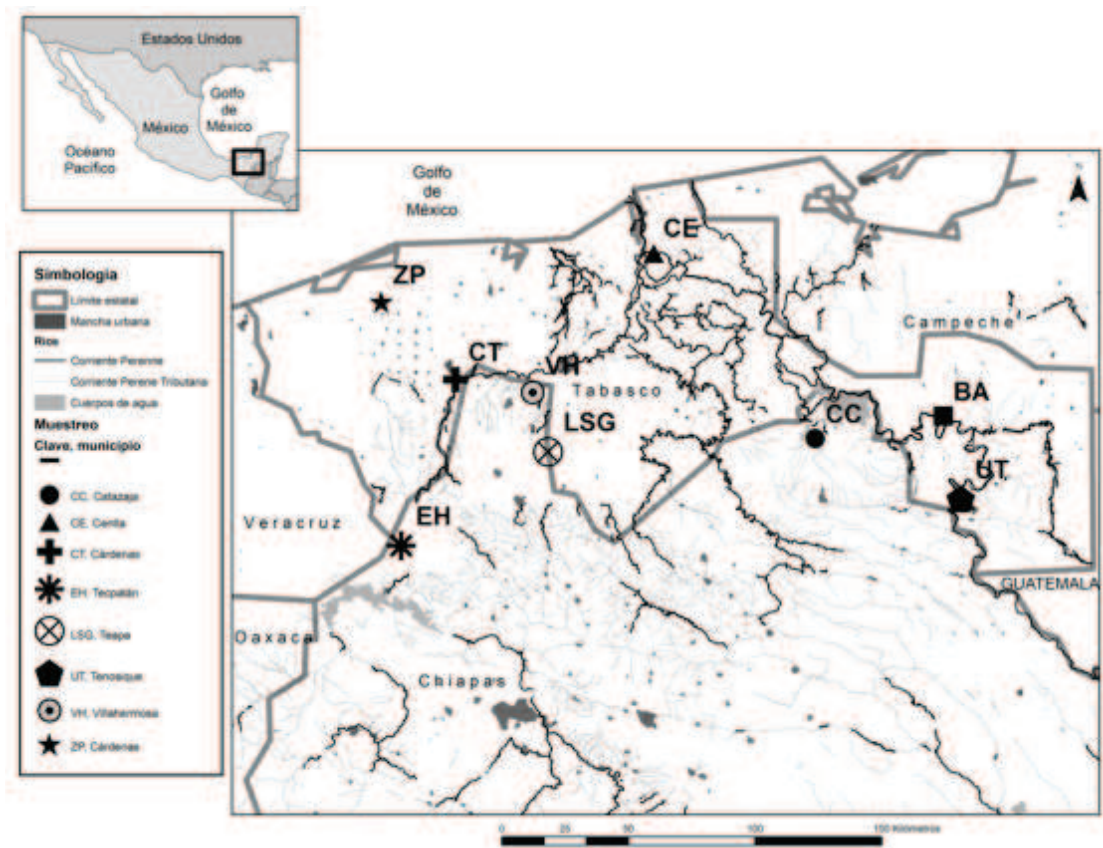


FIGURA 1. Localización de los puntos de muestreo en los Ríos Grijalva y Río Usumacinta.

Digestión ácida

La extracción de metales se llevó a cabo por digestión ácida según las especificaciones del método EPA 3052 en placa de calentamiento Corning (PC-600D) se

pesaron en vasos de precipitado 2 g de tejido dorsal muscular de *Pterygoplichthys* spp. se añadió 1 ml de HClO₄ y 9 ml de HNO₃ marca JT Baker grado instra para el análisis de metales traza. Como proceso de predigestión se colocaron en agitación a 150 r.p.m durante 12 horas, posteriormente se calentaron a 70°C durante 24 horas colocando un vidrio de reloj en cada vaso para generar reflujo. Finalizadas las 24 horas se evaporó la mezcla de ácidos, se dejó enfriar hasta temperatura ambiente y se reconstituyeron las muestras a 10 ml con HNO₃ 0.2%. Las muestras fueron aforadas a 25 ml con HNO₃ 0.2%.

Cuantificación de metales traza

La cuantificación de metales traza se realizó de acuerdo al método EPA 7010 por medio de espectrometría de absorción atómica con horno de grafito (modelo Varian SpectrAA 220 con horno de grafito Varian GTA 110) con los siguientes límites de detección Cd = 0.2 µg/L, Cr = 2 µg/L, Mn = 5 µg/L y Pb = 10 µg/L. Como control de calidad se utilizó el material de referencia del National Institute of Standards and Technology (NIST) Bovine liver tissue 1577c obteniéndose porcentajes de recuperación de 95 a 97%.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza ANOVA one-way para cada uno de los metales cuantificados, con la finalidad de determinar la existencia de diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los sitios muestreados. El análisis se realizó con ayuda del software estadístico JMP Statistical Discovery.TM from SAS 9.

Estimación de riesgo por ingesta método determinístico

Para la estimación del riesgo por ingesta se utilizó como guía el método determinístico descrito en la Metodología de Identificación y Evaluación de Riesgos para la Salud en Sitios Contaminados, de la Organización Panamericana de la Salud (Díaz-Barriga 1999) en la cual es necesario obtener una dosis de ingesta del contaminante considerando algunos aspectos como los que se describen en la siguiente ecuación:

$$Dosis = \frac{Conc.* TI}{PC} * FE$$

Dónde:

Dosis= Dosis estimada de exposición (mg/kg-día).

Conc. = Concentración ambiental del contaminante en el medio analizado (mg/kg).

TI = Tasa de ingesta diaria del elemento del medio contaminado, en este caso tejido muscular dorsal de pez (mg/kg)

PC = Peso corporal de la población receptora (kg).

FE = Factor de exposición = 1, máximo riesgo.

Los datos de TI y PC fueron consultados en el Child-Specific Exposure Factors Handbook (US. EPA 2008) utilizando los datos para infantes de hasta 36 meses para ambos casos.

El siguiente paso fue dividir cada dosis estimada entre la dosis de referencia (RfD) para obtener un cociente de riesgo (CR), como podemos ver a continuación:

$$CR = \frac{\text{Dosis de exposición}}{\text{Dosis de referencia}}$$

La interpretación del nivel de riesgo se basa en que un $CR > 1$ significa que la exposición estimada para un individuo supera los límites de seguridad propuestos para el contaminante de interés, por lo que hay un riesgo alto de manifestar los efectos adversos descritos para su RfD; mientras que un $CR < 1$ significa que el riesgo de exposición es bajo por lo que la posibilidad de ocurrencia de un efecto adverso en la población es mínima.

Estimación de riesgo por ingesta método probabilístico

En la estimación de riesgos, hay varias fuentes de incertidumbre. Debido a la variabilidad natural inherente, las variables de la ecuación se pueden definir en términos de una función de densidad de probabilidad derivada de un número limitado de observaciones.

Para tener en cuenta de forma explícita la incertidumbre generada por el método determinístico y su impacto en la estimación de cociente de riesgo, se adoptó una simulación de Monte Carlo mediante el programa Oracle Crystal Ball Release (Versión 11.1.2.3.500 para Microsoft Office) para analizar los datos y la estimación de parámetros de distribución. El tipo de distribución seleccionado se basó en criterios probabilísticos. Se utilizaron 10 mil iteraciones para asegurar la estabilidad de los resultados.

Modelo biocinético de exposición integral al plomo (IEUBK)

Debido a que no se ha reportado un umbral de toxicidad para Pb, existen otros métodos por los cuales se puede calcular el porcentaje de riesgo de efectos adversos que representa la exposición a concentraciones de éste. Una de las alternativas es la utilización

del modelo biocinético de exposición integral al plomo conocido por sus siglas en inglés como IEUBK, el cual permite estimar una posible distribución de la concentración de plomo en sangre para un niño o una población de niños, de 0 a 84 meses de edad. El modelo requiere información sobre la exposición al plomo e información sobre el niño o la población de niños que desea estudiarse. Para ello, el IEUBK utiliza valores y ecuaciones que consideran la exposición, la absorción y la biocinética del plomo en población infantil. El IEUBK puede ser de utilidad para inferir estrategias de restauración en sitios contaminados con plomo. Sin embargo, se requiere cautela en su uso, ya que el modelo por sí solo no sirve para definir los niveles de seguridad ambiental pues siempre será requerida la validación en escenarios reales.

El modelo fue alimentado con los datos disponibles del sitio. Aire “default” (concentración en aire $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$; tiempo de permanencia al aire libre, 4 horas) Agua “default” (concentración en agua, $4 \mu\text{g}/\text{L}$; consumo diario de agua, $0.59 \text{ L}/\text{día}$); Concentración de plomo en sangre de madres en el parto “default” ($1 \mu\text{g Pb}/\text{dL}$); Suelo/Polvo (concentración en suelo, $15.375 \mu\text{g}/\text{g}$ para los sitios correspondientes al Río Grijalva y $15.736 \mu\text{g}/\text{g}$ para los sitios correspondientes al Río Usumacinta); Dieta (se utilizaron los valores promedio para cada metal en ambas sub-cuencas, se utilizó un porcentaje de consumo de pescado en la dieta del 100%). Los análisis se ajustaron a 84 meses de edad. Se utilizaron 5 y $10 \mu\text{g Pb}/\text{dL}$ de sangre como umbrales de exposición.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Concentración de metales pesados en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp.

En la **figura 2** se presentan los valores de las concentraciones totales de los metales pesados analizados en el tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp. en nueve sitios

pertenecientes a la cuenca Grijalva-Usumacinta. Mn y Cr fueron los metales con mayor presencia en el tejido muscular. Este mismo patrón es observado en los datos generados por el Servicio Geológico en las cartas geoquímicas de la zona donde manganeso y cromo son los metales con mayor presencia en la cuenca Grijalva-Usumacinta (SGM 2015).

Teniendo en cuenta todos los sitios muestreados y ambas sub-cuencas las concentraciones medias de los metales fueron: Mn 734.70 ± 984.36 , Cr 315.16 ± 192.64 , Pb 204.62 ± 141.53 y Cd 38.04 ± 8.32 $\mu\text{g/Kg}$ como se resume en la **figura 2**.

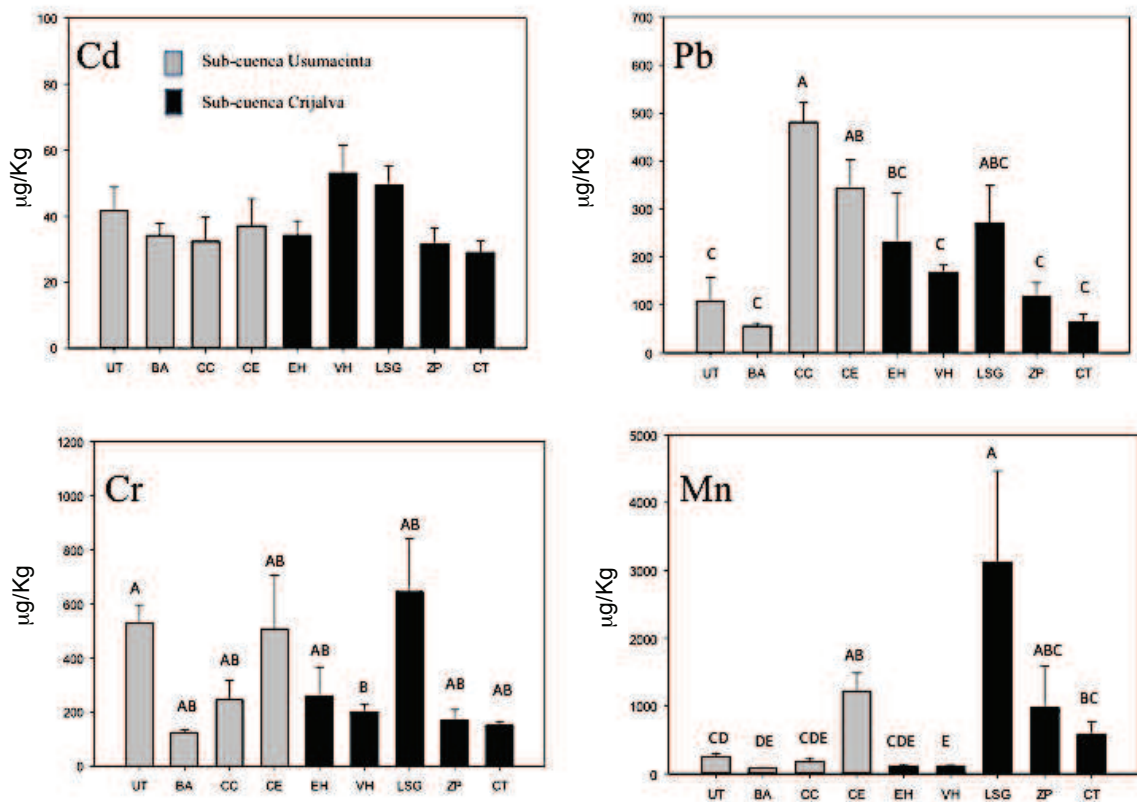


FIGURA 2. Comparación de la concentración promedio de Cd, Cr, Mn y Pb en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp de las sub-cuencas Grijalva y Usumacinta. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). Los datos son la media \pm desviación estándar.

Los valores máximos y mínimos de Mn en tejido muscular fueron 3117.27 ± 2695.78 y 81.90 ± 26.17 $\mu\text{g/Kg}$ para los sitios LSG y BA y un valor promedio de 734.70 ± 984.36 $\mu\text{g/Kg}$. Valores similares fueron reportados por Dhanakumar y colaboradores (2015) en la especie de valor comercial *Etroplus suratensis* procedente del río Cauvery cercano a la costa sudeste de la India con una concentración promedio de 3070 ± 2730 $\mu\text{g/Kg}$ y 6120 ± 3530 $\mu\text{g/Kg}$ en la especie *Catla catla* aproximadamente el doble de lo reportado en este estudio para *Pterygoplichthys* spp. Otro estudio realizado en *Oreochromis niloticus* por Abdel-Khalek (2015) en zonas pesqueras del río Nilo detectaron concentraciones de 1000 ± 240 $\mu\text{g/Kg}$ para zonas sin asentamientos industriales cercanos y 2200 ± 600 $\mu\text{g/Kg}$ para los sitios con descargas industriales próximas. A pesar de esto, *Pterygoplichthys* spp. contiene una mayor cantidad de manganeso comparado con *O. niloticus* procedente de sitios con descargas industriales próximas. Esto es atribuible a la ingesta sistemática de sedimento por parte de *Pterygoplichthys* spp. debido a que los organismos filtradores son capaces de acumular concentraciones mayores al medio que los rodea. Mn es un micronutriente esencial para muchas reacciones bioquímicas en los seres vivos. En este estudio *Pterygoplichthys* spp. contenía concentraciones hasta 3 veces más altas que otras especies de interés comercial.

Los valores máximos y mínimos detectados para Cr total en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp. fueron 645.15 ± 391.04 $\mu\text{g/Kg}$ en LSG y 125.34 ± 23.73 $\mu\text{g/Kg}$ en BA respectivamente y una concentración media de 315.16 ± 192.64 $\mu\text{g/Kg}$. Estos fueron inferiores a los reportados por Dhanakumar y colaboradores (2015) quienes obtuvieron en tejido muscular de seis especies comerciales en el río Cauvery de la India valores de Cr que van desde los 1560-500 $\mu\text{g/Kg}$. Otros estudios realizados en la presa Namar en Arabia

Saudita en la especie *O. niloticus* muestran concentraciones menores en el contenido de Cr en tejido muscular con una concentración promedio de 159.835 $\mu\text{g/Kg}$ (Ahmad *et al.* 2015), siendo aproximadamente la mitad de la concentración promedio encontrada en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp. La concentración máxima y mínima de Cd en tejido muscular fue 53.02 ± 54.01 y 28.93 ± 8.27 $\mu\text{g/Kg}$ correspondientes al sitio VH y CT respectivamente y una concentración promedio de 38.04 ± 8.32 $\mu\text{g/Kg}$. Valores menores fueron encontrados en tejido muscular de *Odontesthes bonariensis* en el río de la Plata en Argentina con concentraciones promedio de 10 $\mu\text{g/Kg}$ (Avigliano *et al.* 2015). Gebremedhis y Berhanu (2015) reportaron concentraciones altas de Cd en tejido muscular de *O. niloticus* con un promedio de 1040 $\mu\text{g/Kg}$ en los lagos Hawassa y Zaway en Etiopia alrededor de 20 veces mayor que las reportadas en este estudio. En el noroeste de México Frías y colaboradores (2014) analizaron tejido muscular en cuatro especies comerciales distribuidas en mercados obteniendo 270 ± 70 $\mu\text{g/Kg}$ de Cd siendo aproximadamente cinco veces mayor a la reportada en este estudio. Ahmad y colaboradores (2015) reportaron una concentración promedio de Cd en *O. niloticus* de 8.745 $\mu\text{g/Kg}$ aproximadamente 6 veces menor a la reportada en este estudio en tejido de *Pterygoplichthys* spp.

Los valores máximos y mínimos de Pb en tejido muscular fueron 481.01 ± 100.17 $\mu\text{g/Kg}$ y 56.29 ± 13.36 $\mu\text{g/Kg}$ para los sitios CC y BA respectivamente y un valor medio de 204.62 ± 141.53 $\mu\text{g/Kg}$. Dhanakumar y colaboradores (2015) encontraron en seis especies de interés comercial en el río Cauvery en la costa sudeste de la India un promedio de 1305 $\mu\text{g/Kg}$ de Pb. Gebremedhin y Berhanu (2015) encontraron en *O. niloticus* un promedio de 2450 $\mu\text{g/Kg}$ en lagunas de Etiopia. Ahmad y colaboradores (2015) encontraron en *O. niloticus* un promedio de 56.84 $\mu\text{g/Kg}$ siendo alrededor de nueve veces mayor la concentración de

plomo encontrada en este estudio. Resultado asociado a que los organismos filtradores pueden acumular concentraciones de contaminantes mayores a las del medio que las rodea (Dhanakumar, Solaraj y Mohanraj, 2015)

Estimación de riesgo de exposición.

La ingesta diaria estimada de metales pesados se comparó con la dosis de referencia oral (RfD) establecida para el desarrollo de algunos efectos adversos para la salud. De acuerdo con los métodos estándar de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés), el riesgo de efecto tóxico se expresa como la relación de la dosis resultante de la exposición a los medios de contaminados de un sitio con la dosis de seguridad. Esta relación se llama el cociente de riesgo (CR). Si el CR es menor que uno existe un riesgo poco significativo del desarrollo de efectos tóxicos. Si el CR excede de uno, existe una alta posibilidad de desarrollo de efectos tóxicos o adversos. La probabilidad del desarrollo de los efectos crónicos tóxicos tiende a aumentar con el aumento de CR. La RfD oral utilizadas para el cálculo del CR fueron Cd=1X10⁻³ mg/Kg/día, Cr= 1.5 mg/Kg/día y Mn 1.4X10⁻¹ mg/Kg/día (US. EPA, 2015).

En el **cuadro I** se muestran los parámetros utilizados con los cuales se obtuvieron los porcentajes de riesgo a partir de las concentraciones de los metales Cd, Cr y Mn obtenidos por el método probabilístico usando la simulación Monte Carlo en el tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp. para las sub-cuencas Grijalva y Usumacinta.

En el **cuadro II** se resumen el porcentaje de riesgo calculado para los metales cuantificados en tejido muscular de *Pterygoplichthys* spp. procedente de la sub-cuenca Grijalva. Se obtuvo un porcentaje de riesgo para Cd > 1= 2.37 para Mn % > 1= 0.1 lo que se interpreta como un riesgo bajo de desarrollar los efectos adversos asociados a su exposición para esta

sub-cuenca y para Cr $\% > 1 = 0$ lo cual se interpreta como un riesgo mínimo para el desarrollo de efectos adversos por la exposición a este metal derivada de la ingesta de *Pterygoplichthys* spp. En el **cuadro II** se resume el porcentaje de riesgo calculado para los metales analizados en tejido muscular de *Pterygoplichthys* spp. en la sub-cuenca Usumacinta. Se obtuvo únicamente un porcentaje de riesgo para Mn $>1 = 0.1$ el cual es considerado como un riesgo mínimo de desarrollar los efectos adversos asociados a su exposición por el consumo de tejido muscular de *Pterygoplichthys* spp. procedente de esta sub-cuenca.

CUADRO I. Parámetros utilizados para estimar la exposición por ingesta de Cd, Cr y Mn en niños en la cuenca baja Grijalva-Usumacinta.

Parámetros	Comentarios	Distribución	n	Mínimo	Máximo	Media	SD
Cd en peces (mg/kg)		Log Normal	81	-	-	0.044	0.040
Cr en peces (mg/kg)		Log Normal	81	-	-	0.227	0.248
Mn en peces (mg/kg)		Log Normal	81	-	-	0.425	0.944
Ingesta peces (Kg/día)	EPA (2011)	Triangular	-	0.035	0.05	0.04	-
Peso corporal (Kg)	EPA (2011)	Triangular	-	12	14	16.6	-
RfD Cd oral (mg/Kg/día)	Proteinuria significativa EPA (2015)					0.0005	-
RfD Cr oral (mg/Kg/día)	Efectos no reportados EPA (2015)					1.5	-
RfD Mn oral (mg/Kg/día)	Efectos en el sistema nervioso central EPA (2015)					0.14	-

CUADRO II. Cociente de riesgo usando los niveles de Cd, Cr y Mn en muestras de tejido muscular dorsal de la sub-cuenca Usumacinta y sub-cuenca Grijalva.

Metal	Cociente de Riesgo		
	$\% > 1$ sub-cuenca Grijalva	$\% > 1$ sub-cuenca Usumacinta	$\% > 1$ Grijalva-Usumacinta
Cd	2.37	0.0	1.56
Cr	0.0	0.0	0.0
Mn	0.01	0.01	0.0

Actualmente se ha promovido el consumo de carne de pescado debido a muchos beneficios nutricionales en comparación de otros productos de origen animal, esto se debe

principalmente al contenido de proteína de alta calidad y alto contenido de dos tipos de ácidos grasos omega-3 polisaturados: ácido eicosapentaenoico y ácido docosahexaenoico en diferentes especies comestibles (Castro-González 2002, Clarkson 2002, Domingo *et al.* 2007) con beneficios en salud descritos y asociados (Din *et al.* 2004, Ismail 2005). Sin embargo, el contenido de metales pesados tóxicos en el pescado puede contrarrestar los efectos positivos del consumo de pescado (Chan y Egeland, 2004). Castro y Méndez (2008) observan un incremento en las concentraciones de metales en peces de agua dulce, especialmente mercurio, cadmio y plomo. Esto es importante debido a que la concentración de metales en agua dulce se correlaciona positivamente con las concentraciones en tejidos de los peces. El nivel de bioacumulación de metales pesados en los tejidos de peces está influenciado por factores bióticos y abióticos, tales como el hábitat de los peces, forma química del metal, temperatura del agua, pH, concentración de oxígeno disuelto, transparencia del agua, así como por la edad de pescado, el sexo, la masa corporal, y las condiciones fisiológicas (Has-Schön *et al.* 2006).

A pesar que el porcentaje de riesgo para ambas cuencas y los metales evaluados fue mínimo existen reportes que indican que procesos culinarios alteran las propiedades de los contaminantes, produciendo un efecto de concentración en los contaminantes atribuido a la pérdida de agua (Ruelas *et al.* 2011, Kalogeropoulos *et al.* 2012, Costa *et al.* 2013). Razón por la cual se debe tener especial cuidado con los resultados obtenidos, debido a que el proceso de cocina o transformación de la materia prima en procesos industrializados podría incrementar la concentración de metales traza.

Porcentaje de riesgo de exposición a Plomo por IEUBK

Para el análisis del porcentaje de riesgo por plomo se utilizaron dos concentraciones en

sangre a las que se han asociado efectos adversos, 5 y 10 $\mu\text{g Pb/dL}$ de sangre. En el **cuadro III** se resumen los resultados calculados para la probabilidad de obtener Pb en sangre de niños de 0-84 meses de edad por ingesta de tejido muscular de *Pterygoplichthys* spp.

CUADRO III. Proporción de población con concentraciones sanguíneas de plomo a niveles superiores al desarrollo de efectos adversos.

IEUBK				
Sitio	Edad (meses)	% > 5 ($\mu\text{g Pb/ dl}$ sangre)	% > 10 ($\mu\text{g Pb/ dl}$ sangre)	% > 15 ($\mu\text{g Pb/ dl}$ sangre)
Sub-cuenca Grijalva	0-84	0.530	0.003	0.0
Sub-cuenca Usumacinta	0-84	2.199	0.024	0.001
Grijalva-Usumacinta	0-84	0.869	0.006	0.0

Para la sub-cuenca Grijalva la proporción de población con concentraciones arriba de 5 $\mu\text{g Pb/dL}$ de sangre es de 0.555 mientras que para la sub-cuenca Usumacinta la proporción de población con concentraciones arriba de 5 $\mu\text{g Pb/dL}$ de sangre = 2.226. Ambos resultados considerados como probabilidades bajas.

Para la proporción de población con concentraciones arriba de 10 $\mu\text{g Pb/dL}$ de sangre, se obtuvieron los resultados siguientes: sub-cuenca Grijalva % >10 $\mu\text{g Pb/dL}$ = 0.003 y para la sub-cuenca Usumacinta % >10 $\mu\text{g Pb/dL}$ = 0.025. Ambos considerados como riesgo mínimo.

A pesar de que las concentraciones son bajas se debe tener especial cuidado, puesto que, los niños son más vulnerables que los adultos a exposición a Pb debido a que el sistema nervioso es el órgano blanco principal y en niños no se ha establecido un nivel considerado como aceptable, además este puede causar daños que van desde anemia, daño al riñón, cólicos, debilidad muscular, daño cerebral y eventualmente la muerte (ATSDR 2008).

CONCLUSIÓN

El presente trabajo se centra en el análisis de un escenario de consumo infantil generalizado del pez invasor *Pterygoplichthys* spp con diferentes cargas corporales de metales pesados en tejido muscular dorsal, esta consideración involucra la ingesta frecuente por parte de las comunidades ribereñas rurales que han sido afectadas por el desmesurado incremento de la población de este pez invasor. La estimación de los riesgos a la salud en las comunidades ribereñas del río Grijalva y el río Usumacinta por la exposición a Cd, Cr, Mn y Pb contenidos en tejido muscular dorsal de *Pterygoplichthys* spp se realizó bajo el procedimiento descrito por Díaz-Barriga (1999).

De acuerdo con los reportes de metales para otras especies de peces de consumo; en términos generales, las concentraciones encontradas en este estudio fueron bajas (Frías *et al.* 2014, Dhanakumar *et al.* 2015, Gebremedhin y Berhabu 2015); sin embargo, esto refleja la condición de vulnerabilidad en la que se encuentran otros entornos donde se realiza la pesca para consumo humano en los escenarios valorados. Para el sureste de México donde si bien no hay minería ampliamente desarrollada aún, las concentraciones ambientales de los metales cuantificados son suficientes para trasladarse a las cadenas tróficas.

A pesar que en el presente trabajo se encontraron concentraciones elevadas de Mn y Cr, respecto a los otros metales cuantificados, éstas no representaron un riesgo alto de presentar un efecto adverso atribuible a la ingesta crónica, sin embargo, en un escenario real existe una ingesta conjunta de varios contaminantes y esta condición no se ha valorado aún.

Es necesario realizar un análisis más detallado involucrando otros factores como la talla de los organismos, la edad y la estación de pesca así como también evaluar otros contaminantes inorgánicos e incluso orgánicos no contemplados en este estudio. Paralelamente es necesario realizar una valoración bromatológica que refleje los aportes nutricionales asociados a la ingesta de *Pterygoplichthys* spp para establecer un mejor balance del riesgo-beneficio del consumo de este pez.

Por otra parte hace falta evaluar si los procesos de cocina o transformación de la materia prima al desarrollar subproductos con *Pterygoplichthys* spp propician un efecto de concentración de los contaminantes atribuido a la eliminación del contenido de agua haciéndolos inseguros para su consumo en la dieta humana.

Este estudio se interpreta como una valoración inicial del potencial alimenticio de la especie invasora como parte de las estrategias de control de la población existente de *Pterygoplichthys* spp y servirá de referente para establecer nuevos criterios en la solución al problema de invasión biológica generado por el llamado pleco y determinar las zonas donde su consumo por parte de las poblaciones humanas no constituye un potencial riesgo a la salud por exposición a contaminantes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue apoyado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) convenio 290747. CONACYT Proyecto CB-2008-01-106050.

REFERENCIAS

1. Abdel-Khalek A. A. (2015). Risk Assessment, bioaccumulation of metals and histopathological Alterations in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) Facing Degraded Aquatic Conditions. *Bull Environ Contam toxicol.* 94, 77-83.
2. Ahmad Z., Al-ghanim K., Al-Kahem H., Al-Misned F., Maboob S., Suliman E. (2015). Accumulation of heavy metals in the fish, *Oreochromis niloticus* and *Poecilia latipinna* and heir concentration in water and sediment of dam lake of Wadi Namar, Saudi Arabia. *Journal of Environmental Biology.* 36, 295-299.
3. Arroyo M. (2008). Aprovechamiento de la harina de *Plecostomus spp.* Como ingrediente en alimento para el crecimiento de tilapia (*Oreochromis niloticus*). Tesis de Maestría. Departamento de Producción Agrícola Sustentable, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional CIIDIR Michoacán. Jiquilpan, Michoacán, México.
4. ATSDR. (2008). Reseña Toxicológica del Plomo (versión para comentario público) (en inglés). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.
5. Avigliano E., Schenone N. F., Volpedo A. V., Goessler W., Fernández A. (2015). Heavy metals and trace elements in muscle of silverside (*Odontesthes bonariensis*) and water from different environments (Argentina): aquatic pollution and consumption effect aproach. *Science of the total environment.* 506-507, 102-108.
6. Barba E. (2005). Registro de *Hypostomus sp.* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Loricariidae) en la cuenca del Grijalva-Usumacinta, Tabasco. 3er Congreso de la Asociación Mexicana de Limnología A. C. Octubre 26-28, 2005, UJAT, Villahermosa, Tabasco, México.
7. Bervotes L., Blust R., Verheyen R. (2001). Accumulation of metals in the tissue of three spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) from natural fresh waters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 48, 117-127.
8. Burger J., Gaines K. F., Boring S., Syephans L., Snodgrass J., Dixon C. (2002). Metals levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. *Environ. Environ. Res.* 89, 95-97.
9. Cano-Salgado, M. P. (2011). El plecos (*Pterygoplichthys spp.*): su invasión y el abordaje de las cooperativas balcanenses. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, México.
10. Capps K. A., Rodiles-Hernández R., Flecker A. S. (2008). The Impacts of Armored Catfish (Siluriformes: Loricariidae) on Invaded Freshwater Ecosystems. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists*, Montreal, Quebec, Canadá.
11. Castro Díez P., Valladares F., Alonso A. (2004). “La creciente amenaza de las invasiones biológicas”. *Revista Ecosistemas.* 13(3), 61-68.
12. Castro M. I., Méndez M. (2008). Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental Toxicology and Pharmacology.* 26, 263-271.
13. Castro-González I. M. (2002). Ácidos grasos omega-3: beneficios y fuentes. *Interciencia.* 27, 128-136.
14. Chan M. H., Egeland M. G. (2004). Fish consumption, mercury exposure, and heart disease. *Nutr. Rev.* 62, 68-72.
15. Chávez J. M., de la Paz R. M., Manohar S. K., Pagulayan R. C., Carandang J. R. (2006). New Philippine record of South American sailfin catfishes (Pisces: Locariidae). *Zootaxa.* 1109, 57-68.
16. Clarkson W. T. (2002). The three modern faces of mercury. *Environ. Health Perspect.* 110 (1), 11-23.
17. Collares-Pereira M. J., Cowx J. I., Rodríguez J. A., Rogado L. (2002). A conservation strategy for *Anaocypris hispanica*: a picture of life for a highly endangered Iberian fish in *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future.* (M. J. M. Collares- Pereira, M. Coelho y I. Cowx).. Blackwell Science, Oxford, pp. 186-200.
18. Contreras-Balderas S., Velázquez-Velázquez E., Zubieta-Rojas T., Domínguez-Domínguez O., Páramo-Delgadillo S., Lara G. C., Escalera-Gallardo C., Mendoza-Alfaro R., Ramírez-Martínez C. (2006). Los plecos invasivos en México (Abstract). In: X Congreso Nacional de Ictiología. Sociedad Ictiológica Mexicana, México. 23-27 de octubre de 2006.
19. Costa S., Afonso C., Bandarra N. M., Gueifão., Castanheira I., Carvalho M. L., Cardoso C., Nunes M. L. (2013). The emerging farmed fish species meagre (*argyrosomus regius*): How culinary treatment affects nutrients and contaminants concentration and associated benefit-risk balance. *Food and Chemical Toxicology* 60, 277-285.
20. Dhanakumar S., Solaraj G., Mohanraj R. (2015). Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 113(2015), 145-151.
21. Díaz-Barriga, F. (1999). Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Organización Panamericana de la Salud (OPS/CEPIS/PUB/99.34). Lima, Perú.
22. Din J. N., Newby D. E., Flapan A. D. (2004). Omega 3 fatty acids and cardiovascular disease-fishing for natural treatment. *BMJ.* 328, 30-35.

23. Domingo J. L., Bocio A., Flaco G., Llobet J.M. (2007). Benefits and risks of fish consumption. Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology*. 230, 219–226.
24. Dukes J.S., Mooney H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders?. *TREE*. 14,135-139.
25. Escalera C., Arroyo M. (2006). Caracterización fisicoquímica y alternativas de utilización del *Plecostomus spp.* En la presa El Infiernillo. Informe Final. CIIDIR Michoacán. 33 pp.
26. Estrada-Loreto F. (2008). Inventario de humedales del municipio de Balancán, Tabasco: biomonitorio de ecosistemas lénticos y lóticos. Tesis de licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa Tabasco, México.
27. Ferraris C. J. (2007). Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*. 1418, 300.
28. Flores J., Albert L. A. (2004). Environmental lead in Mexico 1990-2002. *Revi Environ. Contam. Toxicol.* 181, 37-109.
29. Frías Espericueta 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. *CICIMAR Oceanides*. 25(2), 121-134.
30. Frías M. G., Zamora F. K., Osuna J. I., Muy M. D., Rubio W., Aguilar M., Voltolina D. (2014). Cadmium, cooper, lead, and zinc contents of fish marketed in NW Mexico. *Scientific World Journal*. 1-4.
31. Gebremedhin K., Berhanu T. (2015). Determination of some selected heavy metals in fish and water samples from Hawassa and Ziway Lakes. *Science Journal of Analytical Chemistry*. 3(1), 10-16.
32. Govinda-Das H. (2010). Biología reproductiva de la especie exótica invasora *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae) en los humedales de La Libertad (sitio RAMSAR No. 79), Río Usumacinta, Chiapas, México. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, México.
33. Guerra G. J. (2008). Efecto de biofertilizantes y abonos orgánicos en la producción de fresa (*Fragaria xananassa Duch.*). Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional. CIIDIR. Michoacán, Jiquilpan, Michoacán, México.
34. Guzmán A. F., Barragán S. J. (1997). Presencia de bagres sudamericanos (Osteichthyes:Loricariidae) en el río Mezcala, Guerrero, México. *Vertebrata Mexicana*. 3, 1-4.
35. Has-Schön E., Bogut I., Strelec I. (2006). Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 50, 545–551.
36. Hoover J. J., Killgore K. J., Cofrancesco A. F. (2004). Suckermouth catfishes: threats to aquatic ecosystems of the United States? Aquatic Nuisance Species Research Program. Engineers Research and Development Center, Vicksburg, MS. ANSRP Bulletin. 4 (1), 1-13.
37. Hossain M. Y., Rahman M. M., Ahmed Z. F., Ohtomi J., Islam A. (2008). First record of the South American sailfin catfish *Pterygoplichthys multiradiatus* in Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*. 24, 718-720.
38. Ismail H. M. (2005). The role of omega-3 fatty acids in cardiac protection: on overview. *Front. Biosci.* 10, 1079–1088.
39. Kalogeropoulos N., Karavoltos S., Sakellari A., Avramidou S., Dassenakis M., Scoullou M. (2012). Heavy metals in raw, fried and grilled Mediterranean finfish and shellfish. *Food and Chemical Toxicology*. 50, 3702–3708.
40. Keane R. M., Crawley M. J. (2001). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*. 17(4), 164-170.
41. Mendoza R. C., Escalera S., Contreras P., Koleff C., Ramírez P., Álvarez M., Arroyo A. (2009). Invasión de plecos en la presa El Infiernillo, México: análisis de efectos socioeconómicos (relato de dos invasores). En: Directrices trinacionales para la evaluación de riesgos de las especies acuáticas exóticas invasoras. Casos de prueba para el pez cabeza de serpiente (Channidae) y el pleco (Loricariidae) en aguas continentales de América del Norte. Comisión para la Cooperación Ambiental. Montreal, Canadá.
42. Mendoza R., S. Contreras C., Ramírez P., Koleff P., Álvarez V., Aguilar. (2007). Los peces diablo: especies invasoras de alto impacto. *Biodiversitas*. 70, 1-5
43. Mooney H. A., Hobbs R. J. (2000). *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington
44. Nelson J. S. (2006). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, Inc, Canadá.
45. Newarman M. C. (1998). *Fundamentals of Ecotoxicology*. Ann Arbor Press, Chelsea, USA.
46. Nico L. G., Jelks H. L., Tuten T. 2009. Non-native suckermouth armored catfishes in Florida:Description of nest burrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions. *ANSRP Bulletin*. 09 (1), 1-30.
47. Nico L. G., Martin R. T. (2001). The South American suckermouth armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (Pisces: Loricariidae) in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest. *South. Nat.* 46, 98-104.
48. Paramo D., Hernández S. M., Perera. G. (2008). Alternativas de aprovechamiento de *Pterygoplichthys pardalis*, mejor conocido como “pez diablo” o “plecos” en Tabasco. En: Manejo, procesamiento primario y transformación de los productos pesqueros con énfasis en los recursos de la Reserva de la Biosfera Pantanos de

- Centla. (F. Arevalo., L. Hernández, Mendoza-Carranza). El Colegio de la Frontera Sur. Villahermosa, Tabasco, México.
49. Ramírez-Guevara N. N., Rodiles-Hernández R. (2008). Invasión de bagres armados (Siluriformes: Loricariidae) en la Cuenca del Grijalva-Usumacinta, Chiapas. XII Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación. San Salvador, El Salvador. 12 de noviembre de 2008.
 50. Ruelas J., Páez F., Ruiz A. C., Zamora N. (2011). Health risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. *Bull Environ Toxicol.* 86, 180-188.
 51. Santamaría L., Pericás J., Carrete M., Tella J. L. (2008). La ausencia de enemigos naturales favorece las invasiones biológicas. En: *Invasiones biológicas*. Editorial CSIC Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España. pp 91-101.
 52. SGM. (2015). GeoInfoMex. Servicio Geológico Mexicano. [en línea] <http://goo.gl/IQXqNN>
 53. US. EPA (1996). METHOD 3052 [en línea] <http://goo.gl/WCsaoh>
 54. US. EPA (2007). METHOD 7010 [en línea] <http://goo.gl/de5Vry>
 55. US. EPA. (2008). Child-Specific Exposure Factors Handbook (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-06/096F.
 56. US. EPA. (2015). Cadmium. Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [en línea] <http://goo.gl/yqnkPK>
 57. US. EPA. (2015). Chromium (III), insoluble salts. Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [en línea] <http://goo.gl/3WiM56>
 58. US. EPA. (2015). Manganese. Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [en línea] <http://goo.gl/JGiZGx>
 59. Villanueva S. F., Botello A. V. (1998). Metal pollution coastal areas of Mexico. *Rev. Contam. Toxicol.* 157, 53-94.
 60. Wakida-Kusunoki A. T., Amador del Ángel E. L. (2011). Aspectos biológicos del plecos invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 82, 870-878.
 61. Wakida-Kusunoki A. T., Ruiz-Carus R., Amador del Ángel E. L. (2007). Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Casternau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist.* 52(1), 141-144.
 62. Zayas Mujica R., Cabrera Cárdenas U. (2007). Los tóxicos ambientales y su impacto en la salud de los niños. *Rev. Cubana Pediatr.* 79(2).

CAPÍTULO 3. CONCLUSIONES

La invasión biológica desarrollada por *Pterygolicthys spp* en las sub-cuencas Grijalva y Usumacinta ha comenzado a causar problemas biológicos, ecológicos y socioeconómicos en la región sureste de México debido a las ventajas invasivas de estos peces lo cual ha contribuido significativamente para un rápido crecimiento poblacional, al grado que algunos sitios se encuentran plagados, desplazando especies de interés comercial afectando directamente la economía local (Cano, 2011; Amador-del Ángel y Wakida-Kusunoki, 2014).

El control de *Pterygolicthys spp* a través de su aprovechamiento parece ser la opción más pertinente. Por lo que se han desarrollado algunas estrategias para su aprovechamiento mediante la elaboración de subproductos, como la harina de pescado, capaz de usarse como alimento en granjas acuícolas o como fertilizante con resultados positivos en su utilización (Mendoza, et al., 2007).

Otra alternativa es el consumo directo de *Pterygolicthys spp* en la dieta diaria. En general la carne de pescado es una fuente rica en proteína de alta calidad y ácidos grasos Omega-3, los cuales han sido relacionados como benéficos como control de diversas enfermedades crónicas (Castro-González, 2002; Clarkson, 2002; Domingo, et al., 2007).

Por contraparte, diversos estudios han demostrado que el consumo de peces constituye un aporte de metales potencialmente tóxicos a la dieta humana (Frías, et al., 2014; Dhanakumar, Solaraj y Mohanraj, 2015; Gebremedhin y Berhabu 2015). Aunque es muy poco probable un envenenamiento agudo por su ingesta, si

pueden constituir un riesgo de intoxicación crónica, especialmente para la población donde el pescado es la principal fuente de proteína (Castro y Méndez, 2008) este hecho es importante debido a que existen reportes de daños graves a la salud por la ingesta de peces y mariscos contaminados con metales.

Los hábitos dentritívoros de *Pterygolicthys* lo exponen a la ingesta sistemática de metales pesados contenidos en los sedimentos de los que se alimenta. En el presente trabajo, los resultados obtenidos mostraron que efectivamente existe un efecto de bioacumulación de metales en tejido muscular dorsal, sin que estos sean un riesgo de intoxicación aguda por su ingesta. La comparación de las concentraciones obtenidas en el tejido muscular dorsal de *Pterygolicthys spp* hechas con otras especies de interés comercial reportadas; en términos generales fueron bajas (Frías, et al., 2014; Dhanakumar, Solaraj y Mohanraj, 2015; Gebremedhin y Berhabu 2015); sin embargo, esto refleja la condición de vulnerabilidad en la que se encuentran otros entornos donde se realiza la pesca para consumo humano en los escenarios valorados.

Los metales con mayor presencia en los sitios evaluados fueron manganeso y cromo total respectivamente. A pesar de encontrarse en concentraciones relativamente altas en comparación a los otros metales valorados en este estudio, éstas no representaron un riesgo alto de presentar un efecto adverso por ingesta crónica, sin embargo, en un escenario real existe una ingesta conjunta de varios contaminantes y esta condición no se ha valorado aún.

La estimación de riesgo realizada utilizando la metodología propuesta por Díaz-Barriga (1999) muestra que existe un riesgo mínimo de presentar un efecto adverso asociado con la ingesta del tejido muscular dorsal de *Pterygolicthys spp*

para cadmio y manganeso, y un riesgo nulo para cromo total. Los resultados obtenidos para plomo en sangre con la metodología propuesta por EPA utilizando el software IEUBK mostraron que existe un riesgo mínimo de presencia de este metal en sangre de infantes de 0-84 meses de edad.

Sin embargo, estos resultados deben tomarse con cautela debido a que se ha demostrado que procesos de preparación de alimentos pueden concentrar los contaminantes presentes en los tejidos (Ruelas, et al., 2011; Kalogeropoulos, et al., 2012; Costa, et al., 2013) lo que representa un riesgo significativo para la elaboración de subproductos como la harina de pescado debido a que el proceso de transformación de la materia prima podría generar un efecto de concentración de metales en el producto final.

Así mismo, es necesario realizar un análisis más detallado en el que se involucren otras variantes como la talla de los peces, la edad, el sexo, así como, hacer una diferenciación de contaminantes en diferentes tejidos tales como el óseo y epitelial, diferencias estacionales además de evaluar otros contaminantes inorgánicos e incluso orgánicos como arsénico y mercurio, plaguicidas organoclorados, PCB (Bifenilos Policlorados), PAHs (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos) y dioxinas, debido al uso de productos químicos orgánicos empleados en diversas actividades agropecuarias que se realizan en las cuencas Grijalva y Usumacinta, los cuales no fueron contemplados en este estudio. También es recomendable realizar una valoración bromatológica que refleje los aportes nutricionales asociados a la ingesta de *Pteryglichthys*.

El presente trabajo se centró en el análisis de un escenario de consumo infantil

generalizado de las especies invasoras del género *Pterygolicthys* con diferentes cargas corporales de metales pesados en tejido muscular dorsal, esta consideración involucra la ingesta frecuente por parte de las comunidades ribereñas rurales que han sido afectadas por el desmesurado incremento de la población de estos peces.

Este estudio se interpreta como una valoración inicial del potencial alimenticio de la especie invasora como parte de las estrategias de control de las poblaciones de *Pterygolicthys spp.* Este estudio servirá de referente para establecer nuevos criterios en la solución al problema de invasión biológica generado por los llamados plecos y determinar las zonas donde su consumo por parte de las poblaciones humanas no constituye un problema de salud por exposición a contaminantes.

LITERATURA CITADA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)., 2005. Public Health Assessment Guidance Manual (2005 Update) [en línea] (Última revisión 9:23 pm del 01 de abril de 2015). Disponible en: <<http://www.atsdr.cdc.gov/hac/PHAManual/appf.html>>
- Aguirre Muñoz, A., Mendoza Alfaro R., 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: CONABIO, 2009. *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 277-318.
- Alvarado, A., 2014. Evaluación de riesgos en salud de niños expuestos a Cd, Hg, Pb y As presentes en sedimentos superficiales del río Grijalva. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Amador-del Ángel, L.E., Wakida-Kusunoki, A.T., 2014. Peces invasores en el sureste de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 425-433.
- Armbruster, J., 1998. Review of the loricariid catfish genus *Aphanotorulus* and redescription of *A. unicolor* (Teleostei: Siluriformes). *Ichth. Explor. Fresh.* 8, pp. 253– 262.
- Arroyo, D. M., 2008. Aprovechamiento de la harina de *Plecostomus spp.* Como ingrediente en alimento para el crecimiento de tilapia (*Oreochromis niloticus*). Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Michoacán. 100 p.
- ATSDR., 2008. Reseña Toxicológica del Plomo (versión para comentario público) (en inglés). Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de los EE.UU., Servicio de Salud Pública.
- Barba, E., 2005. Registro de *Hypostomus sp.* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Loricariidae) en la cuenca del Grijalva - Usumacinta, Tabasco. 3er Congreso de la Asociación Mexicana de Limnología A. C. Octubre 26-28, 2005, UJAT, Villahermosa, Tabasco, México.
- Bervotes, L., Blust, R., Verheyen, R., 2001. Accumulation of metals in the tissue of three spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) from natural fresh waters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 48, pp. 117-127.
- Burger, J., Gaines, K. F., Boring, S., Syephans, L., Snodgrass, J., Dixon, C., 2002. Metals levels in fish from the Savannah River: potential hazards to fish and other receptors. *Environ. Environ. Res.* 89, pp. 95-97.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Ed. 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Cadmium. Recommended Canadian Soil. Marzo, 1997, Winnipeg, Canadá.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2013. Canadian Environmental Quality Guidelines Summary Table: Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life [en línea] Disponible en: [Accedido Enero 2013].
- Cano-Salgado, M. P., 2011. El plecos (*Pterygoplichthys spp.*): su invasión y el abordaje de las cooperativas balcanenses. Tesis doctoral. El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, Tabasco, 162 pp.
- Caño, L., 2007. Factores ecológicos y evolutivos que regulan la capacidad invasora de *Senecio pterophorus* D.C. y *S. inaequidens* D.C. (Asteraceae) en el NE de la Península Ibérica. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. 178 páginas.
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., Suárez, V. A., 2013. Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 2(10), pp. 55-75.

- Capdevilla-Argüelles, L., García, Á. I., Orueta, J. F., Zilletti, B., 2006. *Especies exóticas invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Capps, K. A., Rodiles-Hernández, R., Flecker, A. S., 2008. The Impacts of Armored Catfish (Siluriformes: Loricariidae) on Invaded Freshwater Ecosystems. American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Montreal, Quebec, Canadá.
- Carlton, J. T., Geller, J.B., 1993. Ecological roulette – the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science*, 261, pp. 78-82.
- Carrizales, L., Razo, I., Téllez, J.I., Torres, R., Torres, A., Batres, L.E., Cubillas A.C., Díaz- Barriga, F., 2006. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of *children*. *Environ Res.* 101, pp. 1-10.
- Carlsösson, O.L., Brönmark, C., Hansson L.A., 2004. Invading herbivory: The Golden Apple Snail alters ecosystem functioning in Asian wetlands. *Ecology*. 85, pp. 1575-1580.
- Castro-Díez, P., Valladares, F., Alonso, A., 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Revista Ecosistemas*, 13(3), pp. 61-68.
- Castro-González I. M. (2002). Ácidos grasos omega-3: beneficios y fuentes. *Interiencia*. 27, pp. 128–136.
- Castro, M. I., Méndez, M., 2008. Heavy metals: Implications associated to fish consumption. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 26, pp. 263-271.
- Chan, M. H., Egeland, M. G., 2004. Fish consumption, mercury exposure, and heart disease. *Nutr. Rev.* 62, pp. 68–72.
- Chávez Toledo, C., 2012. Evaluación de riesgos ambientales para sitios mineros: Caso del distrito minero Santa María de la Paz. Tesis de Doctorado. UASLP. San Luis Potosí, México.
- Chávez, J. M., de la Paz, R. M., Manohar, S.K., Pagulayan, R. C., Carandang, J. R., 2006. New Philippine record of South American sailfin catfishes (Pisces: Locariidae). *Zootaxa*. 1109, pp. 57-68.
- Clarkson, W. T., 2002. The three modern faces of mercury. *Environ. Health Perspect.* 110 (1), pp. 11–23.
- Clavero, M., García, E., 2006. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecol Appl.* 16, pp. 2313-2324.
- Collares-Pereira, M. J., Cowx, I. G., Rodríguez, J. A., Rogado, L., 2002. A conservation strategy for *Anaecypris hispanica*: a picture of life for a highly endangered Iberian fish. En: M. J. M. Collares- Pereira, M. Coelho y I. Cowx (eds.), *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*. Blackwell Science, Oxford, pp. 186-200.
- Contreras-Balderas, S., E., Velázquez-Velázquez., Zubieta-Rojas, T., Domínguez-Domínguez, O., Páramo-Delgadillo S., Lara, G. C., Escalera-Gallardo, C., Mendoza-Alfaro, R., Ramírez-Martínez, C., 2006. Los plecos invasivos en México (Abstract). En: X Congreso Nacional de Ictiología; 2006 Oct 23-27. *Sociedad Ictiológica Mexicana*, México
- Costa, S., Afonso, C., Bandarra, N. M., Gueifão., Castanheira, I., Carvalho, M. L., Cardoso, C., Nunes, M. L., 2013. The emerging farmed fish species meagre (*Argyrosomus regius*): How culinary treatment affects nutrients and contaminants concentration and associated benefit-risk balance. *Food and Chemical Toxicology*. 60, pp. 277-285.
- Craine, J. M., Tilman, D., Wedin, D., Reich, P. B., Tjoelker, M.G., 2002. Functional traits, productivity and effects on nitrogen cycling of 33 grassland species. *Funct Ecol.* 16, pp. 563-574.

- Dana, E.D., Sanz-Elorza, M., Vivas, S., Sobrino, E., 2005. *Especies vegetales invasoras en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla, España.
- Dhanakumar, S., Solaraj, G., Mohanraj, R., 2015. Heavy metal partitioning in sediments and bioaccumulation in commercial fish species of three major reservoirs of river Cauvery delta region, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 113(2015), pp. 145-151.
- Del Castillo, I. 2008. Teoría de la depuración biológica. Case magistral impartida en el curso "Reutilización y tratamiento de aguas residuales". Maestría en Gestión y Estudios Ambientales, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 15 p.
- Díaz-Barriga, F., 1999. Metodología de identificación y evaluación de riesgos para la salud en sitios contaminados. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Organización Panamericana de la Salud (OPS/CEPIS/PUB/99.34). Lima, Perú.
- Din, J. N., Newby, D. E., Flapan, A. D., 2004. Omega 3 fatty acids and cardiovascular disease-fishing for natural treatment. *BMJ*. 328, pp. 30-35.
- Domínguez, O., Páramo-Delgadillo, S., Lara, G. C., Escalera-Gallardo, C., Mendoza-Alfaro, R., Ramírez-Martínez, C., 2006. Los plecos invasivos en México (Abstract). In: X Congreso Nacional de Ictiología. Sociedad Ictiológica Mexicana, México. 23-27 de octubre de 2006.
- Dukes, J.S., Mooney, H.A., 1999. Does global change increase the success of biological invaders?. *TREE*. 14, pp. 135-139.
- Escalera, C., Arroyo, M., 2006. Caracterización fisicoquímica y alternativas de utilización del Plecos spp. En la presa El Infiernillo. Informe Final. CIIDIR-IPN, Michoacán. 33 p.
- Estrada-Loreto, F., 2008. Inventario de humedales del municipio de Balancán, Tabasco: biomonitoreo de ecosistemas lénticos y lóticos. Tesis de Licenciatura. UJAT. Villahermosa Tabasco. 98 pp.
- Fenerich, P. C., Foresti, F., Oliveira, C., 2004. Nuclear DNA content in 20 species of Siluriformes (Teleostei: Ostariophysi) from the Neotropical region. *Gen. Mol. Biol.* 27, pp.350-354.
- Ferraris, C. J., 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (*Osteichthyes: Siluriformes*), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*. 1418, pp. 300.
- Flores, J., Albert, L. A., 2004. Environmental lead in Mexico 1990-2002. *Revi Environ. Contam. Toxicol.* 181, pp. 37-109.
- Frías Espericueta, 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. *CICIMAR Oceanides*. 25(2), pp. 121-134.
- Frías, M. G., Zamora, F. K., Osuna, J. I., Muy, M. D., Rubio, W., Aguilar, M., Voltolina, D., 2014. Cadmium, cooper, lead, and zinc contents of fish marketed in NW Mexico. *Scientific World Journal*. pp 1-4.
- Galil, B.S., 2000. A sea under siege - alien species in the Mediterranean. *Biol Inv.* 2, pp. 177-186.
- García, E., Boix, D., Clavero, M., 2007. Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. En: F, Gherardi. (ed). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. *Invading Nature: Springer Series in Invasion Ecology*. Springer, Dordrecht, pp. 123-140.
- Gebremedhin, K., Berhanu, T., 2015. Determination of some selected heavy metals in fish and water samples from Hawassa and Ziway Lakes. *Science Journal of Analytical Chemistry*. 3(1), pp. 10-16.
- Govinda-Das, H., 2010. Biología reproductiva de la especie exótica invasora *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae) en los humedales de La Libertad (sitio RAMSAR No. 79), Río Usumacinta, Chiapas, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Villahermosa, México, 111 pp.

- Govinda-Das, H., Rodiles-Hernández, R., Capps K. A., 2013. Nesting Burrows and Behavior of Nonative Catfishes (Siluriformes: Loricariidae) in the Usumacinta-Grijalva Watershed, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(2), pp 238-243.
- Guerra, G. J., 2008. Efecto de biofertilizantes y abonos orgánicos en la producción de fresa (*Fragaria xananassa* Duch.). Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Michoacán. 100 p.
- Guzmán, A. F., Barragán, S. J., 1997. Presencia de bagres sudamericanos (Osteichthyes:Loricariidae) en el río Mezcala, Guerrero, México. *Vertebrata Mexicana*. 3, pp. 1-4.
- Has-Schön, E., Bogut, I., Strelec, I., 2006. Heavy metal profile in five fish species included in human diet, domiciled in the end flow of River Neretva (Croatia). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 50, pp. 545–551.
- Herrera, J. Rodríguez, J. Coto, J. Salgado, V. Borbón, H., 2013. Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*. 26(1), pp 27-36.
- Hoover, J. J., Killgore, K. J., Cofrancesco, A. F., 2004. Suckermouth catfishes: threats to aquatic ecosystems of the United States? Aquatic Nuisance Species Research Program. Engineers Research and Development Center, Vicksburg, MS. ANSRP Bulletin 4 (1), pp. 1-13.
- Hossain, M. Y., Rahman, M. M., Ahmed, Z. F., Ohtomi, J., Islam A., 2008. First record of the South American sailfin catfish *Pterygoplichthys multiradiatus* in Bangladesh. *Journal of Applied Ichthyology*. 24, pp. 718-720.
- Ismail, H. M., 2005. The role of omega-3 fatty acids in cardiac protection: an overview. *Front. Biosci.* 10, pp. 1079–1088.
- IUCN, 2004. A Global Species Assessment. En: J.E.M. Baillie, C. Hilton-Taylor, C. Stuart, ed. 2004. *Red List of Threatened Species*. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Kalogeropoulos, N., Karavoltos, S., Sakellari, A., Avramidou, S., Dassenakis, M., Scoullou, M., 2012. Heavy metals in raw, fried and grilled Mediterranean finfish and shellfish. *Food and Chemical Toxicology*. 50, pp. 3702-3708.
- Keane, R. M., Crawley, M. J., 2001. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), pp 164-170.
- Lunderberg, B., Ogorek, R., Galil, B. S., Gorem, M., 2004. Dietary choices of siganid fish at Shiqmona reef. *Israel Journal of Zoology*. 50, pp. 39-53.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, M.W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F., 2000. Invasiones Biológicas: Causas, Epidemiología, Consecuencias globales y Control. *Revista Topics en Ecología*, 5, pp. 1-19.
- Mendoza, R.S., Contreras, C., Ramírez, P., Koleff, P., Álvarez, P., Aguilar, V., 2007. Los peces diablo: Especies invasoras de alto impacto. *CONABIO. Biodiversitas*, 70, pp. 1-5.
- Mooney, H.A., Hobbs, R.J., 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington
- Mooney, H.A., Hobbs, R.J., 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington.
- Morris, J. Whitfield, P. 2009. Biology, Ecology, control and Management of the Invasive Indopacific Lionfish: An updated integrated Assessment. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS. 99(1), pp. 57.
- Muñoz-Fuentes, V., Vilà, C., Green, A., Negro, J.J., Sorenson, M.D., 2007. Hybridization between white-headed ducks and introduced ruddy ducks in Spain. *Mol Ecol*. 16, pp. 629-638.
- Nelson, J. S., 2006. *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, Inc, Canadá. 602 pp.
- Newarman, M. C., 1998. *Fundamentals of Ecotoxicology*. Ann Arbor Press, Chelsea, USA.
- Nico, L. G., Martin, R. T., 2001. The South American suckermouth armored catfish, *Pterygoplichthys anisitsi* (Pisces: Loricariidae), in Texas, with comments on foreign fish introductions in the American Southwest. *The Southwestern Naturalist*. 46(1), pp. 98-104.

- Nico, L. G., Jelks, H. L., Tuten, T., 2009. Non-native suckermouth armored catfishes in Florida: Description of nest burrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions. *ANSRP Bulletin*. 09 (1), pp. 1-30.
- Power, I.L., Thorrold, B.S., Balks, M.R., 2003. Soil properties and nitrogen availability in silvopastoral plantings of *Acacia melanoxylon* in North Island, New Zealand. *Agroforestry Systems*. 57, pp. 225-237.
- Pyšek, P., Richardson, M., 2006. The biogeography of naturalization in alien plants. *J. Biog.* 33, pp. 2040-2050.
- Ramírez-Guevara, N. N., Rodiles-Hernández, R., 2008. Invasión de bagres armados (Siluriformes: Loricariidae) en la Cuenca del Grijalva-Usumacinta, Chiapas. XII Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación. San Salvador, El Salvador, 12 de noviembre de 2008.
- Razo, I., 2006. Identificación de áreas prioritarias de restauración de suelos contaminados por arsénico y metales pesados en el sitio minero y metalúrgico de Villa de La Paz-Matehuala, S.L.P. (México), Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México, 202 pp.
- Rodríguez, J. P., 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad sudamericana. *Interciencia*, 26(10), pp. 479-483.
- Ruelas, J., Páez, F., Ruiz, A. C., Zamora, N., 2011. Health risk associated to dietary intake of mercury in selected coastal areas of Mexico. *Bull Environ Toxicol*. 86, pp. 180-188.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., 2003. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island Press, Washington, DC.
- Sans, F.X., Caño, L., Green, A. J., 2008. Las especies invasoras reducen la diversidad de especies nativas y su integridad genética. En: P. Vilà, F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría, P. Castro, ed. 2008. *Invasiones biológicas*. Madrid: CSIC. pp. 92-103.
- Santamaría, L., Pericás, J., Carrete, M., Tella J. L., 2008. La ausencia de enemigos naturales favorece las invasiones biológicas. En: P. Vilà, F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría, P. Castro, ed. 2008. *Invasiones biológicas*. Madrid: CSIC. pp. 78-91.
- Sanz-Elorza, M., Dana, E.D., Sobrino, E., 2004. *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, España.
- SGM. (2015). GeolInfoMex. Servicio Geológico Mexicano. [en línea] (Última revisión 9:23 pm del 01 de abril de 2015). Disponible en < <http://goo.gl/IQXqNN> >
- US. EPA, 2015. Chromium (III), insoluble salts. Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [en línea] (Última revisión 9:23 pm del 01 de abril de 2015). Disponible en < <http://goo.gl/3WiM56> >
- US. EPA, 1997. Site Conceptual Exposure Model Builder (SCEM), Beta Version—May 1997. Office of Environmental Policy & Assistance and Hazardous and Medical Waste Service, Inc., EUA. Programa.
- US. EPA, 2015. Cadmium. Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [en línea] (Última revisión 9:23 pm Del 01 de abril de 2015). Disponible en < <http://goo.gl/yqnkPK> >
- US. EPA, 2015. Manganese. Integrated Risk Information System. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC [en línea] (Última revisión 9:23 pm del 01 de abril de 2015). Disponible en < <http://goo.gl/JGiZGx> >
- Vilà, M., Castro, P. y García-Berthou, E., 2008. ¿Qué son las invasiones biológicas? En: P. Vilà, F. Valladares, A. Traveset, L. Santamaría, P. Castro, ed. 2008. *Invasiones biológicas*. Madrid: CSIC. pp. 21-29.

- Vilà, M., Pujadas, J., 2001. Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biol Cons*, 100, pp. 397-401.
- Villanueva, S. F., Botello, A. V., 1998. Metal pollution coastal areas of Mexico. *Rev. Contam. Toxicol.* 157, pp. 53-94.
- Vitousek, P.M., Walker, L.R., 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nutrient fixation, ecosystem effects. *Ecol Monogr.* 59, pp. 247-265.
- Wakida-Kusunoki, A. T., Amador del Ángel, E.L., 2011 Aspectos biológicos del pecos invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad.* 82, pp. 870-878.
- Wakida-Kusunoki, A. T., Ruiz-Carus, R., Amador- del Ángel, E. L., 2007. Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Casternau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist.* 52(1), pp. 141-144.
- Williams, D.G., Baruch, Z., 2000. African Grass Invasion in the Americas: Ecosystem Consequences and the Role of Ecophysiology. *Biol Inv.* 2, pp. 123-140.
- Williamson, M., 1996. Biological Invasions. Chapman & Hall, London.
- Yáñez, L., Calderón, J., Carrizales, L., Díaz-Barriga, F., (1997). Evaluación del riesgo en sitios contaminados por plomo aplicando un modelo de exposición integral (IEUBK), en Evaluación de riesgos para la salud en la población expuesta a metales en Bolivia. Díaz- Barriga F (Eds.), Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, División de Salud y Ambiente, 90 pp. Metepec, Estado de México.
- Yelenik-Stock, W.D., Richardson, D.M., 2007. Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. *Biol Inv.* 9, pp. 117-125.
- Zayas Mujica R., Cabrera Cárdenas U. (2007). Los tóxicos ambientales y su impacto en la salud de los niños. *Rev. Cubana Pediatr.* 79(2).

ANEXO

Constancia de artículo recibido. Revista Internacional de Contaminación ambiental.

=====
Para: "DR. ARTURO TORRES-DOSAL" <atorres@ecosur.mx>
De: "Claudio M. Amescua-Garcia" <claudio.amescua@atmosfera.unam.mx>
Fecha: 03/06/2015 04:12p.m.
Asunto: [RICA] Envío recibido

=====
DR. ARTURO TORRES-DOSAL:

Gracias por enviarnos su manuscrito "EVALUACIÓN DE RIESGO DE EXPOSICIÓN A METALES PESADOS POR CONSUMO DE PLECOS (PTERYGOPLICHTHYS PARDALIS) EN INFANTES DE COMUNIDADES RIBEREÑAS DEL RÍO GRIJALVA Y USUMACINTA" a Revista Internacional de Contaminación Ambiental. Gracias al sistema de gestión de revistas online que usamos podrá seguir su progreso a través del proceso editorial identificándose en el sitio web de la revista:

URL del manuscrito:
<http://www.revistas.unam.mx/index.php/rica/author/submission/47595>
Nombre de usuario/o: arturo_td

Si tiene cualquier pregunta no dude en contactar con nosotros/as. Gracias por tener en cuenta esta revista para difundir su trabajo.

Claudio M. Amescua-Garcia
Revista Internacional de Contaminación Ambiental

Revista Internacional de Contaminación Ambiental
<http://www.revistas.unam.mx/index.php/rica>