

**EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS (Cd y Pb) EN
ESPECIES ÍCTICAS COMERCIALIZADAS EN LA PLAZA DEL PESCADO DE LA
CIUDAD DE BARRANQUILLA Y RIESGO POTENCIAL PARA LA SALUD HUMANA**

**DEISY MARÍA PÁJARO MEZA
PAULA ANDREA SÁNCHEZ RINCÓN**

Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de Ingeniera Ambiental

**Director
FABIO ARMANDO FUENTES GANDARA, MSc**

**Codirector
RUBEN CANTERO, MSc (c)**

UNIVERSIDAD DE LA COSTA – CUC

BARRANQUILLA – ATLÁNTICO

ABRIL, 2016



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TRABAJO DE GRADO
UNIVERSIDAD DE LA COSTA
FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES

ACTA N°: 15
DE SUSTENTACIÓN DE PROYECTO DE GRADO

En la Universidad de la Costa, CUC, siendo las 2:00 p.m. horas, del día 26 de Abril del año 2016 en cumplimiento de lo señalado en el Acuerdo 237, se presentó el(los) estudiante(s):
Deisy pájaro Meza.
Paula Sánchez Rincón.

Con el fin de sustentar el proyecto de grado titulado:
EVALUACION DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN ESPECIES ICTICAS COMERCIALIZACIONES EN LA PLAZA DEL PESCADO DE LA CIUDAD DE BARRANQUILLA Y RIESGO POTENCIAL PARA LA SALUD HUMANA.

Firma del(los)
interesado(s)

Paula Sánchez

Deisy Pájaro

Ante el comité evaluador, integrado por:

Asesor: Fabio Fuentes Gándara.

Evaluador: Claudia Herrera Herrera.

Evaluador: José Pizarro Jiménez.

Concluida la presentación y la defensa oral, el comité evaluador dictaminó otorgarle una calificación de* 4,70

El Director de Programa le hizo saber al sustentante el resultado obtenido

Fabio Fuentes
Nombre de Asesor

Claudia Herrera
Nombre de evaluador

José Pizarro
Nombre de evaluador

Deisy Pájaro
Director de Programa

*Opciones de calificación: cinco, cuatro, tres, no aprobada, incompleto

Dedicatoria

A Dios y a la santísima Virgen María por permitirnos culminar con éxito esta etapa en nuestras vidas. A nuestros padres por su importante esfuerzo y constante apoyo durante todo el proceso y al director de trabajo Fabio Fuentes por el compromiso, comprensión y dedicación que nos brindó en la ejecución del proyecto.

Agradecimientos

A Dios por regalarnos salud y sabiduría que fueron esenciales para emprender este trabajo de grado.

A nuestros padres que fueron el pilar, el mayor ejemplo a seguir y la motivación para alcanzar este logro.

A nuestro director de trabajo Fabio Fuentes por permitirnos trabajar bajo su orientación y promover el desarrollo profesional, igualmente, por brindarnos sus conocimientos y disposición que fueron elementales para culminar este proyecto de grado.

A la Universidad de Costa (CUC) y a la Universidad de Córdoba, por el apoyo proporcionado de sus laboratorios.

Tabla de Contenido

Resumen.....	1
1. Introducción.....	3
2. Objetivos.....	8
2.1 Objetivo General.....	8
2.2 Objetivos Específicos.....	8
3. Marco Teórico y Estado del Arte	9
3.1 Antecedentes	9
3.2 Marco Teórico.....	17
3.2.1 Generalidades de los metales pesados.....	17
3.2.2 Biodisponibilidad	18
3.2.3 Bioacumulación	20
3.2.4 Efectos generados por algunos metales pesados (Pb y Cd) en las especies ícticas y los humanos. 21	
4. Diseño Metodológico	27
4.1 Área de estudio	27
4.2 Recolección y pretratamiento de las muestras	29
4.3 Determinación de cadmio y plomo	30
4.4 Riesgo potencial.....	30
4.5 Análisis estadísticos	32
5. Resultados y Análisis.....	33
5.1 Características de las especies.....	33
5.2 Concentraciones de cadmio y plomo en el tejido muscular	37
5.3 Comparación de las concentraciones encontradas en el músculo con otros estudios	41
5.4 Evaluación del Riesgo Potencial.....	46
6. Conclusiones.....	49
7. Recomendaciones	51
Referencias.....	52

Anexos	79
Anexo 1. Exposición, Riesgo Potencial y Tasa de Consumo	79
Anexo 2. Registro Fotográfico.....	88

Lista de Tablas

Tabla 1. Especies ícticas comercializadas en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla (R: ramoneador, D: detritívoro, O: omnívoro, LT: Longitud total, M: promedio S: desviación estándar).....	34
Tabla 2. Concentraciones de cadmio y plomo presentes en el tejido muscular. Los resultados son expresados como M±S: promedio-desviación estándar y el rango (mínimo-máximo) en µg/g. ..	38
Tabla 3. Comparación de las concentraciones de cadmio presentes en el tejido muscular de las especies estudiadas con otros estudios. Los resultados son expresados como M±S: promedio-desviación estándar y el rango en µg/g.	44
Tabla 4. Comparación de las concentraciones de plomo presentes en el tejido muscular de las especies estudiadas con otros estudios. Los resultados son expresados como M±S: promedio-desviación estándar y el rango en µg/g.	45
Tabla 5. Estimación del riesgo potencial en la población de la ciudad de Barranquilla por consumo de peces contaminados por Cd y Pb.	48

Lista de Ilustraciones

Ilustración 1. Mapa de Barranquilla	28
Ilustración 2. Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla	88
Ilustración 3. Expendios ubicados en la Plaza del Pescado	88
Ilustración 4. Venta de especies recolectadas	89
Ilustración 5. Muestras de Especies recolectadas.....	89
Ilustración 6. Muestra de Lebranche (<i>Mugil liza</i>).....	90
Ilustración 7. Medición de longitud en muestra de Lebranche (<i>Mugil liza</i>)	90
Ilustración 8. Extracción de tejido muscular de la muestra de Bocachico (<i>Prochilodus magdalenae</i>).....	91
Ilustración 9. Muestra de Mojarra rayada (<i>Eugerres plumieri</i>).....	91
Ilustración 10. Muestra de Mojarra lora (<i>Oreochromis niloticus</i>)	92
Ilustración 11. Muestra de Mojarra roja (<i>Oreochromis sp</i>).....	92

Lista de Anexos

Anexo 1. Exposición, Riesgo Potencial y Tasa de Consumo.....	79
Anexo 2. Registro Fotográfico.	88

Resumen

Se determinaron las concentraciones de metales pesados (Cd y Pb) en el tejido muscular de las especies Lebranche (*Mugil liza*), Bocachico (*Prochilodus magdalenae*), Mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), Mojarra Lora (*Oreochromis niloticus*) y Mojarra Roja (*Oreochromis sp*) que son comercializadas en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla, departamento del Atlántico. El análisis se realizó mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica, recolectando 10 unidades de cada especie, para un total de 50 muestras. La mayor concentración de plomo y cadmio se presentó en *Oreochromis sp* con $(0,223 \pm 0,075 \mu\text{g/g})$ y $(0,020 \pm 0,021 \mu\text{g/g})$, respectivamente; mientras, los niveles de Cd más bajos se evidenciaron en *Oreochromis niloticus* con $(0,010 \pm 0,014 \mu\text{g/g})$ y para el Pb con $(0,102 \pm 0,112 \mu\text{g/g})$ en la *Mugil liza*. Así mismo, la estimación del riesgo potencial a la cual está asociada el consumo de estos peces, permitió identificar que ninguna de las especies analizadas generan efectos en la salud humana, ya que se obtuvieron valores menores a uno (1), lo que quiere decir, que el riesgo es imperceptible; de igual forma, ninguna de las concentraciones sobrepasaron las dosis de referencias establecidas por US-EPA, 2008; no obstante, se sugiere un consumo moderado de estas especies, debido a que la bioacumulación de las concentraciones de cadmio y plomo a lo largo del tiempo, podría incrementar el riesgo por envenenamiento, ocasionando problemas de salud pública por el ingesta de estos peces.

Palabras clave: Metales pesados, riesgos potencial, especies ícticas, espectrofotometría de absorción atómica, salud humana.

Abstract

It was determined the concentrations of heavy metals (Cd and Pb) in the muscular tissue of the species Lebranche (*Mugil liza*), Bocachico (*Prochilodus magdalenae*), Mojarra Rayada (*Eugerres plumieri*), Mojarra Lora (*Oreochromis niloticus*) and Mojarra Roja (*Oreochromis sp*) that are marketed in the Plaza of fish from the city of Barranquilla, Department of the Atlantic. The analysis was carried out using the technique of atomic absorption spectrophotometry, collecting 10 units of each species, for a total of 50 samples. The largest concentration of lead and cadmium are presented in the *Oreochromis sp* with $(0.223 \pm 0.075 \mu\text{g/g})$ and $(0.020 \pm 0.021 \mu\text{g/g})$, respectively, while the lowest levels of Cd is expressed in the *Oreochromis niloticus* with $(0.010 \pm 0.014 \mu\text{g/g})$ and for the Pb with $(0.102 \pm 0.112 \mu\text{g/g})$ in the *Mugil liza*. Likewise, the estimate of the potential risk to which it is associated with the fish of consumption, allowed to identify that none of the analyzed species generate effects on human health, as they were obtained lower values to 1, which means that the risk is negligible; similarly, none of the concentrations exceeded the dose of references established by US-EPA, 2008; however, it suggests a moderate consumption of these species, due to the bioaccumulation of the concentrations of cadmium and lead over time, could increase the risk of poisoning, causing public health problems by the intake of these fish.

Keywords: Heavy metals, potential risk, fish species, atomic absorption spectrophotometry, human health.

1. Introducción

El aumento de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos es generado por fuentes antropogénicas, como consecuencia de la falta de control y tratamiento de desechos sólidos, líquidos y gaseosos provenientes de actividades industriales y domésticas (Vosyliene & Jankaite, 2006; Russell *et al.*, 2008; Chung, 2011), también se destacan actividades agrícolas y portuarias, la minería, transporte acuático y lixiviación de vertederos (Uysal *et al.*, 2008; Yilmaz, 2009;), siendo estas un riesgo ambiental. Así mismo, la contaminación acuática por estos elementos es originada por fuentes naturales como el desgaste geológico, debido a que los metales son componentes de la corteza terrestre (Gupta *et al.*, 2009).

Al llegar al medio acuático se fijan en los sedimentos, siendo estos integradores y concentradores de metales, donde posteriormente, dependiendo de la forma física y química de los mismos, los metales se podrán movilizar y ser transportados a través de la trama trófica a las membranas biológicas de las diferentes especies marinas (García *et al.*, 2004) y al hombre, involucrando así aspectos sanitarios, de preservación ambiental (Chen *et al.*, 2000) y actuando como indicadores de la calidad ecológica (Rodríguez, 2001). De igual forma, debido a cambios en las condiciones ambientales tales como el pH, potencial redox, oxígeno disuelto o la presencia de quelatos orgánicos, los metales también pueden ser liberados a la columna de agua (Rodríguez *et al.*, 2006).

Los metales pesados, poseen interés ambiental por las repercusiones que éstos tienen con su presencia en los diferentes compartimientos ambientales entre las que se encuentran la capacidad de bioacumulación, persistencia, toxicidad, no biodegradabilidad y biomagnificación en órganos como la piel, hígado, branquias, entre otros, (Xu *et al.*, 2004; Olías *et al.*, 2006; David *et al.*, 2011; Zorrilla, 2011) y en muchos de los organismos acuáticos, caracterizándose por ser potencialmente dañinos a concentraciones elevadas (Marrugo & Paternina, 2011).

La bioacumulación tiene efectos negativos no sólo sobre las actividades vitales de los organismos, sino también amenaza la salud humana por la alteración que produce en la cadena alimenticia cuando los niveles de concentración son superiores a los límites aceptables (Rajeshkumar & Munuswamy, 2011). Metales como el cadmio afectan órganos y tejidos como el riñón produciendo disfunción renal tubular, proteinuria e insuficiencia renal crónica, el corazón, produciendo arteroesclerosis aórtica y coronaria, incremento en colesterol y ácidos grasos (Houston, 2007), también afecta los huesos, testículos, placenta y el sistema nervioso central y periférico (ATSDR, 2008; Méndez & Ríos, 2007). Así mismo, el plomo causa alteraciones en algunas funciones del sistema nervioso, puede producir debilidad en dedos, muñecas y tobillos y en mujeres embarazadas los niveles de exposición pueden producir abortos (ATSDR, 2007). En exposiciones crónicas, el plomo afecta los sistemas gastrointestinal, renal, neuromuscular y hematopoyético (Flora *et al.*, 2008; ATSDR, 2005). Es por esto, que determinar el nivel de toxicidad de los mismos, su potencial ingreso en la cadena trófica y en los sedimentos se ha convertido en un tema de gran interés en muchos países (Elnabris *et al.*, 2013).

En el metabolismo normal de los peces, los metales esenciales son tomados desde el agua, los alimentos o sedimentos. De manera similar a estos, los no esenciales también son absorbidos por los peces y se bioacumulan en sus tejidos, lo cual depende principalmente, de las concentraciones de metales en el agua, sedimentos, género, edad, periodo de exposición y nivel trófico (Yi *et al.*, 2011). En especies ícticas de diferentes países, los efectos de la toxicidad causada por metales pesados son variables, pero generalmente son expresados como tasa de mortalidad, disminución de la tasa de crecimiento celular y metabólico, entre muchos otros efectos que han sido determinados (Davinson & Zhang, 2001). Así mismo, el riesgo ambiental derivado por la contaminación de metales pesados, está relacionado directamente con la concentración, especiación y biodisponibilidad específica de cada metal, que determina su reactividad, movilidad y su capacidad de ser absorbidos por las plantas y animales del entorno (Diez, 2008).

En Colombia existe una gran variedad de especies de pescado, ya que está rodeada por dos océanos y cuenta con innumerables ríos (DANE, 2014). Las zonas de mayor consumo de pescados son las poblaciones ribereñas de aguas continentales, las costeras, las zonas de vocación acuícola y las principales ciudades del país como lo son Bogotá, Cali, Medellín, Cartagena, Barranquilla, Bucaramanga y Villavicencio (FAO, 2003). Cabe resaltar, que el consumo está ligado a fechas religiosas como lo muestra un estudio elaborado por la Federación Nacional de Comerciantes (Fenalco) seccional Atlántico, en el cual indican que durante los últimos tres años el consumo de pescado en Barranquilla durante Semana Santa ha superado el

60%, siendo las especies más apetecidas por los barranquilleros durante esta época: el Róbalo, Mojarra roja, Bocachico, Bagre y Trucha (Oquendo, 2015). El diario el Heraldo (2013) informa que el consumo de peces crece en un 25%, durante la celebración de las fiestas (Semana Santa) más significativas del catolicismo, según datos de la Industria Pesquera de la Andi. En otras ciudades, como por ejemplo Medellín, el director comercial de Piscícola de Occidente Álvaro Arenas confirma que esta época representa para la compañía un incremento en las ventas de entre el 30% y 35% para abastecer restaurantes y cadenas comerciales que aumentan sus pedidos, por lo cual se infiere que para las empresas que participan en el sector piscícola, la semana santa, constituye la mejor época del año en ingresos. Aunque se debe tener en cuenta que en los últimos años los colombianos han aumentado el consumo de peces durante todo el año, teniendo cuidado en su procedencia, manipulación, procesamiento y preparación.

Las especies más cultivadas comercialmente en Colombia, son la Mojarra roja o Tilapia roja (*Oreochromis* sp.), la Tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*) y la Mojarra negra (*Oreochromis mossambicus*) (DANE, 2014). El director de Pesca y Acuicultura del Ministerio de Agricultura, Carlos Robles, menciona que la producción anual de todas las especies cultivadas es superior a 80.000 toneladas, de las cuales Tilapia roja representa 45.000 toneladas, la Trucha unos 12.000 y la Cachama con 16.000 toneladas (El heraldo, 2013).

Como se mencionó anteriormente una de las especies más comercializadas en Barranquilla es el Bocachico (*Prochilodus magdalenae*), el cual representa uno de los platos típicos de la

gastronomía de la ciudad, llamado “el rey de la plaza” por su gran demanda en la Plaza del Pescado (Herrera, 2013). Igualmente especies como el Lebranche y la Mojarra lora son muy apetecidas en toda la región por su sabor y por presentar precios muy económicos en los expendios (Escorcía, 2014; Polo, 2015).

De esta manera, es importante realizar esta investigación, debido al consumo de pescado que se presenta en la ciudad, con el fin de generar información necesaria, que permita consolidar la línea base sobre los metales pesados presentes en los peces que más se comercializan en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla. Así mismo, se brindará una herramienta informativa para las autoridades ambientales y de salud para que puedan tomar medidas con el propósito de llevar un control, vigilancia y mitigación con respecto al riesgo de consumir especies ícticas que contengan metales pesados. Por lo tanto, el propósito de esta investigación fue el de evaluar las concentraciones de metales pesados (Cd y Pb) en especies ícticas comercializadas en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla para analizar el riesgo potencial al que se exponen las personas por el consumo de peces.

2. Objetivos

2.1 Objetivo General

Evaluar las concentraciones de metales pesados cadmio (Cd) y plomo (Pb) en especies ícticas comercializadas en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla para analizar el riesgo potencial al que se exponen las personas por el consumo de peces.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar las concentraciones de cadmio y plomo en el tejido muscular de las especies ícticas *Mugil liza*, *Eugerres plumieri*, *Prochilodus magdalenae*, *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis sp*, que son de interés comercial presentes en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla.
- Estimar el riesgo potencial para la salud de la población Barranquillera mediante los niveles de exposición de cadmio y plomo por el consumo de las especies ícticas.

3. Marco Teórico y Estado del Arte

3.1 Antecedentes

Durante los últimos años se han venido realizando una serie de estudios e investigaciones sobre la contaminación de los ecosistemas acuáticos de diferentes países, causado principalmente por las actividades antropogénicas y creando la necesidad de conocer concentraciones de xenobióticos (Sustancia química que no es un componente natural del organismo a la cual está expuesto) (OMS, 1997), y en especial de metales pesados presentes en especies ícticas. Existen varias investigaciones que evidencian la contaminación por metales pesados en peces de interés comercial, entre estas se encuentra la realizada por Pis *et al.*, quienes en el 2008 determinaron los niveles de metales pesados (Pb, Cd, Hg, Fe, Cu, Zn y Mn), tanto en la Trucha (*Micropterus salmoides floridanus*) como en el agua y sedimento de la presa Hanabanilla de Cuba, utilizando la técnica de espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados mostraron que en el pescado los niveles de Pb promedio ($0,82 \pm 0,07$ mg/kg) se encontraron por encima de los límites máximos establecidos en las normas nacionales (NC 493 de 2006, 0,3 mg/kg) y que las concentraciones más bajas de todos los metales se observaron en los ejemplares de menor talla y peso, siendo estos factores determinantes en la bioacumulación de metales en el músculo de los peces (Barack & Mason, 1990). El agua de esta presa presentó niveles por debajo de lo establecido en las normas nacionales (NC 25, 1999), y en el sedimento los metales aumentaron

su concentración en la época de lluvia lo que indicó su arrastre a la presa. La secuencia de concentración hallada para los metales pesados en la presa Hanabanilla fue: en las truchas: Fe > Zn > Pb > Mn > Cu > Hg > Cd; en el agua: Pb > Fe > Zn = Mn = Cu > Cd, y en el sedimento: Fe > Mn > Zn > Pb > Cd > Hg, estando los metales en agua y sedimento dentro de los niveles propios de ecosistemas no contaminados.

De igual forma, en la laguna de Unare - Venezuela, Márquez *et al.*, (2008) analizaron por espectrofotometría de absorción atómica de llama el contenido de Fe, Mn, Cu, Cr, Ni, Zn, Cd y Pb en tejidos musculares de los peces *Mugil curema*, *Mugil gaimardianus*, *Mugil liza*, *Elops saurus*, *Cathorops spixii*, *Centropomus undecimalis* y en el crustáceo *Penaeus schmitti*. En los tejidos de los organismos se detectó la presencia de metales tóxicos como el plomo y cadmio que superan los 0,16 µg/g y 0,04 µg/g, respectivamente, al igual que el zinc que alcanzó niveles elevados que sobrepasan 17 µg/g en la mayoría de las especies. Con respecto a los crustáceos, el zinc y el hierro presentaron las mayores concentraciones con 25,04 µg/g y 19,04 µg/g, mientras que los valores menores fueron para el plomo, cromo y cadmio con 0,26, 0,13 y 0,065 µg/g, respectivamente. Lo anterior evidenció un progresivo deterioro ambiental de la laguna y de las especies de este ecosistema que son comercializadas por las poblaciones aledañas al humedal.

En ese mismo sentido Márquez *et al.*, (2008) determinó las concentraciones de los metales pesados Fe, Mn, Zn, Pb y Co del tejido muscular de varias especies autóctonas de peces (*Plasgiosium squamosimos*, *Pigocentrus cariba*, *Pseudoplastyloma fasciatum*, e *Hypostomus*

spp) y sobre los sedimentos superficiales de la laguna de Castellero – Venezuela, utilizando la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire acetileno. En los resultados obtenidos se evidenció que las concentraciones de metales más altas están representadas por manganeso, zinc y plomo, siendo más alta la del Zn en la especie *Plasgiosium squamosimos* (Curvinata) con $32,23 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$. Los valores de zinc determinados en los sedimentos de la zona estudiada, son superiores al valor $110 \mu\text{g/g}$ lo indicado para sedimentos no contaminados. Los investigadores consideraron que posibles cambios en las condiciones fisicoquímicas, en especial en el potencial redox del sedimento podrían generar condiciones para la liberación de los metales hacia el agua causando bioacumulación de metales como el zinc y el plomo, evidenciando un deterioro ambiental de este ecosistema con implicaciones que podrían afectar a las especies que habitan en ella y a su vez, las actividades económicas de las poblaciones que explotan los recursos bióticos de ese cuerpo de agua.

En el sur del Golfo de México, se realizó un estudio de la concentración de metales pesados en tejido muscular del bagre (*Ariopsis felis*) durante el periodo de 2001 al 2004, debido a que es una zona con gran influencias de actividades petroleras. De los resultados obtenidos se pudo observar que las concentraciones oscilaron para el cobalto (0,051 y 0,857 $\mu\text{g/g}$), cromo (0,154 y 3,994 $\mu\text{g/g}$), mercurio (0,006 y 0,157 $\mu\text{g/g}$), níquel (0,031 a 3,047 $\mu\text{g/g}$), plomo (0,007 y 2,462 $\mu\text{g/g}$) y vanadio (0,560 y 2,642 $\mu\text{g/g}$). Estos datos fueron comparados con normas nacionales e internacionales, lo que permitió conocer que el tejido muscular del *Ariopsis felis*

presentó concentraciones de metales inferiores a las establecidas por las normas (Vázquez *et al.*, 2008).

Al-busaidi *et al.*, (2011), analizaron las concentraciones de Hg, Cd y Pb, en las partes comestibles del pescado fresco y congelado recolectados en diferentes expendios de mariscos en Sultanato de Oman, utilizando la técnica de espectrofotometría de absorción atómica, para evaluar el nivel de riesgo que tendría en la salud del hombre, teniendo en cuenta las normas nacionales e internacionales. A partir de los resultados obtenidos, se determinó que la mayor concentración de plomo encontrada fue en la especie *Cheimarius nufar* con $0,1964 \text{ mg kg}^{-1}$. Así mismo, para el cadmio se encontró la mayor concentración en *Scomberomorus commerson* con $0,0364 \text{ mg kg}^{-1}$ y para el mercurio en *Seriola dumerili* con $0,1016 \text{ mg kg}^{-1}$. Estos resultados, demuestran que los niveles de metales tóxicos en las muestras de peces, no son altos al ser comparadas con otras zonas del mundo y con las normas internacionales tales como la FAO y UE. Por lo tanto, se determinó que los metales no representan ninguna amenaza al consumir estos peces.

Por otra parte, Huancaré en el 2014 identificó lesiones histopatológicas presentes en trucha Arcoíris, *Oncorhynchus mykiss*, de cultivo por exposición a un ambiente contaminado en la laguna Mamacocha, Perú. Colectó 35 peces tomando muestras de branquias, hígado y músculo estriado esquelético, y además una muestra de un (1) litro de agua de la laguna. La concentración de metales pesados la determinó con espectrofotometría de absorción atómica y los niveles de

metales pesados en agua no superaron el límite máximo permisible; sin embargo, algunos valores (As, Cd y Hg) en sedimento estuvieron por encima del nivel permitido. Además, encontró que los tres tejidos analizados bioacumulaban mayor cantidad de Zn y Ba (músculo>hígado>branquias) y en menor cantidad Cd, Cr, Cu y Pb. La concentración de Zn en el músculo estriado esquelético fue de $21,21 \pm 9,26$ mg/kg y se comparó con las Tablas Peruanas de Composición, publicado por el Ministerio de Salud (2009), indicando que en 100 g de trucha rosada (parte comestible) hay 0,66 mg de Zn; por otro lado, también se comparó con el nivel máximo de ingesta tolerable de Zn para una persona adulta promedio, este valor es recomendado en cantidades de 25 y 40 mg al día por European Food Safety Authority (2006) y National Academy of Sciences (2001) respectivamente. En la histopatología realizada con la tinción hematoxilina y eosina las alteraciones más importantes se hallaron en las branquias. En el hígado se observó degeneración hidrópica y de grasa, como también necrosis hepática; y en el músculo estriado esquelético se registró edema intramuscular y necrosis coagulativa. A partir de esto, el investigador concluye que las lesiones en los tejidos estudiados pueden ser inducidas por la bioacumulación de metales pesados debido a que son similares a las reportadas en varias investigaciones a exposición natural y controlada con este tipo de sustancias tóxicas.

A nivel nacional existen publicaciones que ponen en evidencia la contaminación por metales pesados en algunos cuerpos de agua, entre estos se encuentra el realizado por Manjarrez *et al.*, en el 2008 donde determinó concentraciones de cadmio en 158 ostras capturadas en seis puntos estratégicos de la Bahía de Cartagena: Álcalis, Bocaca, Caño de Loro, Caño Zapatero,

Ciénaga Honda y Zona Franca para constatar el riesgo de nativos y turistas tras el consumo y alertar a las autoridades competentes sobre el control en estos puntos. La determinación de metales pesados en tejidos como el músculo aductor y lóbulos gonadales se efectuó mediante espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire-acetileno. Los resultados obtenidos evidenciaron una tendencia de las ostras de bioacumular cadmio, en mayor proporción en aquellas capturadas en Ciénaga Honda y Bocaca con concentración de metal de 25,79 mg Cd/kg y 15,11 mg Cd/kg, respectivamente, sobrepasando límites admisibles para el consumo, de acuerdo a lo establecido por el Servicio Nacional de Sanidad Animal de Argentina, que fija un máximo de 1 g/g peso húmedo (equivalente aproximadamente a 5 g/g peso seco) del tejido comestible de moluscos bivalvos. Finalmente, los valores de cadmio presente en las ostras excedieron los límites máximos permitidos para el consumo humano y evidenciaron el peligro al que están expuestos los consumidores de ostras capturadas en la Bahía de Cartagena.

En el mismo sentido, Gischler en el 2005, analizó las concentraciones de cromo, plomo y mercurio en el tejido muscular de las especies ícticas tales como la Tilapia (*Oreochromis niloticus*), Guramis (*Trichogaster leeri*) y el Corroncho (*Chaetostoma fischeri*) procedentes de la laguna Sonso. Los resultados muestran que tanto el cromo como el mercurio en los peces no fueron detectados por el espectrofotómetro, debido a que los valores estuvieron por debajo del límite de detección. En cambio el plomo en la especie *Oreochromis niloticus* se encontró con un valor de $0,16 \pm 0,06 \mu\text{g/g}$, en *Chaetostoma fischeri* $0,22 \pm 0,05 \mu\text{g/g}$ y *Trichogaster leeri* $0,40 \pm 0,16 \mu\text{g/g}$. Así mismo, se encontró presencia de Pb ($159 \pm 0,03 \mu\text{g/L}$) en la sangre de los

pescadores de Puerto Bertín, aunque no fue suficientemente alta para producir problemas gastrointestinal, anemia o daño neurológico, donde se necesita más de 60 mg/dl de plomo en sangre en niños y más 80 mg/dl en los adultos según la Organización Mundial de la Salud (OMS). Sin embargo, el investigador consideró seguir realizando más estudios ya que la acumulación de estas concentraciones podría ser problema potencial en el futuro para la salud humana y a su vez para la calidad del agua del río y la laguna.

Siguiendo con las investigaciones a nivel nacional, Franco y León en el 2012 realizaron una investigación sobre la bioacumulación de metales traza en la especie íctica *Mugil incilis* en el litoral costero del departamento del Atlántico. Los metales fueron analizados por espectrofotometría de absorción atómica tanto en el tejido muscular como en el tejido hepático. De acuerdo a los resultados obtenidos los metales que presentaron las mayores concentraciones fueron el Fe con 22,32 µg/g peso húmedo en el tejido muscular y en el hígado fue el Cu con 524.17 µg/g peso húmedo. La secuencia de acuerdo a la magnitud de los metales encontrados en los tejidos fue: hígado, Cu>Fe>Zn>Mn>Cd, músculo: Fe>Cu>Zn>Mn>Cd. De igual forma se registró que todos los metales medidos en músculo estuvieron por debajo de los límites permisibles propuestos por agencias internacionales de calidad de alimentos, excepto el cobre que mostró el doble de la concentración permitida para el consumo de peces.

Finalmente, en la Ciénaga de Mallorquín - Atlántico, se evaluaron las concentraciones de metales pesados (Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg) en el tejido hepático y muscular de las especies

ícticas más abundantes y se estimó el riesgo potencial para la salud humana por el consumo de estas. Las especies ícticas seleccionadas para la toma de muestra fueron: *Mugil curema*, *Ariopsis bonillai*, *Centropomus undecimalis*, *Eugerres plumieri* y *Lutjanus griseus*, las cuales fueron analizadas por medio de la técnica de espectrometría de absorción atómica después de previa digestión ácida. Los resultados mostraron que *Eugerres plumieri* registró los promedios más altos de concentraciones de cobre ($0,98 \pm 0,70 \mu\text{g g}^{-1}$) y cadmio ($0,11 \pm 0,04 \mu\text{g g}^{-1}$) en el tejido hepático. Las concentraciones más altas de zinc ($28,71 \pm 14,1 \mu\text{g g}^{-1}$), plomo ($0,31 \pm 0,32 \mu\text{g g}^{-1}$) y níquel ($0,22 \pm 0,07 \mu\text{g g}^{-1}$) se observaron en el hígado de la especie *Mugil curema*, como también las de cromo ($1,31 \pm 0,68 \mu\text{g g}^{-1}$) pero en el tejido muscular. Los mayores niveles de mercurio se observaron en el hígado de *Lutjanus griseus* ($0,18 \pm 0,04 \mu\text{g g}^{-1}$). La estimación del riesgo potencial asociado al consumo de peces provenientes de la ciénaga de Mallorquín indicó que los niveles de cromo en los niños podría generar efectos negativos en la salud humana ya que tiene un riesgo potencial mayor que 1. El mercurio presentó valores de ingesta semanal de metilmercurio (ISMeHg+) mayores a la dosis de referencia establecida por la JECFA en toda la población, por ende, tanto el cromo como el mercurio generan un alto riesgo potencial para la salud de la población que consumen estas especies como fuente principal de proteínas, situación que debe ser atendida con prontitud, con el fin de prevenir una potencial crisis de salud pública por consumo de peces contaminados en el área de estudio (Fuentes, 2014).

3.2 Marco Teórico

3.2.1 Generalidades de los metales pesados.

Los metales pesados se pueden encontrar generalmente como componentes naturales de la corteza terrestre, en forma de minerales, sales u otros compuestos. No son degradados o destruidos tan fácilmente de forma natural, ya que algunos metales no tienen funciones metabólicas específicas para los seres vivos (Pietro *et al.*, 2009).

Así mismo, estos constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la tabla periódica que tiene una densidad mayor o igual a 5 g/cm^3 (Cañizares, 2000), se presentan con una concentración en la corteza terrestre por debajo de 0,1% y en conjunto, no constituyen más del 0,6% del total (Kolf, *et al.*, 2007).

Algunos metales pesados como el cobre (Cu), zinc (Zn) y selenio (Se) son considerados esenciales ya que hacen parte de varios procesos enzimáticos en los seres vivos y en particular en los humanos. Sin embargo, en concentraciones más altas pueden llegar a producir intoxicaciones en los organismos (Pietro *et al.*, 2009). En cambio, existen otros metales pesados como el mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb) entre otros, que son considerados no esenciales, los cuales a bajas concentraciones durante un largo periodo de tiempo, son nocivos para el

organismo (Thomas *et al.*, 2009; Zheng *et al.*, 2011), ya que estos elementos tienen la propiedad de ser persistentes en el ambiente y tienden a bioacumularse, haciendo que su concentración en un organismo vivo, logre con el tiempo, superar la concentración del elemento en el ambiente (Combariza, 2009).

Las fuentes naturales de metales pesados en los ecosistemas acuáticos van a depender de su distribución, meteorización o desgastes geológicos. Con respecto a las fuentes antropogénicas se destacan las actividades industriales, explotación minera, prácticas agrícolas, la combustión y la lixiviación de metales pesados a partir de residuos domésticos, los cuales pueden incrementar su carga en este medio o alterar sus ciclos naturales al producir concentraciones elevadas en algún compartimento en particular (Tulonen *et al.*, 2006; Gupta *et al.*, 2009). Una vez estos hayan ingresado a los cuerpos de agua, se absorben y se precipitan en los sedimentos generando así una fuente potencial de contaminación, que luego van a ser liberados a la columna de agua, vegetación, peces y población silvestre, causando un riesgo potencial para la salud de los habitantes aledaños debido al consumo de estos organismos contaminados (Schenone *et al.*, 2013, Yi *et al.*, 2011).

3.2.2 Biodisponibilidad

Un importante componente de la exposición de un organismo a un metal es la biodisponibilidad, esta se define como la fracción del metal total que está disponible para ejercer

acción y efecto en el organismo receptor, durante un tiempo determinado y en condiciones definidas (Gaete *et al.*, 2007).

Los principales parámetros físico-químicos como la temperatura, el potencial de oxidación-reducción, la composición o concentración de iones, las partículas de carbono contenido, el pH (Arce, 2005) y las condiciones del régimen hidrológico tienen una gran influencia en la acumulación, biodisponibilidad y toxicidad de distintos metales pesados en aguas naturales y en los sedimentos (Smolders *et al.*, 2004). Por lo que el riesgo para el entorno y la peligrosidad de estos metales dependerá ampliamente de su biodisponibilidad para los organismos del medio (Rozas, 2001), así como de la toxicidad intrínseca, el potencial de bioacumulación y la posibilidad de biodegradación (Ratto *et al.*, 2004).

El pH es un factor muy importante en las interacciones de los metales pesados con parámetros como la dureza del agua y con los compuestos orgánicos (Zorrilla, 2011). La mayoría de metales tiende a ser más disponible al pH ácido, lo cual hace que la solubilidad y la adsorción de los metales estén condicionadas por este parámetro (Arce, 2005). Es así, como el pH afecta a la especiación química y junto a la naturaleza poco orgánica de los sedimentos tiene una gran incidencia en la movilidad y biodisponibilidad de muchos metales pesados en la columna de agua, ya que al disminuir el contenido de material orgánico en el sedimento también se reduce su capacidad de acumular metales, quedando estos disponibles en disolución, lo cual facilita su transporte a lo largo del cauce. (Herrera *et al.*, 2013)

3.2.3 Bioacumulación

La bioacumulación es el proceso por el cual ciertas sustancias tienden a acumularse en los tejidos vivos, en función de la concentración de éstas en el medio (Wright & Welbourn, 2002). Este proceso está relacionado con las características lipofílicas, fisiológicas y bioquímicas de los organismos (Arnot & Gobas, 2006). Algunos contaminantes como los metales pesados después que son ingeridos su eliminación metabólica se hace lenta y dificultosa, tendiendo a acumularse en órganos como el hígado, riñón, branquias entre otros (Fernández & Freire 2005).

El ingreso y acumulación de metales pesados en los organismos depende de factores bióticos y abióticos que los modifican y los hacen biodisponibles, es decir, que tienen relativa facilidad para ser transferidos desde el ambiente hacia una localización específica en un organismo de interés (Russell *et al.*, 2008).

Este proceso se basa en la interacción organismo-ambiente, (Hernández, *et al.*, 2013) es decir, la bioacumulación es específica para cada metal y es dependiente de la fisiología de los organismos, biodisponibilidad del metal en el medio junto a los factores que lo modifican, grado de adaptación en el hábitat, hábitos alimenticios, así como del balance entre la captación y excreción del metal que realiza el organismo (Chen *et al.*, 2000).

Los organismos acuáticos pueden acumular los metales pesados a través de las branquias y el tejido epitelial (Hopkins, 2003), de igual forma, los peces biocumulan estas sustancias tóxicas por ingestión de alimentos contaminados, por inhalación, contacto entre su superficie respiratoria, exposición dérmica o sedimento contaminado (Russell *et al.*, 2008; Olaifa *et al.*, 2004). En cuanto a la excreción de estos contaminantes, los peces pueden realizar este proceso por difusión o transporte a través de las vías respiratorias y superficies de la piel, así como por vías urinaria, biliar y fecal (Russell *et al.*, 2008).

La bioacumulación de metales pesados puede generar efectos tóxicos multidireccionales en los peces (Russell *et al.*, 2008). La mayoría de ellos apunta al sistema nervioso central, junto a otro sistema de órganos, resultando en cambios neuroendocrinos y de comportamiento que pueden perjudicar la posterior supervivencia o reproducción de animales expuestos (Vosyliene & Jankaite, 2006).

3.2.4 Efectos generados por algunos metales pesados (Pb y Cd) en las especies ícticas y los humanos.

Plomo (Pb)

El plomo es un metal no esencial y el más extendido, ya que se detecta prácticamente en todas las fases del entorno inerte y en todos los sistemas biológicos. En el ambiente los niveles

del plomo han aumentado más de 1000 veces en los últimos tres siglos, siendo su mayor aumento entre los años 1950 y 2000, debido a la actividad humana (ATSDR, 2005).

Dentro de las principales fuentes de emisión del Pb, se pueden mencionar la fabricación de baterías, pigmentos, explosivos, reactivos químicos, gasolina como antidetonante, compuestos de soldaduras, revestimiento de cables, producción de tuberías y cisternas, protección de materiales expuestos a la intemperie, fabricación de municiones y pigmentos para pinturas y barnices, entre otros (Valdivina, 2005). Así mismo, la generación de plomo en la atmósfera, se produce por las actividades de recuperación del metal, fundiciones de plomo y la combustión de combustible fósil que es transportado por la atmósfera y se deposita en los cursos de aguas continentales (Nriagu, 1979; Stocker & Seagers, 1981; USEPA, 1983; Adriano, 1986; Vega, 1990).

En cuanto a los efectos tóxicos del Pb, desde hace 2000 años este sigue siendo un tema de salud pública muy importante en la mayoría de los países industrializados, debido a que puede afectar a casi todos los órganos y sistemas del organismo. El más sensible es el sistema nervioso, principalmente el de los niños, ya que puede generar encefalopatía con letargo, vomito, embotamiento mental, anorexias, irritabilidad y en casos de mayor magnitud las exposiciones prolongadas de Pb, puede disminuir la función cognitiva y aumentar los trastornos de conducta, en especial la agresión, confusión mental y psicosis. También, en el ser humano se puede presentar insuficiencia renal, daños en el sistema reproductivo y el tejido hepático y su exposición extendida produce retraso mental, coma e incluso la muerte (Al-Busaidi *et al.*, 2011;

ATSDR, 2005; Lee *et al.*, 2011). Sin embargo, la conexión entre estos efectos y la exposición a los bajos niveles del plomo es incierta (Marrugo & Paternina, 2011). Se considera fisiológicamente que concentraciones de 0,05 mg/L son seguras para el hombre, pero en concentraciones tan bajas como 0,010 mg/L son tóxicas para los peces (Jiménez, 2001).

Así mismo, se menciona que el agua de mar contiene entre 0,003 y 0,20 mg/L de plomo, por lo que las concentraciones de este metal en aguas marinas contribuyen a la contaminación de los peces que habitan en ellas (Pérez *et al.*, 2003), causando efectos sobre el oscurecimiento de las aletas y curvatura espinal; ambos procesos normalmente son reversibles, excepto en casos muy agudos (Crompton, 1997). También se ha evidenciado que existen varios factores que afectan la disponibilidad del Pb, como son la dureza, el pH, la salinidad, el oxígeno disuelto y la materia orgánica (Cousillas, 2007).

Además de los efectos anteriormente mencionados, el pH es muy importante, ya que determina la especiación química de los metales pesados; por esto, se ha estudiado que a pH ácidos va a existir mayor solubilidad y disponibilidad de los iones metálicos del plomo, por lo que aumenta la toxicidad de este metal. De igual forma, la salinidad es otro factor que influye en el aumento de la concentración de Pb, ya que se menciona que al haber un incremento en la salinidad en el agua, menor va ser la toxicidad de dicho metal (Cousillas, 2007). Igualmente la materia orgánica contribuye con la disponibilidad del plomo y de otros metales debido a la

capacidad que tiene para absorber los metales disminuyendo así su disponibilidad en un sistema (Green, 2000).

Cadmio (Cd)

El Cadmio se encuentra naturalmente en compuestos comunes que incluyen el óxido, sulfuro y carbonatos de Zinc, Plomo y Cobre, mientras que los complejos con cloruro y sulfato son menos comunes. Este metal es un contaminante neurotóxico persistente y fue uno de los metales más comúnmente usados en la industria agrícola de la década de los setentas (ATSDR, 1999; NTP, 2005).

La mayor parte del Cd que ingresa a los cuerpos de agua, eventualmente se asocian en el fondo del sedimento con materia orgánica y óxidos de Mn y Fe, o precipitan con solución de carbonato o sulfuro (CCME, 1999a y 1999b). La inhalación, absorción y distribución dentro del cuerpo humano parece estar afectadas por la forma química, el tamaño de partículas inhaladas y la solubilidad en fluidos biológicos (ATSDR, 1999). Una vez el Cd es ingerido, su biodisponibilidad depende de varios factores, incluyendo la actividad enzimática y el pH intestinal (Environment Canada, 1997).

Al igual que otros metales pesados, el Cd puede entrar en la cadena alimenticia y concentrarse en los organismos. En los peces, este metal puede penetrar a través de las branquias, debido a su rápida acumulación durante la exposición en agua (MacDonald & Wood, 1993). En períodos cortos, es decir, horas o días, las concentraciones metálicas alcanzan niveles que pueden causar estrés fisiológico e incluso ocasionar la muerte a los organismos (Spry & Wiener, 1991).

Los principales trastornos fisiológicos de la toxicidad del Cd en los peces se relacionan con las modificaciones de las actividades enzimáticas en órganos como el hígado, branquias, riñones e intestino (Gill *et al.*, 1991), siendo los salmónidos la especie en particular más sensible a este metal en los estados embrionarios y tempranos de larvas, mientras que los huevos son los menos sensibles (WHO, 1992). También afecta varios sistemas enzimáticos como los involucrados en la neurotransmisión, transporte transepitelial, metabolismo intermediario, actividad antioxidante y oxidadasas de función mixta y se han evidenciado deformidades en el esqueleto a exposiciones de bajo nivel (Cousillas, 2007).

En cuanto a los efectos a la población humana, la exposición al cadmio se produce principalmente por medio de dos vías; la primera es la vía oral a través del agua y alimentos como son los cereales, las verduras, las frutas y el pescado que están contaminados por este metal. La segunda, por la inhalación de partículas de cadmio durante las actividades industriales (galvanoplastia, baterías, fertilizantes), debido a que este es absorbido fácilmente por los pulmones (Stohs *et al.*, 1997). Su absorción se ve reforzada por las deficiencias en la dieta de

calcio, hierro y las proteínas; es por esto que el cadmio es transportado por la sangre y se dispone en el hígado y riñón (Goyer & Clarksom, 2001).

La vida media del cadmio en los humanos oscila entre los 17 y 30 años, la exposición al cadmio puede afectarles negativamente muchos órganos y tejidos, tales como el riñón (indicios de disfunción tubular renal, proteinuria e insuficiencia renal crónica), el corazón (aumenta el colesterol, liberación de ácidos grasos, aterosclerosis aórtica y coronaria), en el sistema esquelético, sistema nerviosos central y cerebro (en los niños produce trastornos neurológicos como hiperactividad y problemas de aprendizaje) (Houston, 2007).

4. Diseño Metodológico

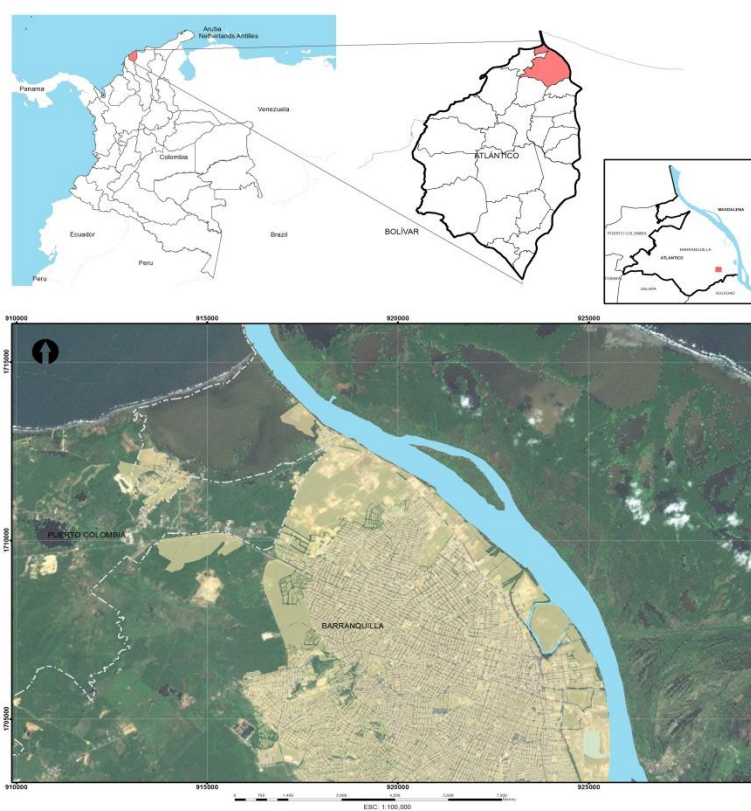
4.1 Área de estudio

Barranquilla está localizada en el Norte de Colombia, sobre la margen izquierda del río Magdalena, próxima a su desembocadura en el mar Caribe. La ciudad está situada en la zona de clima tropical húmedo, con una latitud $10^{\circ} 59' 17''$ al Norte del Ecuador y a una longitud de $74^{\circ} 47' 22''$ al Oeste del meridiano de Greenwich, a una distancia de 1000 km al norte de Bogotá, la capital colombiana. La altitud media de la ciudad respecto al nivel del mar es de 18 metros (Alcaldía, 2010)

La temperatura promedio de Barranquilla es 28° C, las mínimas medias están alrededor de 24° C y las máximas medias llegan a 33° C. Las precipitaciones tienden a aumentar desde el litoral hacia el centro del departamento del Atlántico. En el litoral las máximas alcanzan 550 mm/año, mientras que en el centro del departamento alcanza promedios anuales de 1200 mm. El período seco comienza en diciembre y termina a mediados de abril. El período lluvioso comienza en abril y finaliza a principios de diciembre, mostrando una disminución de la intensidad en julio y agosto. Las lluvias se manifiestan en general en aguaceros torrenciales. La humedad relativa varía entre 60% y 85%. Los períodos de máxima y mínima humedad coinciden con los de mayor y menor precipitación (Alcaldía, 2010).

Los vientos predominantes en Barranquilla son los del NE, presentando velocidades medias entre 9 km/h y 23 km/h. Durante el período seco de diciembre a abril se presentan los vientos Alisios provenientes del mar, con velocidades hasta de 61 km/h. (CORMAGDALENA, 2005).

Ilustración 1. Mapa de Barranquilla



Fuente: (ArcGIS, 2016)

4.2 Recolección y pretratamiento de las muestras

Para la presente investigación se seleccionaron cinco especies ícticas nativas teniendo en cuenta que presentan una alta comercialización en la ciudad de Barranquilla y porque generalmente están presentes en los expendios de pescado durante todo el año, entre estas se encuentran: Lebranche (*Mugil liza*), Mojarra rayada (*Eugerres plumieri*), Bocachico (*Prochilodus magdalenae*), Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*) y Mojarra roja (*Oreochromis sp.*).

Se adquirieron 10 unidades de cada especie para un total de 50 muestras, posteriormente estas fueron trasladadas al laboratorio de Química de la Universidad de la Costa para la medición de la longitud total y el peso. Después se procedió con la extracción de una pequeña cantidad de tejido muscular, siguiendo el procedimiento descrito en el documento por UNEP/IOC/IAEA/FAO (1990). A cada una de las muestra se le removió la aleta pectoral del lado izquierdo junto a la piel, y con un cuchillo de teflón se cortó una porción de 3 cm de ancho por el alto del pez, la piel se retiró con un tenedor de teflón y cinco gramos de cada muestra fue depositada en bolsas resellables individuales previamente rotuladas, luego fueron refrigeradas y transportadas al Laboratorio de Toxicología Ambiental de la Universidad de Córdoba donde se les cuantificaron las concentraciones de cadmio y plomo.

4.3 Determinación de cadmio y plomo

La cuantificación de las concentraciones de Cd y Pb se realizaron por espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito después de digestión de muestra (0.5 g peso húmedo) asistida con microondas empleando HNO₃/ HCl, relación 3:1 v/v durante 3h a 95 °C (Hülya & Erhan, 2007).

4.4 Riesgo potencial

Para evaluar el riesgo a la salud humana por el consumo de las especies ícticas se determinaron los niveles de exposición a los tóxicos (Cd y Pb) por medio de la fórmula (USEPA, 1986):

$$E = \frac{[\text{metal}](\text{ingesta})}{W} \quad (1)$$

Dónde:

E, es la exposición (µg de metal/kg/día)

[metal], es el promedio de las concentraciones de cada metal en los tejidos de los peces (µg/g)

(ingesta), cantidad de pescado (g) que se consumen por día, este valor será tomado por las cifras publicadas por la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (16,43 g/día).

W es el promedio del peso corporal de una persona adulta (70kg).

Así mismo, se estimó el riesgo potencial (RP) por el consumo de estos peces por medio de la relación (USEPA, 1986; Health Canada, 2003):

$$RP = \frac{\text{Exposición}(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día})}{\text{Dosis de referencia (Rfd)}(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día})} \quad (2)$$

Dónde: La Rfd (oral reference dose), es la dosis de referencia ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$), que es una dosis de metal que puede ser consumida diariamente sin que exista riesgo de efectos nocivos en la salud, las dosis de referencia utilizadas para todos los metales fueron las establecidas por la US-EPA, (2008) y Hang *et al.*, (2009). Cuando el riesgo potencial es menor que uno el riesgo es imperceptible y cuando es mayor a uno el riesgo es alto (Sobrino *et al.*, 2007).

También se calculó la tasa de consumo (USEPA, 2000), que determina la cantidad de peces (g) que una persona puede consumir en un día sin sufrir efectos dañinos, con base en la dosis de referencia (Rfd):

$$Tc = \frac{Rfd * W}{Cm} \quad (3)$$

Dónde:

Tc, es la tasa de consumo (g/día)

Rfd es la dosis de referencia ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$)

W, es el peso corporal (kg)

Cm, es la concentración de metal en el pez ($\mu\text{g}/\text{g}$)

4.5 Análisis estadísticos

A los datos obtenidos se les aplicó un análisis exploratorio con la prueba de Kolmogorov-Smirnov para probar su normalidad. Posteriormente, los resultados son presentados como el promedio (\pm) las desviaciones estándares de las muestras analizadas por duplicado. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa SPSS 10.5, con un nivel de significancia de $P \geq 0.05$.

5. Resultados y Análisis

5.1 Características de las especies

En la **Tabla 1** se presentan los valores morfométricos de las especies ícticas que fueron adquiridas en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla, teniendo en cuenta que generalmente se encuentran en los expendios de pescado durante todo el año. Tres de las especies (*Eugerres plumieri*, *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis sp*) representaron el 60% de las muestras recolectadas, las cuales poseen hábitos omnívoros. El 20% de los ejemplares presentaron hábitos detritívoros, que hace referencia a la especie *Prochilodus magdalenae* y el otro 20% de los individuos lo comprende la especie *Mugil liza* caracterizada por tener hábitos ramoneadores. La especie que se identificó con un mayor promedio de longitud total y peso fue *Mugil liza* con $37,9 \pm 1,09$ cm y $531,45 \pm 35,95$ g, respectivamente. El menor promedio de longitud total lo registro la especie *Eugerres plumieri* con $23,65 \pm 1,24$ cm. Finalmente, la especie que presento un menor promedio de peso fue *Prochilodus magdalenae* con $201,7 \pm 58,13$ g.

Tabla 1. Especies ícticas comercializadas en la Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla (R: ramoneador, D: detritívoro, O: omnívoro, LT: Longitud total, M: promedio S: desviación estándar).

Nombre Científico	Nombre Común	N	Habito	L.T		PESO	
				M±S	Rango	M±S	Rango
<i>Mugil liza</i>	Lebranche	10	R	37,9±1,09	36-40	531,45±35,95	486,7-601,2
<i>Prochilodus magdalenae</i>	Bocachico	10	D	25,3±2,54	23-30	201,7±58,13	152,2-328,7
<i>Eugerres plumieri</i>	Mojarra Rayada	10	O	23,65±1,24	21,5-25	206,65±23,41	184,7-246
<i>Oreochromis niloticus</i>	Mojarra Lora	10	O	25,5±1,53	22,8-27,4	321±54,76	248-416,4
<i>Oreochromis</i> sp	Mojarra Roja	10	O	24,5±1,08	23,2-26,7	258,7±25,78	204,6-286,2

Fuente: Autores.

El número de muestras recolectadas fue igual para cada espécimen, teniendo un total de 50 individuos. La especie *Prochilodus magdalenae* es un pez de agua dulce, de costumbres migratorias, de talla mediana a grande que alcanza a crecer más de 50 cm LT. Se distribuye en toda las zonas bajas de los sistemas del Magdalena, Sinú y Atrato. Es en la actualidad, en las cuencas del Magdalena una las especies con mayor grado de vulnerabilidad por su alto aporte a la pesca comercial y de consumo (Mojica *et al.*, 2012), es por esto que se le considera como una de las especies más representativas de la ictio-fauna colombiana al punto de ser considerada emblema en las pesquerías del río Magdalena; sin embargo, en los últimos años sus volúmenes de captura se han visto drásticamente disminuidos (Valderrama *et al.*, 2003). En la temporada de aguas altas habita en las ciénagas y se alimenta del detritus proveniente de la descomposición de la materia orgánica aportada principalmente por la vegetación acuática (macrófitas) y en

temporada seca migra y se alimenta de algas que raspan de troncos y piedras sumergidas (Mojica *et al.*, 2012). Perea *et al.*, (2008) realizó la caracterización nutricional de esta especie y determinó que las concentraciones de hierro encontradas en *Prochilodus magdalenae* son superiores a las de la carne de res y otras variedades incluyendo las aves. Por lo tanto, esta especie puede ser utilizada como sustituto importante de alimentos cárnicos para mejorar el aporte de hierro de alta biodisponibilidad además de ser fuente importante de proteína.

Mugil liza, es una especie de aguas neríticas que realiza migraciones locales relacionadas con la reproducción y se alimenta de detritus orgánico, algas filamentosas, pequeños animales bentónicos y material de fondo. Se distribuye desde el sur de Florida en los Estados Unidos, Bermuda y todo el Mar Caribe hasta Río de Janeiro (Brasil), (Guerra *et al.*, 2002). El Instituto Nacional de Nutrición de Venezuela, señala que desde un punto de vista nutricional, *Mugil liza* es una fuente importante de proteínas (19,3%), grasa (7,2%) calcio (20mg%) y fósforo (119 mg%), de acuerdo a esto se puede señalar que actualmente esta especie representa un recurso pesquero con valor estratégico, económico y nutricional (Valls *et al.*, 2008). La FAO identifica que *Mugil liza* es una de las principales especies de interés comercial de las zonas estuarinas del Atlántico. Así mismo, menciona que en la Ciénaga del Totumo, que es una de las principales lagunas costeras del Atlántico, se realizan actividades de acuicultura con este tipo de pez.

Eugerres plumieri se caracteriza por habitar en aguas estuarinas. El espectro trófico de *Eugerres plumieri* es amplio y variado. Es un consumidor de primer orden y se alimenta de al

menos 11 grupos siendo su alimento principal los ostrácodos, foraminíferos, nematodos y tanaidáceos (Aguirre & Díaz, 2000). Se distribuye a lo largo de la vertiente costera del Atlántico Occidental, desde Carolina del Sur, las Antillas, Golfo de México, Centroamérica (Belice, Costa Rica, Guatemala y Panamá), Colombia y Venezuela, hasta el sur de Brasil (González *et al.*, 2007). Según INVEMAR (2014) es una de las especies comerciales de la pesquería de la ecoregión Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Hasta hace más de diez años, esta especie era uno de los peces más abundantes y de mayor importancia económica en la CGSM, pero su presencia ha disminuido debido a la pesca indiscriminada y la sedimentación sobre los bancos de ostra. Por otra parte, hace parte de la ictiofauna de la Ciénaga de Mallorquín junto a especies como *Mugil incilis* (lisa), *Cetengraulis edentulus* (anchoa) y *Diapterus rhombeus*, (mojarrita) (Arrieta & De la Rosa, 2003).

Oreochromis niloticus es una especie tropical, que habita normalmente en aguas poco profundas (FAO, 2006-2011). Nativa del bajo río Nilo, otros ríos del Oeste de África y Oriente Medio (Howard, 2004), fue introducida en Colombia en la década de sesenta para fines de acuicultura y actualmente se encuentra en el embalse de El Guájaró (Caraballo, 2009). Dentro de su alimentación se encuentra el fitoplancton, plantas acuáticas, pequeños invertebrados, semillas de gramíneas, insectos, restos de peces, cladóceros, rotíferos y copépodos, también puede filtrar partículas suspendidas; bacterias que atrapa en la mucosa de la cavidad bucal (Soto, 2010). Su éxito en la comercialización se debe a su buen sabor, fácil fileteado, su carne blanca y de escasas espinas. Este favoritismo se ve representado en el porcentaje que ocupa dentro de la producción

piscícola nacional (Usgame *et al.*, 2007). La FAO identifica a Colombia, como uno de los principales productores de esta especie así como la República Democrática Popular Lao, Costa Rica, Ecuador y Honduras (FAO, 2006-2011).

Oreochromis sp es una especie originaria de África y del Oriente Medio, es producto del cruce de cuatro especies (*Oreochromis mossambicus*, *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis hornorum* y *Oreochromis aurea*) (Beveridge & McAndrew, 2001). Su régimen alimentario en ambientes originarios es a base de fitoplancton y detritus orgánicos (SAGPyA, 2007). El cultivo de tilapia comenzó a intensificarse aproximadamente en 1920; desde entonces, la tilapia roja (*Oreochromis sp*) ha sido una de las especies más producidas en la acuicultura mundial. Su alto nivel proteico, su bajo costo de producción y precio de venta asequible respecto a otras especies piscícolas, la convierten en un producto de gran importancia (López *et al.*, 2007). Entre las dos especies más cultivadas de tilapia (*Oreochromis niloticus* y *Oreochromis sp.*), la tilapia roja tiene una gran aceptación en el mercado, principalmente por su color. (FAO, 2006-2011). El Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura de Colombia (INPA, 2000) indicó que la producción de tilapia roja es la de mayor contribución al crecimiento de la acuicultura en el país.

5.2 Concentraciones de cadmio y plomo en el tejido muscular

El tejido muscular de peces es analizado rutinariamente en los programas de monitoreo de contaminación en los ecosistemas por la tendencia que presentan a acumular contaminantes

(Paulson *et al.*, 2003). Es lo más utilizado para el análisis, ya que es un importante tejido para el almacenamiento de metal y es la principal parte comestible del pescado, por su alto contenido proteínico (Susa & Vásquez, 2011; Bhattacharyya *et al.*, 2010; Sivaperumal *et al.*, 2007).

En la **Tabla 2** se muestran las concentraciones de Cd y Pb de las especies analizadas, registrándose mayores concentraciones de plomo que de cadmio, con promedios de $0,179 \pm 0,111$ y $0,017 \pm 0,02$ ($\mu\text{g/g}$), respectivamente.

Tabla 2. Concentraciones de cadmio y plomo presentes en el tejido muscular. Los resultados son expresados como M \pm S: promedio-desviación estándar y el rango (mínimo-máximo) en $\mu\text{g/g}$.

Nombre científico	Cd		Pb	
	M \pm S	Rango	M \pm S	Rango
<i>Mugil liza</i>	$0,018 \pm 0,022$	0,0004 - 0,075	$0,102 \pm 0,112$	0,009 - 0,371
<i>Prochilodus magdalenae</i>	$0,018 \pm 0,028$	0,0009 - 0,074	$0,178 \pm 0,197$	0,006 - 0,676
<i>Eugerres plumieri</i>	$0,019 \pm 0,015$	0,006 - 0,050	$0,176 \pm 0,088$	0,074 - 0,284
<i>Oreochromis niloticus</i>	$0,010 \pm 0,014$	0,0006 - 0,050	$0,217 \pm 0,084$	0,136 - 0,375
<i>Oreochromis sp</i>	$0,020 \pm 0,021$	0,002 - 0,070	$0,223 \pm 0,075$	0,105 - 0,335
Total	$0,017 \pm 0,02$	0,001 - 0,063	$0,179 \pm 0,111$	0,066 - 0,408

Fuente: Autores.

Las concentraciones más altas de plomo las registró dos de las especie con hábitos omnívoros; *Oreochromis sp* con un promedio de $0,223 \pm 0,075$ $\mu\text{g/g}$ seguida por *Oreochromis*

niloticus con un promedio de $0,217 \pm 0,084 \mu\text{g/g}$, mientras que la concentración más baja ($0,102 \pm 0,112 \mu\text{g/g}$) se registró en la especie *Mugil liza* la cual presenta hábitos tróficos de tipo ramoneador. Los niveles promedio de plomo en el musculo de las especies se presentan en orden decreciente: *Oreochromis sp* > *Oreochromis niloticus* > *Prochilodus magdalenae* > *Eugerres plumieri* > *Mugil liza*.

Al igual que el plomo, la mayor concentración de cadmio, se evidenció en la especie *Oreochromis sp* con un valor de $0,020 \pm 0,021 \mu\text{g/g}$. En cambio, los promedios más bajos de este metal se presentó en la especie *Oreochromis niloticus* con un valor de $0,010 \pm 0,014 \mu\text{g/g}$. Los niveles promedio de cadmio que presentaron las especies, muestran el siguiente orden: *Oreochromis sp* > *Eugerres plumieri* > *Mugil liza* > *Prochilodus magdalenae* > *Oreochromis niloticus*. En ese mismo sentido, se puede afirmar que no se observa la misma tendencia del cadmio y del plomo en las especies ícticas con relación al nivel trófico, posiblemente esto se deba a la variabilidad de fuentes que están incorporando estos metales a los distintos humedales donde se distribuyen las especies estudiadas, igual al amplio rango de distribución que tienen las especies recolectadas y los distintos mecanismos fisiológicos de excreción que tienen las especies con relación a estos metales.

Muchos investigadores afirman que la bioacumulación de los metales pesados en los peces depende de los hábitos alimenticios y el nivel de acumulación está estrechamente relacionado con los hábitats de las especies (Yilmaz, 2005; Velusamy *et al.*, 2014). Además de las

diferencias entre especies, otros factores que pueden influir en las variaciones de las concentraciones de metales pesados en las distintas especies de peces son el tamaño (peso corporal y la longitud), género, edad, tipos de tejidos analizados y condiciones fisiológicas (Raja *et al.*, 2009; Naeem *et al.*, 2011). De igual forma el tipo de ecosistema acuático, el grado de contaminación del agua, la forma química del metal en el agua, temperatura del agua, pH, concentración de oxígeno disuelto, transparencia del agua, ubicación geográfica y la estación en la cual ocurren las capturas contribuyen en las concentraciones de metales pesados en las diferentes especies de peces (Dural *et al.*, 2007; Bahnasawy *et al.*, 2010).

Por otra parte, las concentraciones de cadmio y plomo halladas en las especies estudiadas se encuentran dentro de los límites permisibles de acuerdo a la Norma Técnica Colombiana NTC 1443 de 2009, que establece el límite máximo de metales pesados en el pescado entero, medallones y trozos, refrigerados o congelados, la cual expresa las concentraciones en mg/kg, siendo para el cadmio 0,1 y para el plomo 0,4. De igual forma, los resultados cumplen con el Reglamento (CE) N°1881 de 2006 instaurado en la Unión Europea, que menciona los contenidos máximos en metales pesados en productos alimenticios y describe para la carne de pescado, concentraciones de cadmio y plomo (0,050 mg/kg y 0,30 mg/kg , respectivamente).

5.3 Comparación de las concentraciones encontradas en el músculo con otros estudios

Las **Tablas 3 y 4**, exponen las concentraciones de cadmio y plomo de cada una de las especies ícticas analizadas, obtenidas en otros estudios; en la cual se puede evidenciar que los resultados registrados de cadmio en la especie *Prochilodus magdalenae* en este informe, son mayores con relación a las detectadas por Noreña (2012); mientras, los niveles de plomo reportados en el músculo en este organismo fueron inferiores.

Márquez *et al.*, (2012), realizó un análisis al pez *Mugil liza*, del cual se determinó que las concentraciones de cadmio y plomo son superiores en el estudio realizado en la Laguna de Unare, Venezuela. Así mismo, se observó que el promedio registrado de Cd y Pb en el presente estudio para la *Oreochromis niloticus* estuvieron por debajo a los encontrados por Yilmaz (2008).

Al realizar la comparación de esta misma especie con otros estudios, se evidencio que Elnabris (2012), reporto menor contenido de Pb. Por su parte, el resultado obtenido de Cadmio, se encuentra por debajo del límite de detección de la técnica de espectrofotometría. De igual forma, Taweel *et al.*, (2013) encontraron concentraciones de plomo en la *Oreochromis niloticus* mayores a las halladas en el estudio, mientras que los niveles de cadmio fueron menores a lo registrado.

Otros investigadores como Sabry *et al.*, (2015) y Zarith & Mohd, (2015) en sus respectivas investigaciones obtuvieron que las concentraciones de cadmio en la especie *Oreochromis niloticus* fueron mayores con respecto a las encontradas en el presente estudio. Además, Zarith & Mohd, (2015) también reportaron una menor concentración para el plomo con relación al resultado de esta investigación.

Fuentes (2014) desarrollo un estudio en la ciénaga de Mallorquín, a partir del cual se comparó que la especie *Eugerres plumieri* presenta mayor concentración de plomo en el informe actual; sin embargo, los niveles de cadmio fueron menores para este mismo género.

Por otra parte, la especie la *Oreochromis sp* es un híbrido con características fenotípicas de las especies *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis aureus*, *Oreochromis mosambicus* y *Oreochromis hornorum*, (Torres *et al.* 2010), siendo estas muy distribuidos ampliamente en todo el mundo. Sin embargo, al tener una gran diversidad genética y al ser similares en su morfología, limita su identificación (Tenorio, 2003), por lo cual se dificulta su comparación con otros estudios. No obstante, Ruelas *et al.*, (2011) determinó concentraciones de cadmio y plomo en esta especie, reportando una mayor concentración de cadmio en su investigación, mientras para el plomo se registró un menor valor con relación al informe actual.

Existen diversas publicaciones donde se evidencia la contaminación de los ecosistemas acuáticos, debido a la presencia de metales pesados, los cuales por su alta toxicidad, permanencia

y tendencia a la acumulación en la biota acuática resulta un peligro para el ecosistema (Satheeshkumar and Kumar, 2011; Kumar *et al.*, 2012; Kalantzi *et al.*, 2013), los cuales al no ser biodegradables, ni estables químicamente, pueden bioacumularse en los organismos como el hígado y las branquias por periodos prolongados, por lo que su ingesta de los diferentes especies de peces con concentraciones de metales pesados, puede provocar síntomas de intoxicación (Zorrilla, 2011).

Tabla 3. Comparación de las concentraciones de cadmio presentes en el tejido muscular de las especies estudiadas con otros estudios. Los resultados son expresados como M±S: promedio-desviación estándar y el rango en µg/g.

Referencia	<i>Mugil liza</i>		<i>Prochilodus magdalenae</i>		<i>Eugerres plumieri</i>		<i>Oreochromis niloticus</i>		<i>Oreochromis sp</i>	
	Cd		Cd		Cd		Cd		Cd	
	M±S	Rango	M±S	Rango	M±S	Rango	M±S	Rango	M±S	Rango
Márquez <i>et al.</i> , 2008	0,052 ± 0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Noreña, <i>et al.</i> , 2012	-	-	0,008 ± 0,004	-	-	-	-	-	-	-
Fuentes, 2014	-	-	-	-	0,05 ± 0,03	0,01 – 0,08	-	-	-	-
Yilmaz, 2008	-	-	-	-	-	-	0,12 ± 0,02	0,04 – 0,15	-	-
Elnabris, 2012	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Taweel <i>et al.</i> , 2013	-	-	-	-	-	-	0,04 ± 0,01	-	-	-
Sabry <i>et al.</i> , 2015	-	-	-	-	-	-	3,021 ± 0,412	-	-	-
Zarith & Mohd, 2015	-	-	-	-	-	-	0,016±0.003	-	-	-
Ruelas <i>et al.</i> , 2011	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	-
Actual estudio	0,018 ± 0,022	0,0004 - 0,075	0,018 ± 0,028	0,0009 - 0,074	0,019 ± 0,015	0,006 - 0,050	0,010 ± 0,014	0,0006 - 0,050	0,020 ± 0,021	0,002 - 0,070

Fuente: Autores.

Tabla 4. Comparación de las concentraciones de plomo presentes en el tejido muscular de las especies estudiadas con otros estudios.

Los resultados son expresados como M±S: promedio-desviación estándar y el rango en µg/g.

Referencia	<i>Mugil liza</i>		<i>Prochilodus magdalenae</i>		<i>Eugerres plumieri</i>		<i>Oreochromis niloticus</i>		<i>Oreochromis sp</i>	
	Pb		Pb		Pb		Pb		Pb	
	M±S	Rango	M±S	Rango	M±S	Rango	M±S	Rango	M±S	Rango
Márquez <i>et al.</i> , 2008	0,22 ± 0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Noreña, <i>et al.</i> , 2012	-	-	0,989 ± 0,593	-	-	-	-	-	-	-
Fuentes, 2014	-	-	-	-	0,08 ± 0,01	0,06 – 0,1	-	-	-	-
Yilmaz, 2008	-	-	-	-	-	-	1,12 ± 1,10	0,78 – 1,32	-	-
Elnabris, 2012	-	-	-	-	-	-	0,115 ± 0,07	-	-	-
Taweel <i>et al.</i> , 2013	-	-	-	-	-	-	0,53 ± 0,12	-	-	-
Zarith & Mohd, 2015	-	-	-	-	-	-	0,053 ± 0,048	-	-	-
Ruelas <i>et al.</i> , 2011	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	-
Actual estudio	0,102 ± 0,112	0,009 - 0,371	0,178 ± 0,197	0,006 - 0,676	0,176 ± 0,088	0,074 - 0,284	0,217 ± 0,084	0,136 - 0,375	0,223 ± 0,075	0,105 - 0,335

Fuente: Autores.

5.4 Evaluación del Riesgo Potencial

En los ecosistemas acuáticos, los metales pesados han recibido una atención considerable debido a su toxicidad y acumulación en la biota y los peces (Sajwan et al., 2008), es por esto, que es fundamental evaluar las implicaciones que conllevarían la ingesta de peces contaminados a la población humana.

En la **Tabla 5** se muestran los resultados de la estimación del riesgo al consumir peces que contienen metales pesados. El máximo riesgo potencial ocasionado por los niveles de plomo biacumulados por estas especies ícticas, se presentó en la *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis sp* cuyo valor es de (RP=0.015), siendo igual para ambos individuos. Así mismo, el mayor riesgo potencial del cadmio se determinó en la especie *Oreochromis sp* con (RP=0.05). Por otra parte, las especies con menor valor de riesgo de Pb y Cd se evidenciaron en la *Mugil liza* (RP=0.007) y *Oreochromis niloticus* (RP=0,002), respectivamente. Estos resultados, no representan un riesgo para salud humana, ya que se obtuvieron valores por debajo de 1, lo que significa que es un RP imperceptible (Sobrino et al., 2007). Así mismo, los niveles obtenidos de la exposición (E) para ambos metales (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), se encuentran por debajo de la dosis de referencia establecida por US-EPA, (2008) y Hang et al., (2009), siendo esta para el Cd 1.0 µg/kg/día y para el Pb 3.5 µg/kg/día.

Es importante mencionar que a pesar de que los niveles de Pb y Cd no sobrepasaron el RP de uno (1), su toxicidad varía considerablemente dependiendo de la disponibilidad e ingestión

del metal, por tanto, la acumulación de estos, puede traer consigo problemas en la salud humana debido a sus efectos tóxicos, manifestándose con la aparición de patologías en diferentes órganos y tejidos, afectando principalmente hígado y riñones, ya que juntos pueden contener más del 75% de cadmio (Pant *et al.*, 2003); para el plomo los signos de intoxicación más comunes son los gastrointestinales, también, puede afectar la síntesis de la hemoglobina y el tiempo de vida media de los glóbulos rojos (Cousillas, 2007). Así mismo, una moderada exposición al Cd y Pb está relacionada con muchas enfermedades en adultos y niños por igual, pudiendo generar efectos críticos en el desarrollo del sistema nervioso, daño al ADN, deterioro de la función reproductiva y puede reducir significativamente la calidad del semen humano (Qiu *et al.* 2011; Vieira *et al.*, 2011).

Por otra parte, se calculó la tasa de consumo que indica la cantidad de carne de pescado (g) que puede ingerir una persona en un día sin sufrir efectos dañinos al no exceder la dosis de referencia para ambos metales; por tanto, la mayor tasa de consumo de cadmio es para la especie *Oreochromis niloticus* con 7000 g/día, seguido por *Mugil liza* con 3889,889 g/día. De esta forma, la tasa de consumo de cadmio por especie se expone en el siguiente orden decreciente: *Oreochromis niloticus* > *Mugil liza* > *Prochilodus magdalenae* > *Eugerres plumieri* > *Oreochromis sp.*

Con respecto al plomo, la mayor tasa de consumo es para la especie *Mugil liza* con 2401,961 g/día, seguida por *Eugerres plumieri* con 1392,404 g/día. La tasa de consumo de

plomo por especie se presenta en el siguiente orden: *Mugil liza* > *Eugerres plumieri* > *Prochilodus magdalenae* > *Oreochromis niloticus* > *Oreochromis sp.*

Tabla 5. Estimación del riesgo potencial en la población de la ciudad de Barranquilla por consumo de peces contaminados por Cd y Pb.

Nombre científico	Población					
	E (µg/kg/día)		RP		Tc (g/día)	
	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb
<i>Mugil liza</i>	0,004	0,024	0,004	0,007	3889,889	2401,961
<i>Prochilodus magdalenae</i>	0,004	0,042	0,004	0,012	3888,886	1376,404
<i>Eugerres plumieri</i>	0,004	0,041	0,004	0,012	3684,211	1392,045
<i>Oreochromis niloticus</i>	0,002	0,051	0,002	0,015	7000	1129,032
<i>Oreochromis sp</i>	0,005	0,052	0,005	0,015	3500	1098,655

E: exposición, RP: riesgo potencial y Tc: tasa de consumo

Fuente: Autores.

6. Conclusiones

Todas las especies ícticas analizadas en esta investigación presentaron concentraciones de cadmio y plomo en el tejido muscular, evidenciándose los niveles más altos de estos metales en la especie *Oreochromis sp.* Cabe resaltar, que el plomo presentó las concentraciones más altas en las cinco especies estudiadas, sin embargo, la mayoría de las concentraciones son inferiores a las reportadas por otros estudios. Además, estos resultados se encuentran dentro de los límites máximos permisibles de metales pesados en el pescado, de acuerdo a la Norma Técnica Colombiana NTC 1443 de 2009 y al Reglamento (CE) N° 1881 /2006 de la Unión Europea.

Así mismo, las concentraciones obtenidas en esta investigación sugieren que no hay un riesgo potencial para la salud humana, ya que los resultados hallados a partir del cálculo de la exposición para el cadmio y plomo son menores a la dosis de referencias ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$) establecidos por US-EPA, (2008) y Hang *et al.*, (2009), ($\text{Cd} = 1$ y $\text{Pb} = 3,5$). Por otra parte, se sugiere que la mayor tasa de consumo ($\text{g}/\text{día}$) para el metal Cd es para la especie *Oreochromis niloticus* con 7000 y para el Pb en la *Mugil liza* con 2401,96.

Se considera que, de acuerdo a las longitudes totales y a los pesos encontrados en las cinco especies estudiadas, no existe relación con la bioacumulación de los metales cadmio y plomo en los peces, puesto que la especie que presentó una mayor longitud total y peso fue la *Mugil liza*, ($37,9 \pm 1,09$ cm y $531,45 \pm 35,95$ g respectivamente) mientras que la especie que tuvo una mayor bioacumulación tanto de plomo como de cadmio fue la *Oreochromis sp* ($24,5 \pm 1,08$ y

258,7 \pm 25,78). Por el contrario, si se puede relacionar la bioacumulación de metales en los peces con el hábito trófico de estos, ya que las especies que presentaron mayores concentraciones de cadmio y plomo posee un hábito trófico omnívoro. Por lo que se reafirma que los metales pesados pueden ser trasladados a otros organismos por medio de la cadena trófica, lo cual dependerá de la contaminación a la que este expuesta el tipo de alimento que estos organismos consuman, siendo este fenómeno conocido como biomagnificación.

7. Recomendaciones

Al determinar que las concentraciones de cadmio y plomo encontradas en el tejido muscular de las especies estudiadas no representan un riesgo para la salud humana, se recomienda el consumo de estas especies, debido al gran aporte nutricional que tienen, pero de forma moderada, puesto que los metales pesados como el Cd y Pb tienen la capacidad de biomagnificarse y bioacumularse a lo largo del tiempo por no ser biodegradables, lo cual generaría un riesgo potencial para la salud humana en un futuro.

Así mismo, aunque no existan riesgos para la salud humana se considera necesario realizar un monitoreo constante sobre las concentraciones de cadmio y plomo por parte de las autoridades ambientales y de salud para conocer el estado en el que se encuentran los peces comercializados en la Plaza de Pescado de la ciudad de Barranquilla, con el fin de garantizar estándares de calidad en los alimentos para los consumidores y evitar un problema de salud pública; a partir de ello, consolidar una línea base de los datos encontrados en los análisis de las concentraciones de estos metales en las especies ícticas de interés local.

Por otra parte, sería fundamental realizar investigaciones sobre la dinámica del cadmio y el plomo en las zonas donde son capturadas las especies ícticas analizadas y en la cadena trófica para minimizar el riesgo ecológico de dichos ecosistemas.

Referencias

Adriano, D.C. (1986). Trace elements in the terrestrial environment. New York, NY: Springer Verlag. pp. 533.

Aguirre, A., & Díaz, Silvia. (2000). Estructura poblacional, madurez gonádica y alimentación de *Eugerres plumieri* (gerreidae) en el sistema fluvio-deltaico pom-atasta, México. *Ciencias Marinas*. 26(2), 253-273.

Al-Busaidi, M., Yesudhasan, P., Al-Mughairi, S., Al-Rahbi, W. A. K., Al-Harthy, K. S., Al-Mazrooei, N. A., & Al-Habnsi, S.H. (2011). Toxic metals in commercial marine fish in Oman with reference to national and international standards. *Chemosphere*, 85, 67–73.

Alcaldia. (27 de septiembre de 2010). *Alcaldia Barranquilla*. Recuperado de http://www.barranquilla.gov.co/index.php?option=com_content&view=article&id=27&Itemid=1

18

Andrews, N. (2002). Metal transporters and disease. *Curr Opin Chem Biol*, 6, 181-186.

Arce, O. (2005). Contaminantes peligrosos en el agua. Facultad de Ciencias y Tecnología. Universidad de San Simón. (Informe) Bolivia.

Arnot, J., & Gobas, F. (2006). A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* 14 (4), 257-297.

Arrieta, V. & De La Rosa, J. (2003). Estructura de la comunidad íctica de la Ciénaga de Mallorquín, Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost. Santa Marta, Colombia*, (32), 231-242.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1990). Toxicological profile for copper. U.S. Public Health Service, Atlanta, Georgia, TP-90-08. 143 pp.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999). Toxicological profile for cadmium. U.S. Public Health Service, Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2004). Toxicological Profile for Copper. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Atlanta, Georgia.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2005). Toxicological profile for zinc. U.S. Department of health and human services. Public Health Service.

[ATSDR] Agency for Toxic Substance and Disease Registry. (2005). Toxicological Profile for Lead, U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Service, Centers for Diseases Control, Atlanta, GA.

[ATSDR] Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007). Resumen de Salud Pública, Plomo. Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública, Atlanta, GA.

[ATSDR] Agency for Toxic Substance and Disease Registry. (2008). Toxicological Profile for Cadmium, U.S. Department of Health and Humans Services, Public Health Service, Centers for Diseases Control, Atlanta, GA.

Baatrup, E. (1991). Structural and functional effects of heavy metals of the nervous system, including sense organs of fish. *Comp Biochem Physiol.* 100(1-2), 253-7.

Bahnasawy, M., Khidr, A., & Dheina, N., (2010). Seasonal variations of heavy metals concentrations in Mullet, *Mugil cephalus* and *Liza ramada* (Mugilidae) from Lake Manzala, *Egypt. J. Appl. Sci. Res.* 5, 845–852.

Baker, S., Herrchen, M., Kund-rinke, K., Klein, W., Kördel, W., Peijnenburg, W., & Rensing, C. (2003). *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 56, 6-19.

Barack, N., & Mason, C. (1990). Mercury, Cadmium and Lead concentration in five species of fresh water fish from Eastern England. *The Science of Total Environment*. (92)257-263.

Beveridge, M. & McAndrew, B. (2001). Tilapias: biology and exploitation. Londres: Kluwer Academic Publishers Fish and Fisheries, p. 505.

Bertinato, J., & Abbé, M., (2004). Maintaining copper homeostasis: regulation of copper – trafficking proteins in response to copper deficiency or overload. *J Nutr Biochem*, 15, 316-322.

Bhattacharyya, S., Chaudhuri, P., Dutta, S. & Santra, S. (2010). Assessment of total mercury level in fish collected from east Calcutta wetlands and Titagarh sewage fed aquaculture in West Bengal, India. *Bull. Environ. Cont. Toxicol.* 84 (5): 618-622.

Cañizarez, R. O. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42,131-143.

Canli, M., & Atli, G. (2002). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*.121, 129–136.

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. (1997). Canadian soil quality guidelines for copper: Environmental and human health. Draft document.

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999a). Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Cadmium. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999b). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Cadmium. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.

Caraballo G, Pedro. (2009). Efecto de tilapia *Oreochromis niloticus* sobre la producción pesquera del embalse el Guájaro Atlántico - Colombia. *Revista MVZ Córdoba*. 14(3), 1796-1802.

Chen, C., Stemberger, R., Klaue, B., Blum, J., Pickhardt, C., & Folt, C. (2000). Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol. Oceanogr*, 45(7), 1525-1536. DOI: 10.4319/lo.2000.45.7.1525

Chung, B. (2011). Artículo especial la minería aurífera en el Perú y la contaminación del ambiente. *Rev Acad Perú Salud*, 18(2), 35-40.

Combariza, D. (2009). Contaminación por metales pesados en el embalse de muña y su relación con los niveles en sangre de plomo, mercurio y cadmio y alteraciones de salud en los habitantes del municipio de Sibaté. Cundinamarca, Colombia.

Cousillas, A. (2007). Contaminación del agua. Antroproyecto avanzado muelle multipropocito “C”. Informe Toxicológico, 1-53.

Crompton, TR. (1997). Toxicants in aqueous ecosystems. chester (England): John WileySons.

[DANE] Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2014). Boletín Semanal Precios Mayoristas. (23), 1- 44.

[DANE] Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2014). Boletín mensual insumos y factores asociados a la producción agropecuaria. (21), 1- 64.

David, X., Romero, R., Esperanca, G., & Jordi, C. (2011). Differential accumulation of mercury and other trace metals in the food web components of a reservoir impacted by a chlor-alkali plant (Flix, Ebro River, Spain): implications for biomonitoring. *Environ Pollut.* 159, 1481–1489.

Davison, W., & Zhang, H. (2001). In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. *Nature.* (367), 546-548.

Diez, J. (2008). Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. (Tesis Doctoral). Universidad Santiago de Compostela, España, 1-344.

Dural, M., Goksu, L., Ozak, A., (2007). Investigation of heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzla lagoon. *Food Chem*, 102, 415–421.

Eisler, R. (1988). Arsenic hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish Wildl. *Serv. Biol. Rep*, 85(1.12).

Eisler, R. (1993). Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. *Biol. Rep.* 10. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Laurel, Maryland. 126 pp.

El heraldo. (25 de marzo de 2013). Comerciantes esperan aumentar en 35% las ventas de pescado. *El heraldo*. Recuperado de <http://www.elheraldo.co/noticias/economia/comerciantes-esperan-aumentar-en-35-las-ventas-de-pescado-104711>

Elnabris, K., Muzyed, S., El-Ashgar, N., (2013). Heavy metal concentrations in some commercially important fishes and their contribution to heavy metals exposure in Palestinian people of Gaza Strip (Palestine). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences*, 13, 44–51.

Environment Canada. (1997). Canadian sediment quality guidelines for mercury: Supporting document. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division. Ottawa.

Escorcía, D. (2014). Lebranche, el pez que no se deja ver. Diario ADN: Barranquilla, CO.

[FAO] Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2003). Fishery Country Profile.

[FAO]. Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2006-2011). Visión general del sector acuícola nacional. Colombia. National Aquaculture Sector Overview Fact Sheets. Texto de Salazar Ariza, G. In: Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO [en línea]. Roma. Actualizado 1 February 2005.

Flora, S., Mittal, M. & Mehta, A. (2008). Heavy metal induced oxidative stress & its possible reversal by chelation therapy. *Indian J Med Res*, 128, 501-23.

Fuentes, F. (2014). Determinación de metales pesados (Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd y Hg) en especies ícticas de la ciénaga de Mallorquín y riesgo potencial para la salud humana. (Trabajo de grado de maestría). Sistema Estatal de Universidades del Caribe Colombiano Sue-Caribe, Universidad Del Atlántico, Barranquilla.

Franco, A., & Leon, I. (2012). Bioacumulación de metales traza en *Mugil incilis* (Hancock, 1830); una herramienta útil para el biomonitorio de la contaminación metálica en el litoral costero del departamento del Atlántico Colombia. *Costas*. 1(1) 98-106.

Gaete, H., Aránguiz, F., & Cienfuegos, G. (2007). Metales pesados y toxicidad de aguas del río Aconcagua en le. *Quim. Nova*. 30 (4), 885-891.

García, L., Soto, M., Jara, M., & Gómez, A. (2004). Fracciones geoquímicas superficiales de zonas ostrícolas del estado de Sonora, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 20(4), 159-167.

Gill, TS., Tewari, H., & Pande J. (1991) .In vivo and in vitro effects of cadmium on selected enzymes in different organs of the fish *Barbus conchonus* Ham. (Rosy barb). *Comp Biochem Physiol C*, 100, 501– 505.

Gischler, C. (2005). Pathways of heavy metals and implications for stakeholders, Sonso Lagoon, Colombia. (Master work). KTH royal institute of technology.

González, A., De la Cruz, J. & Castro, L. (2007). A review of the marine western Atlantic species of the genus *Eugerres* (Perciformes: Gerreidae). *Bulletin of Marine Science*, 80, 109-124.

Goyer, R.A., & Clarksom, W.T. (2001). Toxic effects of metals. In: C.D. Klaassen (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology. *The Basic Science of Poisons, McGraw-Hill*, 811–867.

Grosell, M., McDonald, MD., Walsh PJ, & Wood CM. (2004). Effects of prolonged exposure in the marine gulf toadfish (*Opsanus beta*) II: copper accumulation, drinking rate and Na⁺/K⁺-ATPase activity in osmoregulatory tissues. *Aquat Toxicol*, 68, 263- 75.

Guerra, A. & Marín, G. (2002). Algunos aspectos biológicos y pesqueros del lebranche (*Mugiliza*) en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Zootecnia Trop*. 20(3), 287-305.

Gupta, A., Rai, D., Pandey, R., & Sharma, B., (2009). Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. *Environ. Monit. Assess*, 157, 449–458.

Hang, X.S., Wang, H.Y., Zhou, J.M., Ma, C.L., Du, C.W. & Chen, X.Q. (2009). Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta. *Environ. Pollut*. 157, 2542–2549.

Health Canada. (2003). Canadian Handbook on Health Impact Assessment. *The Multidisciplinary Team*. 3(1) 22p.

Herrera, L. (28 de marzo de 2013). Bocachico, el plato fuerte de la temporada en Barranquilla. *El tiempo*. Recuperado de <http://www.eltiempo.com/archivo/documento/CMS-12714863>

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), 27-36.

Hernández, O., Castro, F., & Páez, M. (2013). Bioacumulación de mercurio en larvas de anuros en la zona afectada por la minería de oro en el río Dagua, Buenaventura, Valle del Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*. 18(2). 341-348.

Hopkins, W., Tatara, C., Brant, H., & Jagoe, C. (2003). Relationships between mercury body concentrations, standard metabolic rate and body mass in eastern mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) from three experimental populations. *Environ. Toxicol. Chem.* 22, 586 - 590.

Houston M. (2007). The role of mercury and cadmium heavy metals in vascular disease, hypertension, coronary heart disease, and myocardial infraction. *Altern Ther Helath Med*; 13, S128-S33.

Howard G. (2004). Invasive Species in Water- Dependent Ecosystems. WorldFish Center, 22-26.

Huancaré, R. (2014). Identificación histopatológica de lesiones inducidas por bioacumulación de metales pesados en branquias, hígado y músculo de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) de cultivo en etapa comercial de la laguna de Mamacocha, área de influencia minera, Cajamarca-Perú. Universidad Nacional Mayor De San Marcos Lima, Perú. 1-112.

Ibarra, K., Gómez, M., Vilorio, E., Arteaga, E., Cuadrado, I., Martínez, M., Nieto, Y., Rodríguez, J., Licero, L., Perdomo, L., Chávez, S., Romero, J. & Rueda, M. (2014). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. INVEMAR. Informe Técnico Final. Santa Marta p. 140.

[INPA] Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. (2000). Boletín Estadístico Pesquero 1998-1999. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural e Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. Cartagena, Colombia, p.139.

[INN] Instituto Nacional De Nutrición. Tabla de composición de alimentos para uso teórico-práctico. Serie de Cuadernos Azules. Publicación N° 52. Caracas. 97 pp. 1.

Kalantzi, I., Black, K.D., Pergantis, S.A., Shimmield, T.M., Papageorgiou, N., Sevastou, K. & Karakassis, I., (2013). Metals and other elements in tissues of wild fish from fish farms and comparison with farmed species in sites with oxic and anoxic sediments. *Food. Chem.* 141, 680–694

Jiménez, B. (2001). La contaminación ambiental en México. *Editorial Limusa*. 1-200.

Kalantzi, I., Black, K.D., Pergantis, S.A., Shimmield, T.M., Papageorgiou, N., Sevastou, K. & Karakassis, I., (2013). Metals and other elements in tissues of wild fish from fish farms and comparison with farmed species in sites with oxic and anoxic sediments. *Food. Chem.* 141, 680–694

Kramer, K., Jak, R., van Hattum, B., & Hooftman, R. (2004). Copper toxicity in relation to surface water-dissolved organic matter: Biological effects to *Daphnia magna*. *Environ.Toxicol.Chem.* 3, 2781–3010

Kumar, B., Sajwan, K.S. & Mukherjee, D.P. (2012). Distribution of heavy metals in valuable coastal fishes from North East Coast of India. *Turkish J. Fish. Aqua. Sci.* 12, 81–88.

Kolf-Clauw, M., Guénin, A., & Pérez, M. (2007). Micromamíferos Y Metales Pesados: Biomonitorización del medio ambiente. *10*, 1-19.

Lee, K., Kweon, H., Yeo, J., Woo, S., Han, S., & Kim, J., (2011). Characterization of tyrosine-rich *Antheraea pernyi* silk fibroin hydrolysate. *International Journal of Biological Macromolecules*. 48, 223–226.

Llobet, JM., Domingo, JL., & Corbella J. (1988) .Antidotes for zinc intoxication in mice. *Arch Toxicol*. 61, 321-323.

López, Carlos A, Carvajal, Dewin L, & Botero, Mónica C. (2007). Masculinización de tilapia roja (*Oreochromis spp*) por inmersión utilizando 17 alfa–metiltestosterona. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 20(3), 318-326.

Lutsenko, S., Barnes, N., Bartee, M., & Dmitriev, O. (2007). Function and regulation of human copper-transporting ATPases. *Physiol Rev*. 87,1011-1046.

MacDonald, DG., & Wood, CM. (1993). Branal mechanisms of acclimatation to metals in freshwater fish. In: Rankin JC, Jensen FB (eds.), *Fish Ecophysiology*. London: Chapman & Hall 297–321.

Márquez, A., Senior, W., Fermín, I., Martínez, G., Castañeda, J., & González, Á. (2008). Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Revista Científica (Maracaibo)*. 18(1), 73-86.

Márquez, A., Senior, W., Martínez, G., Castañeda, J., & González, Á (2008). Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castillero, Venezuela. *Revista Científica. (Maracaibo)*. 18(2), 121-133.

Marrugo, J., & Paternina, R., (2011). Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Ciénaga La Soledad y Bahía de Cispatá, cuenca del bajo Sinú, departamento de Córdoba. Universidad de Córdoba, Colombia. 1-78.

Méndez, M. & Ríos, C. (2007). Cadmium neurotoxicity. *ETAP*; 23, 350-8.

Mercer, F., (2001). The molecular basis of copper - transport diseases. *Trends Mol Med*, 7, 64-69.

Mocchegiani, E., Bertoni-Freddari, C., Marcellini, F., & Malavolta, M. (2005). Brain, aging, and neurodegeneration: role of zinc ion availability. *Prog Neurobiol.* 75, 367-390.

Mojica, J., Castellanos, C., Usma, J. & Álvarez, R. (Eds.). (2012). *Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia y Universidad de Manizales. Bogotá, D. C., Colombia, 319 pp.

Norma Técnica Colombiana NTC 1443, Tercera actualización. Instituto Colombiano de Normas Tecnicas y Certificación (ICONTEC) (2009).

Nriagu, F. (1979). Global inventory of natural and anthropogenic emissions of the trace metals to the atmosphere. *Nature*. 279, 409-411.

[NTP] National Toxicology Program. (2005). Report on carcinogens, eleventh edition. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Washington, DC.

Ñoreda, R., Arenas, T., Murrillo, P., Guío, D., & Méndez., A. (2012). Metales pesados (Cd, Pb y Ni) en especies de peces de importancia comercial del río Magdalena, tramo Tolima, Colombia. *Revista Tumbaga*, 2(10), 61- 76.

Olaifa, F., Olaifa, A., Adelaja, A., & Owolabi, A. (2004). Heavy metal contamination of *Clarias garpinus* from a lake and fish farm in Ibadan, Nigeria. *African J. biomed Res.* 7, 145-148.

Olías, M., Canovas, C., Nieto, J., & Sarmiento, A. (2006). Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers. *Appl. Geochem.* 21,1733–1749.

[OMS] Organización Mundial de la Salud (1997). Programa Internacional de Seguridad de Sustancias Químicas. Seguridad química; principios básicos de toxicología aplicada. La naturaleza de los peligros químicos. 2. ed. (revisada). Lima: CEPIS.

[OPEPA] Organización para la Educación y Protección Ambiental. Bocachico. Bogotá D.C.: Colombia.

Oquendo, J. (2 de abril de 2015). Consumo de pescado se dispara en el país. *El heraldo*. Recuperado de <http://www.elheraldo.co/economia/consumo-de-pescado-se-dispara-en-el-pais-189913>

Qiu, Y.W., Lin, D., Liu, J.Q., Zeng, E.Y., (2011). Bioaccumulation of trace metals in farmed fish from South China and potential risk assessment. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 284–293.

Palaniappan PL., & Renju VB. (2009). FT-IR study of the effect of zinc exposure on the biochemical contents muscle of *Labeo rohita*. *Infrared Phys Technol.* 52(1), 37-41.

Palaniappan, PL., Nishanth, J., & Renju, V., (2010). Bioconcentration of zinc and its effect on the biochemical constituents of the gill tissues of *Labeo rohita*: An FT-IR study. 53(2), 103-111.

Pant, N., Upadhyay, G., Pandev, S., Mathur, N., Saxens, D., & Srivatava, S. (2203). Lead and cadmium concentration in the seminal plasma of men in the general population: correlation with sperm quality. *Reprod. Toxicol.*, 17, 447-459.

Paulson, A., Sharack, B. & Zdanowicz, V. (2003). Trace metals in ribbed mussels from Arthur Kill, New York/New Jersey, USA. *Mar. Poll. Bull.* (46), 139–152.

Perea, A., Gómez, E., Mayorga, Y. & Triana, C. (2008). Caracterización nutricional de pescados de producción y consumo regional en Bucaramanga, Colombia. *ALAN*, 58(1), 91-97.

Pérez-López, M., Nóvoa, MC., Alonso, J., García, MA., & Melgar, MJ. (2003). Niveles de plomo y cadmio en agua marina y lapas (*Patella vulgata* L.) de la Ría de Vigo. *Rev Toxicol* 20, 19-22.

Pietro, J., González, C., Román, A., & Pietro, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal.*, 10, 29-44

Pis, M., Lezcano, M., & Serrano, P. (2008). Metales pesados en trucha (*Micropterus salmoides* floridanus) de la presa Hanabanilla, Cuba. *AquaTIC*, (29), 1-9.

Polo, C. (29 de marzo de 2015). En Semana Santa no habrá ‘multiplicación de los peces’. *El heraldo*. Recuperado de <http://www.elheraldo.co/local/en-semana-santa-no-habra-multiplicacion-de-los-peces-189490>

Raja, P., Veerasingam, S., Suresh, G., Marichamy, G., & Venkatachalapathy, R., (2009). Heavy metals concentration in four commercially valuable marine edible fish species from Parangipettai Coast, South East Coast of India. *International Journal of Animal and Veterinary Advances*, 1, 10–14.

Rajeshkumar, S., & Munuswamy, N. (2011). Impact of metals on histopathology and expression of HSP 70 in different tissues of Milk fish (*Chanoschanos*) of Kaattuppalli Island, South East Coast, India. *Chemosphere* (83), 415–421.

Ratto, S., Marceca, E., Moscatelli, G., Abbruzese, D., Bardi, H., Bossi, M., & Williams, F. (2004). Evaluación de la contaminación orgánica e inorgánica en un suelo aluvial de la costa del Riachuelo, Buenos Aires, Argentina. *Ecol. Austral.* 14(2), 179-190.

Reglamento (CE) N° 1881 /2006 de la Comisión. La Comisión de las Comunidades Europeas (2006).

Rodríguez, R. (2001). Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del llobregat. Universidad Politécnica de Cataluña. Departamento de ingeniería minera y recursos naturales.1-281.

Rodríguez, L., Senior, W., & Martínez, G. (2006). Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la Laguna Unare, Venezuela. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*. 24(1), 37-41.

Rozas, H. (2001). Estudio de la Contaminación por Metales Pesados en la cuenca del Llobregat. (Tesis Doctoral.) Instituto de Ingeniería Minera y Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Catalunya, España.

Russell, J., Nichols, J., Cook, P., & Ankley, G. (2008). Bioavailability of chemical contaminants in aquatic systems. En Di Giulio RT, Hinton DE, (Eds.). *The toxicology of fishes*. (pp. 9-54). USA: CRC Press, Taylor & Francis Group.

Sabry S. El-Serafy, Mohammed Z., Nassr-Allah H. Abdel-Hameid, Mohammed H. Awwad, Ebtessam H.O. Nafie. (2015). High diet borne Cu and Cd induced genotoxicity of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environmental toxicology and pharmacology*, 3(9), 1139–1147.

Sajwan K., SenthilKumar, K., Richardson, J., & Kannan, K. (2008). Contamination profiles of heavy metals, organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, and alkylphenols in sediment and oyster collected from marsh/estuarine Savannah GA USA. *Mar Pollut Bull* 56,136–149.

Satheeshkumar, P., Senthilkumar, D., Ananthan, G., Soundarapandian, P. & Khan, A.B.(2011). Measurement of hematological and biochemical studies on wild marine carnivorous fishes from Vellar estuary, Southeast Coast of India. *Comp. Clin. Path*, 20(2), 127–134.

Schenone, N., Avigliano, E., Goessler, W., & Fernández, A., (2013). Toxic metals, trace and major elements determined by ICPMS in tissues of *Parapimelodus valenciennis* and *Proloodus lineatus* from Chascomus Lake, Argentina. *Microchemical journal*, 112, 127-131.

Setty, S., Tenza, D., Sviderskaya, E., Bennett, D., Raposo, G., & Marks, M., (2008). Cell-specific ATP7A transport sustains copper-dependent tyrosinase activity in melanosomes. *Nature*, 454, 1142-1146.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos, SAGPyA. (2007). TILAPIA (OREOCHROMIS SP). Argentina.

Sivaperumal, P., Sankar, T. & Viswanathan, N. (2007) Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India visa-vis international standards. *Food Chemistry* (102), 612–620.

Smolders, A.J., Hudson Edwards, K.A., Van der Velde, G., & Roelofs, J.G.M. (2004). Controls on water chemistry of the Pilcomayo River (Bolivia, South-America). *Appl. Geochem.* 19, 1745–1758.

Soto, J. (2010). Cultivo de tilapia en estanquería recubierta con plástico impermeabilizante bajo un sistema de recirculación rancho San Luis, Castamay, Campeche. Manifiesto de impacto ambiental. 100 p.

Spear, P.A. (1981). Zinc in the aquatic environment: chemistry, distribution, and toxicology. *National Research Council of Canada Publication NRCC 17589*. 145 pp.

Spry, D., & Wiener, J. (1991). Metal bioavailability and toxicity to fish in lowalkalinity lakes; a critical review. *Environ Pollut*, 71, 243–304.

Sobrino, A., Cáceres, C. & Rosas, R. (2007). Evaluación del riesgo por consumir moluscos contaminados con cadmio, cromo y plomo. *Hidrobiológica*, 17, 49–58.

Stocker, H.S., & Seagers, L. (1981) Química ambiental. Contaminación del aire y el agua. *Ed. Blume*, 259–297.

Stohs, J., Bag, D., & Bag, M. (1997). Toxicity of trace elements in tobacco smoke. *Inhal. Toxicology*, 9, 867–890.

Susa, J. & Vásquez, C. (2011). Aplicación de agentes antimicrobianos orgánicos en la inhibición de *Salmonella* spp en harinas de pescado exportación. Repositorio de la Escuela Superior Politécnica del Litoral. Artículo Informe Profesional. Guayaquil, Ecuador.

Taweel, A., Shuhaimi-Othman, M. & Ahmad, A. (2013). Assessment of heavy metals in tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) from the Langat River and Engineering Lake in Bangi, Malaysia, and evaluation of the health risk from tilapia consumption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 45–51.

Tenorio, G. (2003). Caracterización isoenzimática de *Oreochromis niloticus* y *O. mossambicus* introducidas en México. Instituto de Recursos, Universidad del Mar.

Thomas, L., Hodgson, S., Nieuwenhuijsen, M., & Jarup, L., (2009). Early kidney damage in a population exposed to cadmium and other heavy metals. *Environ. Health Perspective*, 117, 181–184.

Torres, J., Muñoz, J., Cárdenas, H., Álvarez, L., & Palacio, J., (2010). Caracterización de tilapia roja (*Oreochromis* sp.) con marcadores moleculares RAPD. Universidad Nacional de Colombia, sede Palmira, Laboratorio de Biología Molecular, Universidad del Valle sección de genética, Instituto Humboldt.

Tulonen, T., Pihlström, M., Arvola, L., & Rask, M. (2006). Concentrations of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal. Env. Res*, 11, 185-194.

USEPA office of Research and Development (1983). Office of Health and environmental assessment Environmental Criteria and Assessment Office. Air quality criteria for lead. *Research Triangle Park*, v2 (EPA-600/8-83-028A).

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1986). Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures. Office of Research and Development. Washington, D.C., 321p.

USEPA. (2000). Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. *Risk assessment and fish consumption limits*. Washington, D.C., 2, 363 p.

US-EPA, I.S.U. (2008). Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System. CRC.

Usgame, D., Usgame, G., Valverde, C. (2007). Agenda productiva de investigación y desarrollo tecnológico para la cadena productiva de la tilapia. Bogotá D.C. pp. 164p

Uysal, K., Yilmaz, E., & Kose, E. (2008). The determination of heavy metal accumulation ratios in muscle, skin and gills of some migratory fish species by inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) in Beymelek Lagoon (Antalya/Turkey). *Microchemical Journal*. 90, 67-70.

Valderrama, M., Solano, D., Ruiz, O., Vejarano, S., Mogollón, M. & Álvarez, L. (2003). Evaluación de captura y esfuerzo pesquero en el río Sinú. En C. W. Olaya-Nieto & V. J. Atencio (Eds.), *Memorias VII Simposio Colombiano de Ictiología* (pp. 57). Montería, Colombia.

Valdivina, M., (2005). Intoxicación por plomo. *Rev. Sor. Per. Med. Inter*, 18(1) 21-27.

Valls, J., Xiques, A. & Escalona, A. (2008) Evaluación Física y Química de Filetes de Lebranche (*Mugil liza*) en Almacenamiento Congelado a 18°C. *Rev. Cient. (Maracaibo)*, 18(3), 329-338.

Vásquez, F., Florville-Alejandre, T., Herrera, M., & Díaz, L. (2008). Metales pesados en tejido muscular del bagre *Ariopsis felis* en el sur del golfo de México (2001-2004). *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 36(2), 223-233.

Vega, S., & Reynaga, J. (1990) Evaluación epidemiológica de riesgos causados por agentes químicos ambientales. *Ed. Noriega Limusa*, pp 727. México.

Velusamy, A., Satheesh Kumar, P., Anirudh Ram, Chinnadurai S., 2014. Bioaccumulation of heavy metals in commercially important marine fishes from Mumbai Harbor, India. *Marine Pollution Bulletin* 81, 218–224.

Vieira, C., Morais, S., Ramos, S., Delerue-Matos, C., Oliveira, M.B.P.P., (2011). Mercury, cadmium, lead and arsenic levels in three pelagic fish species from the Atlantic Ocean: intra- and inter-specific variability and human health risks for consumption. *Food Chem. Toxicol.* 49, 923–932.

Vosyliene, M., & Jankaite, A. (2006). Effect of heavy metal model mixture on rainbow trout biological parameters. *Ekologija.* (4),12-17.

World Health Organization (WHO). (1992). Environmental Health Criteria 135: Cadmium-Environmental Aspects pp 30.

Wright, D., & Welbourn, P. (2002). Environmental Toxicology. Cambridge, Reino Unido: Cambridge Environmental Chemistry Series, 629.

Xu, Y., Liu, X., & Ma, A., (2004). Current Research on Toxicity Effect and Molecular Mechanism of Heavy Metals on Fish. *Mar Sci.* 28, 67-70.

Yi, Y., Yang, Z., & Zhang, S. (2011). Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin. *Environ. Pollut.*159, 2575–2585.

Yilmaz, A., 2005. Comparison of heavy metal levels of grey mullet (*Mugil cephalus* L.) and sea bream (*Sparus aurata* L.) caught in Uşkenderun Bay (Turkey). *Turk. J. Vet. Anim. Sci*, 29, 257–262.

Yilmaz, F. (2009). The Comparison of Heavy Metal Concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in Tissues of Three Economically Important Fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) Inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey). *Turkish Journal of Science & Technology*. 4, 7-15.

Zarith B. & Mohd, I.(2015). Determination of heavy metal accumulation in fish species in Galas River, Kelantan and Beranang mining pool, Selangor. *Procedia Environmental Sciences*, 30, 320–325.

Zheng, G., Tian, L., Liang, Y., Broberg, K., Lei, L., Guo, W., & Jin, T. (2011). d-Aminolevulinic acid dehydratase genotype predicts toxic effects of lead on workers' peripheral nervous system. *Neuro- toxicology*, 32, 374–382.

Zorrilla, M. (2011). Estado del arte sobre la presencia de metales pesados en tejidos y agallas de peces. Universidad Autónoma de Occidente Santiago de Cali, Colombia. 1-63.

Anexos

Anexo 1. Exposición, Riesgo Potencial y Tasa de Consumo

En este anexo podrán encontrar las fórmulas utilizadas para determinación de los niveles de Exposición a los contaminantes (E), el Riesgo Potencial (RP) y La Tasa de Consumo (Tc) a la que está expuesta la salud humana al consumir las especies *Mugil liza*, *Prochilodus magdalenae*, *Eugerres plumieri*, *Oreochromis niloticus* y *Oreochromis sp*, con concentraciones metales, tales como el Cadmio (Cd) y Plomo (Pb).

Exposición, Riesgo Potencial y Tasa de consumo para el metal Cadmio

- Lebranche (*Mugil liza*)

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,018 \mu\text{g/g}) \times (16,43 \text{g/día})}{70 \text{kg}}$$

$$E = 0,004 \mu\text{g/kg/día}$$

$$RP = \frac{\text{Exposición} (\mu\text{g/kg/día})}{\text{Dosis de referencia} (\mu\text{g/kg/día})}$$

$$RP = \frac{0,004 \mu\text{g/kg/día}}{1,0 \mu\text{g/kg/día}}$$

$$RP = 0,004$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(Dosis\ de\ referencia\ \mu g/kg/día) \times (Peso\ Corporal\ kg)}{(Concentración\ del\ metal\ \mu g/g)}$$

$$Tc = \frac{(1,0\ \mu g/kg/día) \times (70kg)}{(0,018\ \mu g/g)}$$

$$Tc = 3888,889g$$

- **Bocachico (*Prochilodus magdalenae*)**

$$E = \frac{(metal) \times (Ingesta)}{W}$$

$$E = \frac{(0,018\ \mu g/g) \times (16,43g/día)}{70kg}$$

$$E = 0,004\ \mu g/kg/día$$

$$RP = \frac{Exposición(\mu g/kg/día)}{Dosis\ de\ referencia\ (\mu g/kg/día)}$$

$$RP = \frac{0,004\ \mu g/kg/día}{1,0\ \mu g/kg/día}$$

$$RP = 0,004$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(Dosis\ de\ referencia\ \mu g/kg/día) \times (Peso\ Corporal\ kg)}{(Concentración\ del\ metal\ \mu g/g)}$$

$$Tc = \frac{(1,0\ \mu g/kg/día) \times (70kg)}{(0,018\ \mu g/g)}$$

$$Tc = 3888,886g$$

- **Mojarra Rayada (*Eugerres plumieri*)**

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,019 \mu\text{g/g}) \times (16,43 \text{g/día})}{70 \text{kg}}$$

$$E = 0,004 \mu\text{g/kg/día}$$

$$RP = \frac{\text{Exposición} (\mu\text{g/kg/día})}{\text{Dosis de referencia} (\mu\text{g/kg/día})}$$

$$RP = \frac{0,004 \mu\text{g/kg/día}}{1,0 \mu\text{g/kg/día}}$$

$$RP = 0,004$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(\text{Dosis de referencia} \mu\text{g/kg/día}) \times (\text{Peso Corporal kg})}{(\text{Concentración del metal} \mu\text{g/g})}$$

$$Tc = \frac{(1,0 \mu\text{g/kg/día}) \times (70 \text{kg})}{(0,019 \mu\text{g/g})}$$

$$Tc = 3684,211g$$

- **Mojarra Lora (*Oreochromis niloticus*)**

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,010 \mu g/g) \times (16,43 g/día)}{70 kg}$$

$$E = 0,002 \mu g/kg/día$$

$$RP = \frac{\text{Exposición}(\mu g/kg/día)}{\text{Dosis de referencia}(\mu g/kg/día)}$$

$$RP = \frac{0,002 \mu g/kg/día}{1,0 \mu g/kg/día}$$

$$RP = 0,002$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(\text{Dosis de referencia} \mu g/kg/día) \times (\text{Peso Corporal} kg)}{(\text{Concentración del metal} \mu g/g)}$$

$$Tc = \frac{(1,0 \mu g/kg/día) \times (70 kg)}{(0,010 \mu g/g)}$$

$$Tc = 7000 g$$

- **Mojarra Roja (*Oreochromis sp*)**

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,020 \mu g/g) \times (16,43 g/día)}{70 kg}$$

$$E = 0,005 \mu g/kg/día$$

$$RP = \frac{\text{Exposición}(\mu g/kg/día)}{\text{Dosis de referencia}(\mu g/kg/día)}$$

$$RP = \frac{0,005 \mu g/kg/día}{1,0 \mu g/kg/día}$$

$$RP = 0,005$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(Dosis de referencia \mu g/kg/día) \times (Peso Corporal kg)}{(Concentración del metal \mu g/g)}$$

$$Tc = \frac{(1,0 \mu g/kg/día) \times (70kg)}{(0,020 \mu g/g)}$$

$$Tc = 3500g$$

Exposición, Riesgo Potencial y Tasa de consumo para el metal Plomo

- Lebranche (*Mugil liza*)

$$E = \frac{(metal) \times (Ingesta)}{W}$$

$$E = \frac{(0,102 \mu g/g) \times (16,43g/día)}{70kg}$$

$$E = 0,024 \mu g/kg/día$$

$$RP = \frac{Exposición(\mu g/kg/día)}{Dosis de referencia (\mu g/kg/día)}$$

$$RP = \frac{0,024 \mu g/kg/día}{3,5 \mu g/kg/día}$$

$$RP = 0,007$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(Dosis de referencia \mu g/kg/día) \times (Peso Corporal kg)}{(Concentración del metal \mu g/g)}$$

$$Tc = \frac{(3,5 \mu g/kg/día) \times (70kg)}{(0,102 \mu g/g)}$$

$$Tc = 2401,961g$$

- **Bocachico (*Prochilodus magdalenae*)**

$$E = \frac{(metal) \times (Ingesta)}{W}$$

$$E = \frac{(0,178 \mu g/g) \times (16,43g/día)}{70kg}$$

$$E = 0,042 \mu g/kg/día$$

$$RP = \frac{Exposición(\mu g/kg/día)}{Dosis de referencia (\mu g/kg/día)}$$

$$RP = \frac{0,042 \mu g/kg/día}{3,5 \mu g/kg/día}$$

$$RP = 0,012$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(Dosis de referencia \mu g/kg/día) \times (Peso Corporal kg)}{(Concentración del metal \mu g/g)}$$

$$T_c = \frac{(3,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}) \times (70\text{kg})}{(0,178 \mu\text{g}/\text{g})}$$

$$T_c = 1376,404\text{g}$$

- **Mojarra Rayada (*Eugerres plumieri*)**

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,176 \mu\text{g}/\text{g}) \times (16,43\text{g}/\text{día})}{70\text{kg}}$$

$$E = 0,041 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}$$

$$RP = \frac{\text{Exposición} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día})}{\text{Dosis de referencia} (\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día})}$$

$$RP = \frac{0,041 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}}{3,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}}$$

$$RP = 0,012$$

Tasa de Consumo

$$T_c = \frac{(\text{Dosis de referencia} \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}) \times (\text{Peso Corporal kg})}{(\text{Concentración del metal} \mu\text{g}/\text{g})}$$

$$T_c = \frac{(3,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}) \times (70\text{kg})}{(0,176 \mu\text{g}/\text{g})}$$

$$T_c = 1392,045\text{g}$$

- **Mojarra Lora (*Oreochromis niloticus*)**

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,217 \mu\text{g/g}) \times (16,43 \text{g/día})}{70 \text{kg}}$$

$$E = 0,051 \mu\text{g/kg/día}$$

$$RP = \frac{\text{Exposición} (\mu\text{g/kg/día})}{\text{Dosis de referencia} (\mu\text{g/kg/día})}$$

$$RP = \frac{0,051 \mu\text{g/kg/día}}{3,5 \mu\text{g/kg/día}}$$

$$RP = 0,015$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(\text{Dosis de referencia} \mu\text{g/kg/día}) \times (\text{Peso Corporal kg})}{(\text{Concentración del metal} \mu\text{g/g})}$$

$$Tc = \frac{(3,5 \mu\text{g/kg/día}) \times (70 \text{kg})}{(0,217 \mu\text{g/g})}$$

$$Tc = 1129,032 \text{g/día}$$

- **Mojarra Roja (*Oreochromis sp*)**

$$E = \frac{(\text{metal}) \times (\text{Ingesta})}{W}$$

$$E = \frac{(0,223 \mu\text{g/g}) \times (16,43 \text{g/día})}{70 \text{kg}}$$

$$E = 0,052 \mu\text{g/kg/día}$$

$$RP = \frac{\text{Exposición}(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día})}{\text{Dosis de referencia}(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{día})}$$

$$RP = \frac{0,052 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}}{3,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}}$$

$$RP = 0,015$$

Tasa de Consumo

$$Tc = \frac{(\text{Dosis de referencia} \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}) \times (\text{Peso Corporal } \text{kg})}{(\text{Concentración del metal } \mu\text{g}/\text{g})}$$

$$Tc = \frac{(3,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{día}) \times (70\text{kg})}{(0,223 \mu\text{g}/\text{g})}$$

$$Tc = 1098,655\text{g}$$

Anexo 2. Registro Fotográfico.

Ilustración 2. Plaza del Pescado de la ciudad de Barranquilla



Fuente: Autores

Ilustración 3. Expendios ubicados en la Plaza del Pescado



Fuente: Autores

Ilustración 4. Venta de especies recolectadas



Fuente: Autores

Ilustración 5. Muestras de Especies recolectadas



Fuente: Autores

Ilustración 6. Muestra de Lebranche (*Mugil liza*)



Fuente: Autores

Ilustración 7. Medición de longitud en muestra de Lebranche (*Mugil liza*)



Fuente: Autores

Ilustración 8. Extracción de tejido muscular de la muestra de Bocachico (*Prochilodus magdalenae*).



Fuente: Autores.

Ilustración 9. Muestra de Mojarra rayada (*Eugerres plumieri*)



Fuente: Autores

Ilustración 10. Muestra de Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*)



Fuente: Autores

Ilustración 11. Muestra de Mojarra roja (*Oreochromis sp*)



Fuente: Autores.