

## EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD HUMANA ASOCIADO AL CONSUMO DE PESCADO CONTAMINADO CON MERCURIO (Hg) EN HABITANTES DE LA REGIÓN DE LA MOJANA - COLOMBIA.

Shirly P. Vargas Licona\* y José L. Marrugo Negrete

\*Universidad de Córdoba, Montería-Córdoba-Colombia, Grupo de Aguas, Química Aplicada y Ambiental, email: [shirlypaola.92@gmail.com](mailto:shirlypaola.92@gmail.com).

### RESUMEN

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), advierte que en Colombia la principal fuente proteica con que se abastecen las poblaciones que habitan cerca de ríos o mares, es el pescado, como consecuencia al difícil acceso a otras fuentes proteicas. La región de la Mojana (Colombia), es considerada zona de amortiguamiento de ríos como el Cauca, San Jorge y Magdalena, en ella se vierten grandes cantidades de aguas residuales, domésticas y sustancias contaminadas con mercurio (Hg) producto de actividades agrícolas y mineras del sur de Bolívar, norte de Antioquía y parte alta del río San Jorge.

En esta zona del país, aunque ya se han realizado estudios para determinar los niveles de contaminación por metales pesados que tienen sus cuerpos de agua e incluso sus peces, aun no se determina el riesgo que las concentraciones de Hg pueden representar en la salud de los habitantes de la zona; para evaluarlo se realizaron encuestas a la población objetivo con la finalidad de identificar las especies de mayor consumo. La concentración de Hg se determinó a través de análisis por espectrometría de absorción atómica por vapor frío. Para evaluar riesgo se calculó: Tasa de ingestión individual, Coeficiente de peligro, Ingesta por consumo y la cantidad máxima de pescado semanal permisible.

El 50% de las especies analizadas superaron los valores permisibles de Hg y MeHg establecidos por la JECFA/OMS (0.5 µg/g peso húmedo), cuando se consideró su desviación del valor promedio. Las especies *C. kraussi*, *S. cuspicaudus* y *A. pardalis*, presentaron los valores más altos entre todas las especies analizadas. Se logró establecer que la concentración de los metales en el músculo de las especies podría seguir un patrón trófico definido: > [ Hg T] en carnívoros y < [ Hg T] en No Carnívoros; esto indicaría ocurrencia de procesos de bioacumulación y biomagnificación. La ingesta semanal de Hg en Niños y MEF superó los límites establecidos por el JECFA en el 70 y 60% de los casos, respectivamente. El consumo del 70% de las especies evaluadas y mayormente consumidas por los habitantes, representa un riesgo potencial alto a su salud (HQ > 1). La estimación de riesgo evidencia la necesidad de atención inmediata a los procesos mineros, niveles de toxicología ambiental, riesgo a la salud e implicaciones económicas del asocio de estos factores.

**Palabras clave:** Peces contaminados, metales pesados, salud pública, Colombia

\*Las citas y referencias en este documento se presentan bajo las especificaciones de las normas APA 6ta edición.

## 1. INTRODUCCIÓN

La seguridad alimentaria es una de las principales preocupaciones para la supervivencia del planeta, dada la expansión demográfica y la decreciente disponibilidad de recursos alimenticios (FAO, 2017). Entre los alimentos necesarios en la dieta humana, el pescado juega un papel esencial, dado que puede ayudar a reducir los índices de malnutrición, por su contenido de aminoácidos esenciales, proteína de alta calidad, ácidos grasos esenciales (EPA y DHA), vitaminas y minerales (FAO, 2016), adicional a esto reduce el riesgo de enfermedades coronarias, diabetes e hipertensión y contribuye al desarrollo y crecimiento fetal (Fuentes-Gandara, Pinedo-Hernández, Marrugo-Negrete, & Díez, 2018).

En el mundo acuático, los peces están representados casi que en todos los eslabones de la cadena trófica, la capacidad de estos organismos para tolerar o no ciertas condiciones específicas de calidad de agua, permite catalogarlos como biomonitores, de concentraciones de metales pesados, lamentablemente a través de procesos de biomagnificación y bioacumulación (Naeem, Salam, Tahir, & Rauf, 2011). Dentro de los metales pesados, el Hg en su estado elemental, surge de procesos de liberación al medio ambiente por fenómenos naturales o actividad antrópica (ATSDR, 2013); sin embargo, al ser liberado y entrar en contacto con matrices orgánicas como los sedimentos de un cuerpo de agua, es biometilado, es decir, utilizado por bacterias que logran su transformación en una sustancia altamente tóxica, como el metilmercurio (MeHg) (Kim, Kabir, & Jahan, 2016), encontrándose biodisponible en cualquier matriz (tejidos musculares y adiposos), esta conversión a una forma orgánica es el puente de entrada del metal a las cadenas alimentarias acuáticas que culminan en el consumo humano (Gonzalez-Estecha et al., 2015).

De acuerdo con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), en Colombia y, particularmente en las poblaciones ribereñas y costeras, el 90% del consumo de proteína de origen animal proviene del pescado, principalmente como resultado de un acceso muy bajo a otro tipo de proteínas; sin embargo, los niveles de contaminación por metales pesados que actualmente se reportan en ríos como el San Jorge, Cauca y Magdalena, han limitado el consumo de esta fuente alimenticia a la población ribereña de zonas del norte del país donde no se realiza explotación minera (Fuentes-Gandara, Hernández-Pinedo & Marrugo-Negrete, 2018).

La región de la Mojana es considerada una zona de amortiguamiento aluvial, por poseer extensas planicies y grandes complejos de humedales, se estima que en los 11 municipios que conforman la región, hay 7.000 pescadores de los cuales dependen para la subsistencia cerca de 35.000 personas; la pesca se convierte en la más importante fuente de proteína para los habitantes de las orillas de las ciénagas y caños de la región (DNP, 2012). Sin embargo, esta zona ésta sujeta a una fuerte presión antrópica que incluye la descarga en su interior de grandes cantidades de aguas residuales, domésticas y residuos mineros con Hg, que podrían provenir de procesos de extracción artesanal de oro en las zonas mineras del sur de Bolívar, norte de Antioquia y parte alta del río San Jorge, teniendo

en cuenta que ésta no es una zona de explotación minera intensiva (Marrugo-Negrete, Ruiz-Guzmán & Ruiz-Fernández, 2018).

Se estima que el 36% de la población que habita la región de la Mojana, realiza explotación del recurso pesquero, constituyéndose en un renglón importante de la economía y forma de subsistencia de esta zona del país (DNP, 2012). Estudios realizados en la zona del bajo Cauca, evidencian la presencia de Hg en peces, con valores que superan los máximos permisibles para el consumo humano (0.5 µg/g) (WHO, 2010), evidenciando para los habitantes de esta parte de la región, riesgos por ingestión y bioacumulación de Hg, creando problemas de morbilidad, alteraciones genéticas y extrema pobreza (Gracia, Marrugo-Negrete, & Alvis, 2010).

Por consiguiente, la evaluación del riesgo asociado a la contaminación por Hg y MeHg no sólo en el ambiente sino en las poblaciones asentadas a las riberas, particularmente de la Mojana, es de mucho interés, si se consideran los siguientes aspectos:

- ❖ Se estima que en el país, la extracción de oro es la principal contribuyente de la contaminación por Hg en los cuerpos de agua (Marrugo-Negrete, Navarro-Frómata & Ruiz-Guzmán, 2015). Cordy et al. (2011) afirma que en Colombia, cerca del 50% del Hg utilizado en los pequeños molinos de bolas de la minería aurífera, se pierde; al igual que el 46% en los lavados y el 4% en la amalgación; señalan que el país ha llegado a emitir hasta 150 toneladas anuales de Hg, lo que lo posiciona como el mayor contaminante *per cápita* de Hg en el mundo, producto sólo de la extracción artesanal del oro.
- ❖ Tanto el Hg como el MeHg, son tóxicos incluso en cantidades trazas, su bioacumulación afecta principalmente el Sistema Nervioso Central, riñón y sangre; causa discapacidad cognitiva e incluso la muerte (Bello, Naidu, Rahman, Liu & Dong, 2016).
- ❖ Casi todo el Hg que se acumula en el músculo de los peces, se encuentra en su forma más tóxica, metilmercurio, este puede acumularse y biomagnificarse en concentraciones miles de veces mayores que las encontradas en las aguas donde habitan los peces (Nakamura et al., 2014).
- ❖ La mayor fuente de ingesta proteica de la población, podría ser también una de las vías de ingreso de los contaminantes a sus organismos, debido a procesos de bioacumulación (Salazar-Camacho et al., 2017).
- ❖ El impacto de la bioacumulación de Hg en humanos, principalmente por la dieta, está plenamente ilustrado con la enfermedad de Minamata, una de las mayores tragedias ambientales de la historia (Clarkson & Magos, 2006).

En vista de lo anterior, se realizó una evaluación del riesgo a la población humana asociado al consumo de pescado contaminado especialmente por Hg en una de las principales reservas agrícolas y pecuarias del país, con el fin de contar con información útil para entender la dinámica entre la afectación al ambiente y el riesgo a la salud de la población humana, al tiempo que brindó bases para el establecimiento de ejes estratégicos que admitirán la puesta en marcha de nuevos proyectos productivos en esta zona del país,

permitiendo el acceso de la población a diversas fuentes de alimentación.

## **2. REFERENTE TEÓRICO**

Aunque la Mojana no es una zona de explotación minera intensiva (Marrugo-Negrete, Olivero-Verbel, et al., 2008), se estima que las concentraciones de contaminantes como el Hg pueden ser producto de múltiples factores, entre estos: la transformación de la capacidad productiva de la región, nuevas estrategias de producción o la posible alteración en la dinámica de concentración de contaminantes en estos cuerpos de agua por factores ambientales, derivados del cambio climático reflejado en situaciones como el Fenómeno de la Niña, que tras su ocurrencia transporta y deposita agua y sedimentos contaminados en esta zona de amortiguamiento aluvial, extensas planicies y grandes complejos de humedales (Pinedo-Hernández, Marrugo-Negrete & Díez, 2015). Es válido mencionar también, procesos de intensificación de minería de oro (Au) que se pueden estar presentando en aquellas zonas que vierten sus aguas a la Mojana, en el entendido que este tipo de minería, en su escala artesanal y pequeña son las de mayor demanda de Hg (Cordy et al., 2011).

Lo anterior, permite dilucidar que parte del problema de la región surge de una dicotomía socio-espacial, al colocar en un mismo plano, las grandes poblaciones que dependen del recurso íctico y la población asociada a fuentes de contaminación con Hg, como la agricultura y la minería; interviniendo ambas en la inocuidad y seguridad alimentaria en la región, inhibiendo cualquier acción que contribuya al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (1: Fin de la pobreza, 2: Hambre cero y 3: Salud y Bienestar) planteados en la Agenda 2030 (Colciencias, 2018).

### **2.1 RIESGO A LA SALUD HUMANA**

#### **2.1.1 Vía de ingreso a los humanos**

La principal fuente de exposición humana a metales pesados, se atribuye al consumo de pescado contaminado (Rice, Walker, Wu, Gillette & Blough, 2014), proveniente de masas de aguas próximas a actividades industriales, agrícolas y mineras, razón por la cual se estima que las poblaciones aledañas a éstas zonas (pescadores de subsistencia) se convierten en principales afectados, dentro de un conjunto que engloba a quienes se han denominado consumidores pasivos, es decir, aquellas personas que esporádicamente consumen pescado de estas zonas contaminadas.

El Hg, luego de ser generado por procesos naturales y/o antrópicos (Gusso-Choueri et al., 2018), logran acumularse en la cadena trófica, a través de las bacterias, fito y zooplancton (Golovanova, 2008), peces consumidores primarios, seguidos por quienes los superan en el nivel trófico o directamente por el ser humano. Una vez se encuentra disponible, el Hg ingresa al organismo a través del tracto gastrointestinal, el sistema respiratorio y/o por vía cutánea.

Rice et al. (2014), afirman que las especies orgánicas del Hg, sólo pueden ingresar al organismo a través de la ingesta de alimentos contaminados, la absorción del tóxico podría superar el 90%; posterior a esto, el tóxico comienza un proceso de metabolización

intracelular que impide su fácil eliminación. Aunado a lo anterior, las especies orgánicas de Hg pueden atravesar las barreras hematoencefálicas produciendo encefalopatías graves (Aschner & Aschner, 1990). Budtz-Jørgensen, Grandjean, Jørgensen, Weihe & Keiding (2004) señalaron que el MeHg se une a la hemoglobina y su alta afinidad por la hemoglobina fetal da como resultado una mayor concentración de mercurio en la sangre del cordón umbilical que en la sangre materna. Los efectos adversos para la salud de Hg son el resultado de la especificación de Hg acumulado en el cuerpo, el grado de exposición (cantidad, frecuencia y duración) y la edad del sujeto (Kim et al., 2016).

### **2.1.2 Efectos en la salud**

La Organización mundial de la salud, realiza un completo análisis de las diez sustancias químicas que revisten mayor importancia para la salud pública, entre estas el Hg prioriza la atención, toda vez que existe evidencia científica que prueba el efecto significativo de esta sustancia en el sistema nervioso central y su capacidad para acumularse fácilmente en las células (WHO, 2010). von Stackelberg et al. (2017), afirman que contaminantes como el Hg, se asocian con afectaciones en el bienestar cardiovascular, sistema endocrino, sistema inmunológico, riñones, pulmones, metabolismo e incluso, estiman podría incidir en la proliferación de células carcinogénicas; se enfatiza que éstas consecuencias no siempre guardan proporción con la edad del organismo.

Karri, Kumar, Ramos, Oliveira & Schuhmacher (2017) afirman que el Hg funciona como un potente agente neurotóxico, que ingresa a través de la dieta y logra ser absorbido por vía tracto gastrointestinal al mismo tiempo que los nutrientes esenciales, transportándose activamente a través de la barrera que separa el fluido sanguíneo del sistema nervioso central. Al respecto Edoff, Raciti, Moors, Sundström & Ceccatelli (2017), señalaron la neurotoxicidad que puede provocar el MeHg en niños nacidos de mujeres aparentemente sanas y sin ningún tipo de sintomatología por contaminación con el tóxico, resaltando con esto la vulnerabilidad del sistema nervioso de un niño respecto al desarrollo neurológico de un adulto. Estos mismos autores indican como la exposición a concentraciones mínimas de MeHg de mujeres gestantes, pueden interrumpir el desplazamiento de las células nerviosas desde su origen hasta su zona de destino, además de inhibir la formación de conexiones entre axones afectando el desarrollo de un sistema nervioso normal.

Fitzgerald & Clarkson (1991) afirman que dentro del riesgo que afronta una persona con altos niveles de exposición al Hg, se encuentran afectaciones en órganos como cerebro, corazón, riñones, pulmones y sistema inmunológico, se enfatiza que éstas consecuencias no siempre guardan proporción con la edad del organismo. Respecto al MeHg, forma más tóxica del Hg y con mayor porcentaje en matrices orgánicas como los peces de consumo, afirman que funcionan como un potente agente neurotóxico.

Järup (2003), consideró que las mujeres en edad fértil, tienden a acumular mayor cantidad de contaminantes, a causa de los cambios hormonales, procesos de gestación, ciclos menstruales y cantidad de grasa corporal. Lo que coincide con los resultados de Budtz-Jørgensen et al. (2004) luego de realizar seguimiento a niños cuyas madres les sometieron a exposición prenatal durante su vida intrauterina. Luego de siete años de estudios, al analizar el coeficiente intelectual de esos niños con las concentraciones de Hg, encontraron una correlación inversa.

## **2.3 RIESGO EN LA MOJANA-COLOMBIA**

La Mojana es considerada en Colombia, una de las regiones mayormente impactadas por la minería; esta zona está sujeta a descargas en su interior de residuos mineros que son depositados por el trasvase de aguas y sedimentos desde los ríos que la circundan (Marrugo-Negrete, Pinedo-Hernández et al., 2015). El depósito en los sedimentos de metales tóxicos como el Hg y su transferencia a la columna de agua, desencadena su bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica íctica, representando un gran riesgo para la sostenibilidad ambiental y la salud de los consumidores finales de pescado (Nawab, Khan & Xiaoping, 2018).

Marrugo-Negrete, Olivero-Verbel et al. (2008), reportaron concentraciones de Hg en las especies ícticas de mayor consumo entre los habitantes de la Mojana, que superan el límite máximo permisible que estipula la OMS para la ingesta segura; asimismo, destacan que más del 90% del Hg registrado en las diferentes especies se reportó en forma de MeHg, lo que infiere que el consumo diario de pescado reviste un alto riesgo para la salud de los habitantes de la zona.

Calao & Marrugo-Negrete (2015) evaluaron la genotoxicidad de moradores de una zona de la región de la Mojana, expuestos a residuos de metales pesados. Las concentraciones de los contaminantes se registraron por encima de los niveles de referencia emitidos por la OMS. Además, se encontraron asociaciones significativas entre la presencia de Hg y daño en el ADN. Pinedo-Hernández et al. (2015), estudiaron la especiación y biodisponibilidad del Hg en sedimentos superficiales de esta región; la presencia del contaminante y las diferentes formas químicas que este puede presentar, se atribuyeron a la minería de oro a pequeña escala que se desarrolla en la región; afirman que el porcentaje de Hg con capacidad para fijarse a matrices de consumo es bajo, no obstante, éste podría representar un riesgo potencial, toda vez que posee las características suficientes para ser biotransformado en la columna de agua y bioacumularse posteriormente a través de la red trófica del ecosistema de esta región.

Es claro por el resumen de los resultados citados, que se deben implementar medidas para identificar el riesgo a la salud al que se encuentran expuestos los habitantes de la Mojana y con esta información contribuir a la consolidación de estrategias que permitan diversificar la fuente proteica de la población, al tiempo que se debe propender por disminuir el consumo de especies carnívoras, dado que son las que reportan los mayores valores, superando incluso en límite permisible.

En consecuencia, el estudio de los patrones de consumo y la determinación de la concentración de contaminantes como el Hg en el músculo del pescado, podrían ser herramientas fundamentales para evaluar niveles de toxicología ambiental y riesgo a la salud humana, al tiempo que permitirán inferir acerca de las consecuencias que pueden generar los residuos tóxicos de la explotación minera, en una actividad de explotación biótica como la pesca, eje central de la alimentación adecuada de éstas poblaciones, con el fin de obtener información relevante que permita establecer el riesgo de la población humana y definir estrategias de adaptación al consumo de pescado en la región de la Mojana - Colombia.

## **3. METODOLOGÍA**

### 3.1 Tipo de estudio

Se realizó un estudio descriptivo-correlacional, de corte transversal, con el fin de evaluar el riesgo en la salud humana asociado al consumo de pescado contaminado con Hg en habitantes (niños (2 - 15 años), mujeres en edad fértil (16 – 49 años) y resto de la población (hombres > 16 años y mujeres > 49 años) de la región de la Mojana – Colombia.

### 3.2 Área de estudio

La región de la Mojana está ubicada en el noroeste de Colombia, entre los 8°00' y los 9° 30' de latitud norte y entre los 75° 15' y los 73° 45' de longitud oeste. Tiene una superficie de 5.545 km<sup>2</sup> y una población de 413.604 habitantes (DANE, 2017), e incluye los municipios de Achí, Ayapel, Caimito, Guaranda, Majagual, San Benito, San Marcos, Magangué, San Jacinto, Nechí y Sucre. La región está rodeada por tres ríos: el Magdalena, el Cauca y el San Jorge, y es atravesada por canales que drenan el área durante los períodos de inundación, los cuales ocurren principalmente en la región oeste, en la cuenca del San Jorge. Durante la temporada de lluvias (de mayo a diciembre), esta zona recibe descargas de Hg y otros metales pesados transportados por el río Cauca y provenientes de los residuos de la extracción del oro en las minas ubicadas en los departamentos de Bolívar y Antioquia, conexos a la región de la Mojana (Calao & Marrugo-Negrete, 2015) (Figura1).

### 3.3 Población y captura de la muestra

La tabla 1, presenta de manera resumida las características generales de la población objeto de estudio y el número de personas que participaron, para esto se clasificaron los encuestados en tres grupos poblacionales de acuerdo a las edades: Niños (2 a 15 años) Mujeres en edad fértil (MEF) (16 a 49 años) y resto de la población (RP), ésta misma categorización de grupos poblacionales ha sido descrita por estudios previos (Fuentes-Gandara, Herrera-Herrera, Pinedo-Hernández, Marrugo-Negrete, & Díez, 2018; Ruiz-Guzmán et al., 2014; Zamora-Arellano et al., 2017).

**Tabla 1.** Características generales de la población encuestada. En paréntesis el porcentaje equivalente al número de personas de cada grupo poblacional, respecto al total de encuestados.

Características		GRUPOS POBLACIONALES			n (%)
		Niños (2-15 años)	MEF (16-49 años)	RP	
Representatividad		264 (31.5)	267 (31.8)	308 (36.7)	839 (100)
Género	Mujeres	127 (15.1)	267 (31.8)	39 (4.6)	433 (51.6)
	Hombres	137 (16.3)	0	269 (32.1)	406 (48.4)
Educación	Sí	259 (30.9)	246 (29.3)	278 (33.1)	783 (93.3)
	No	5 (0.6)	21 (2.5)	30 (3.6)	56 (6.7)
Peso corporal (Kg)		35.3±19.5	66.5±20.0	70.1±19.6	839



Para la captura de peces, se contó con la ayuda de pescadores locales. Se consideraron aquellas especies ícticas de mayor importancia en la dieta de los habitantes de la zona de estudio y con diferentes niveles tróficos (iliófagos, omnívoros y carnívoros); el número de muestras de peces colectadas fue de 384 individuos, superando el número de peces



capturados en estudios desarrollados en los 11 municipios de la Mojana: 237 peces (Marrugo-Negrete, Olivero-Verbel et al., 2008) y 172 peces (Marrugo-Negrete et al., 2010).

Los peces enteros, se empacaron individualmente en bolsas plásticas etiquetadas y refrigeradas a 4 °C en neveras de icopor para su posterior transporte hasta el laboratorio. Una vez allí, se registró el peso total (WT), peso eviscerado (WE), longitud total (LT) y longitud estándar (LE), se extrajeron muestras del músculo dorsal de cada pez; para esto se tuvo en cuenta que el tipo de material a utilizarse no aportara ninguna otra sustancia que afectara los resultados que se obtendrían (materiales en acero inoxidable). Luego de extraída, la muestra se almacenó a -20 °C hasta la determinación del contenido de Hg-T y MeHg utilizando la metodología propuesta en estudios previos (Ruiz-Guzmán et al., 2014).

### 3.4 Determinación de Hg total

Para el análisis de Hg-T, el músculo de los peces fue digerido con una mezcla ácida de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) al 98% y ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) al 65%, con relación 2:1 v/v, sometido a 100-110 °C durante tres horas, de acuerdo al método descrito por Sadiq, Zaidi & Al-Mohana (1991). La concentración de mercurio, se cuantificó por el método de espectroscopia de absorción atómica por la técnica de vapor frío (en un Espectrofotómetro de absorción atómica Thermo Electron AAS Serie 4, Reino Unido), previamente validada en el laboratorio de aguas de la Universidad de Córdoba (Marrugo-Negrete, Navarro-Frómata et al., 2015). Esta técnica consiste en la conversión rápida de los compuestos oxidados de mercurio (Hg<sup>+2</sup>) a su forma volátil (Hg<sup>0</sup>) a través de su reducción con cloruro de estaño (SnCl<sub>2</sub>). El mercurio elemental formado en la mezcla es desplazado por burbujeo con aire y transportado en forma de vapor hasta la celda de absorción del equipo. La concentración del metal en la muestra es determinada empleando una curva de calibración construida luego de medir la absorbancia para diferentes volúmenes de estándares certificados. Los análisis se realizaron por triplicado y los resultados se reportaron en µg de Hg-T/g peso húmedo (ph). **Control de calidad:** *Calibración:* coeficiente de correlación mínimo de 0.999, absorbancia de los blancos con cifras exponenciales de 10<sup>-3</sup> y 10<sup>-4</sup>; *Linealidad:* Se aceptó sólo cuando el valor de r fue mayor a 0.995; *Exactitud:* Se determinó con el análisis de muestras de material certificado de referencia DORM-2 (dogfish muscle) del National Research Council of Canadá (NRCC), se aplicó un test *t-student* para verificar la bondad del ajuste de los datos y se calculó el porcentaje de recuperación aceptando valores entre 90 y 110% (AEFI, 2001).

### 3.5 Evaluación del riesgo a la salud asociado al consumo

#### 3.5.1 Tasa de ingestión individual (IR)

Definido *IR* por sus siglas en inglés *Ingestion rate*, se expresa como g/día; se utilizó para considerar la preferencia de consumo cada persona encuestada residente en la zona de estudio (Zamora-Arellano et al., 2017).

Tamaño de la porción (g) \* N° de porciones \* Frecuencia de consumo

---

365

IR =  $\Sigma$

### 3.5.2 Dosis de ingestión Diaria (DID)

En esta evaluación se utilizó la distribución de la probabilidad, en lugar de un único valor de las variables implicadas (Olivero-Verbel et al., 2016).

$$DID = \sum \frac{[C] * IR * FAG * NDC}{PC * 365}$$

Dónde

**[C]** es la concentración del contaminante en el pescado ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso húmedo).

**IR** es la tasa de ingestión, anteriormente señalada

**FAG** es el Factor de Absorción del contaminante en el tracto Gastrointestinal; de acuerdo con Health Canadá (2008) se debe considerar el valor de 1 para evaluaciones preliminares de riesgo por consumo.

**NDC** es el Número de días en el año, que de acuerdo con la encuesta, los habitantes consumen pescado, los valores a asignarse deben ser de 1 a 365.

**PC** es el peso del cuerpo del consumidor encuestado

### 3.5.3 Coeficiente de peligro (HQ)

Denominado *HQ* por sus siglas en inglés *Hazard quotient*; por indicaciones de la USEPA (2002) se consideró que existía un riesgo potencial para la salud humana, cuando el resultado de la ecuación fue mayor a 1.

$$HQ = \frac{DID}{IRf}$$

Dónde

**DID** es la dosis de ingesta diaria, señalada anteriormente.

**IRf** es el Índice de Referencia del contaminante, es decir, la concentración a la que se puede encontrar un contaminante ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  de peso corporal) en el cuerpo de un encuestado, sin que eso revista riesgo para su salud (Zamora-Arellano et al., 2017).

### 3.5.4 Ingesta Semanal de MeHg (ISMeHg)

En este trabajo, se estimó la ISMeHg, toda vez que permite una mejor interpretación de los resultados, al tiempo que hace amena su representación. El nivel de ingesta semanal se estimó con base a la ecuación descrita en (UNEP (2010)).

$$\text{ISMeHg} = \frac{(\text{kg de pescado ingerido por semana}) * ([\text{MeHg}] / \text{kg de pescado})}{(\text{kg peso corporal de la persona expuesta})}$$

Dónde:

**ISMeHg** es la ingesta semanal de MeHg / kg peso corporal / semana).

### 3.5.5 Cantidad de pescado semanal permisible (CPSP)

Considerando las concentraciones de MeHg en los peces de consumo de los habitantes de la zona de estudio, se estimó la cantidad de pescado que debe ser consumida semanalmente. Teniendo en cuenta que nunca se podrá exceder el límite máximo permisible establecido (Ruíz-Guzmán et al., 2014).

$$\text{CPSP} = \frac{(\text{IPTS} * (\text{g}) \text{ de pescado ingerido por semana en el área de estudio})}{\text{ISMeHg} (\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{semana}) \text{ en el área de estudio}}$$

### 3.6 Procesamiento y análisis de los resultados

Los datos obtenidos se presentaron en valores promedio  $\pm$  desviación estándar. Para evaluar las diferencias entre las variables se utilizó ANOVA. Se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov) a los datos originales y cuando fue necesario se transformaron utilizando Ln x. Cuando algunas de las series de datos no se ajustaron al supuesto, se procedió al análisis mediante estadística no paramétrica. Se realizó un análisis de Kruskal-Wallis y prueba Scheffe de comparación de rango promedio para evaluar las diferencias en las concentraciones de Hg-T entre las especies de peces analizadas. El análisis estadístico se desarrolló con el IBM SPSS Statistics, versión 23, estableciendo un nivel de significancia de  $p < 0.05$ .

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 Especies ícticas de mayor consumo

Con los resultados de la encuesta realizada, se logró establecer que entre los habitantes de la región de La Mojana, los peces consumidos son alrededor de 22 especies; no obstante, en este estudio sólo fueron consideradas las diez primeras especies reportadas de mayor consumo, entre estas se destacan cinco especies carnívoras: *C. kraussi*, *H. malabaricus*, *P. magdaleniatum*, *S. cuspidatus* y *A. pardalis*; así como cinco especies no carnívoras: *P. magdalena*, *O. niloticus*, *C. magdalena*, *L. muyscorum* y *P. clarias*. La figura 2, presenta los resultados del número de individuos (n) entre los 839 encuestados que afirmaron consumir alguna de las especies y su equivalencia en porcentaje. La especie mayormente consumida entre los habitantes fue *P. magdalena* (Bocachico) con una representatividad

de 745 personas que afirmaron consumirlo, equivalente al 88.8% del número total de encuestados.

**Figura 2.** Representación gráfica de las diez especies de mayor consumo entre los habitantes de la región de La Mojana-Colombia. Se presenta el número de individuos que consumen alguna de las especies (n) y su equivalencia en porcentaje (%) respecto al total de personas encuestadas.

De acuerdo con la Encuesta Nacional de Situación Nutricional (ENSIN, 2010), sólo el 26.9% de los colombianos consume pescados o mariscos semanalmente. Los principales productos pesqueros provenientes de aguas continentales, que se reportan como de mayor consumo entre los colombianos: bocachico (*P. magdalenae*), valentón (*B. filamentosum*), pintadillo (*P. fasciatum*), nicuro (*P. blochii*), pirabutón (*B. vaillantii*), baboso (*B. platynemum*), capaz (*P.grosskopfii*), y doncella (*A. pardalis*) (MADR/FAO, 2015). Estos datos llevarían a pensar que el riesgo a la salud por consumo de pescado contaminado con metales pesados, de una población como la colombiana es bajo; sin embargo, el consumo de pescado en el país es regionalizado, presentando alto consumo en zonas donde la oferta o poder adquisitivo de otras fuentes proteicas es escaso, por ejemplo en zonas ribereñas y costaneras (MADR/FAO, 2015).

#### 4.2 Concentración de Hg en peces consumidos

Los resultados obtenidos en el músculo de los peces de mayor consumo se reportan utilizando unidades de µg/kg de peso húmedo. La tabla 2 presenta los pesos totales promedio especies, las concentraciones de Hg (µg/g ph) en cada una de las especies reportadas como de mayor consumo entre los habitantes de la región de la Mojana, además de los valores máximos y mínimos alcanzados por los contaminantes y el número de muestras colectadas por especie (n).

**Tabla 2.** Pesos totales promedios, concentraciones (µg/g ph) y rangos máximos y mínimos de Hg en peces consumidos por habitantes de la región de la Mojana. En negrilla las concentraciones que superan los límites tolerables. Letras diferentes en la misma columna, indican diferencia significativa ( $p < 0.05$ ).

Especies	WT (g)	Max-Min (g)	Hg (µg/g)	Máx-Min (µg Hg/g)	n
<i>P. magdalenae</i> (NC)*	168 ± 60	359 - 80	0.10 ± 0.07 <sup>a</sup>	<b>0.52</b> - 0.02	82
<i>O. niloticus</i> (NC)	369 ± 142	621 - 107	0.12 ± 0.24 <sup>ab</sup>	<b>0.67</b> - 0.01	14
<i>C. magdalenae</i> (NC)	48 ± 18	83 - 16	0.05 ± 0.05 <sup>a</sup>	0.16 - 0.01	38
<i>C. kraussii</i> (C)**	112 ± 60	273 - 45	<b>0.70 ± 0.63<sup>bc</sup></b>	<b>2.03</b> - 0.02	28

<i>H. malabaricus</i> (C)	214 ± 102	430 - 45	0.38 0.45 <sup>abc</sup>	±	<b>2.60</b> - 0.05	60
<i>P. magdaleniatum</i> (C)	691 ± 702	2784 - 150	0.37 0.25 <sup>abc</sup>	±	<b>0.85 - 0.76</b>	18
<i>S. cuspidatus</i> (C)	420 ± 235	856 - 100	<b>0.75 ± 0.63<sup>c</sup></b>		<b>2.30</b> - 0.12	15
<i>A. pardalis</i> (C)	445 ± 368	1280 - 130	<b>0.76 ± 0.92<sup>c</sup></b>		<b>3.77</b> - 0.16	14
<i>L. muyscorum</i> (NC)	157 ± 80	322 - 46	0.25 0.18 <sup>abc</sup>	±	<b>0.64</b> - 0.05	18
<i>P. clarias</i> (NC)	73 ± 15	87 - 52	0.29 ± 0.18 <sup>ac</sup>		<b>0.61</b> - 0.20	5

\* NC: No Carnívoro, \*\*C: Carnívoro

En este estudio el 50% de las especies analizadas superó los valores permisibles de Hg establecidos por la JECFA/OMS (0.5 µg/g peso húmedo), cuando se consideró su desviación del valor promedio. La concentración de Hg varió entre las diferentes especies, siendo evidente la diferencia en la concentración de los contaminantes entre especies con hábitos alimenticios distintos. Las especies No Carnívoras (NC) reportaron los valores más bajos, ejemplo de ello la concentración de Hg en el músculo de *C. magdalenae* (0.05±0.05 µg/g ph); sin embargo, se apreciaron diferencias significativas entre las concentraciones en especies de similar hábito alimenticio ( $p < 0.05$ ).

Las especies *C. kraussi*, *S. cuspidatus* y *A. pardalis*, presentaron los valores promedios de concentración de Hg más altos entre todas las especies analizadas. Luego de aplicar la prueba Kruskal-Wallis, con la finalidad de establecer diferencia en las concentraciones de los metales analizados entre las especies de mayor consumo, se logró establecer que la concentración de los metales en el músculo de las especies podría seguir un patrón trófico definido:  $> [Hg T]$  en carnívoros y  $< [Hg T]$  en No Carnívoros; esto indicaría ocurrencia de procesos de bioacumulación y biomagnificación.

Aunque en este estudio no se consideraron factores ambientales como la temperatura, pH entre otros, es conocido que la cantidad de contaminantes en los organismos acuáticos potencialmente responde a diferentes factores como el período de exposición, concentración del contaminante, temperatura ambiental, salinidad, pH, cambio estacional y a un sinnúmero de variables que pueden influir en los procesos geoquímicos de iones metálicos; asimismo, aspectos fundamentales como la fisiología de los organismos, la toxicocinética (absorción, distribución, biotransformación y excreción), la dinámica del tóxico y la ecología de las especies (Fuentes-Gandara, Herrera-Herrera, et al., 2018); estas podrían ser algunas de las razones que explicarían las variaciones en las concentraciones de Hg en el músculo de los peces analizados. Wu et al. (2019) se refieren al Hg presente en el pescado, como un contaminante tóxico a los humanos, sin importar su especiación química y señalan que el MeHg es la forma más eficiente en que se bioacumula el tóxico en los tejidos.

El hábito alimenticio de las especies estudiadas refleja los diferentes niveles de exposición a contaminantes, siguiendo tendencias coherentes a las propiedades de los metales pesados. En este estudio, las especies carnívoras se asociaron a mayores concentraciones

de Hg, mientras que las No carnívoras presentaron valores más bajos; a partir de ésta relación se establece la posibilidad de considerar el consumo o no de ciertas especies. No obstante, diversos autores afirman que además del hábito alimenticio, condiciones atmosféricas (El-Moselhy, Othman, Abd El-Azem & El-Metwally, 2014), los tiempos prolongados de exposición (Kojadinovic, Potier, Le Corre, Cosson & Bustamante, 2007) y el contenido de grasa intramuscular (Farkas, Salánki & Specziár, 2003), determinan las altas concentraciones en el músculo de los peces.

Bradley et al. (2017), luego de realizar una amplia revisión de la bioaccesibilidad del Hg en peces y humanos, logró concluir que para humanos las estimaciones de bioaccesibilidad varían de 0.2 - 94% para Hg; el promedio total de absorción osciló entre 49 - 69% para Hg. En esta misma revisión se citan los resultados emitidos por Wang, Wong & Wang (2010), donde afirma que luego de exponer dietéticamente a *O. niloticus* a concentraciones de MeHg y, someterlas a depuración por 30 días, se encontró que ente el 71-77% del MeHg continuaba en el músculo de los peces.

#### **4.3 Evaluación de riesgo: Tasa de ingesta (IR), Cantidad de pescado semanal permisible (CPSP), Ingesta semanal de MeHg (ISMeHg), Límite Permisible (LP) y Coeficiente de peligro (HQ).**

La evaluación de riesgo es una herramienta útil para dar un significado cuantitativo a los problemas de exposición ambiental a contaminantes, categorizarlos y priorizar acciones correctivas (De Miguel, Clavijo, Ortega, & Gómez, 2014). von Stackelberg et al. (2017) aseguran que estas evaluaciones se realizan con el fin de calcular y determinar los límites permisibles de un contaminante en una matriz, cuyo principio es la estimación cuantitativa de consumo de la matriz, que previamente se estableció estaba contaminada, en este estudio esta matriz se refiere al pescado. En este estudio se asumió que los reportes de concentración de Hg en el pescado no variaron durante procesos de cocción, teniendo en cuenta lo reportado por Weinberg (2010) al afirmar que el MeHg se encuentra enlazado con la proteína más que con los tejidos grasos de los peces, por tanto, acciones como sustraer la grasa o la piel de un pez contaminado con Hg no reduce de manera significativa su concentración en el músculo, también advierte el autor, que la cocción no reduce los niveles de Hg en el filete.

La tabla 3 presenta la información resumida de factores de riesgo por consumo considerados en la región de la Mojana; para efectos de interpretación se debe recordar que IR, indica los gramos de pescado consumidos *diariamente*; CPSP, es la cantidad de pescado máxima que por seguridad debería consumir una persona *semanalmente*; ISMeHg, es la cantidad de MeHg que se consumen los habitantes de la Mojana en cada porción; LP, es el límite permisible establecido por la JECFA para niños, MEF y RP; HQ, indica el coeficiente de peligro de una población por el consumo de pescado contaminado.

Estos resultados presentan la situación general del riesgo a la salud de los habitantes de la región de La Mojana, representada en los tres grupos poblacionales caracterizados en el



estudio con reportes de consumo de especies que se demostró presentan concentraciones de Hg en sus tejidos. Los resultados promedios permiten afirmar que los niños consumen el 85.2% de la cantidad máxima de *C. kraussi* que deberían comer en *una semana*, sólo en *un día*, superando hasta en un 496% la ingesta máxima semanal que por bienestar se recomienda, en las MEF esta cifra alcanza el 440% para la especie *A. pardalis*.

El consumo de las especies carnívoras representa sin duda alguna el mayor riesgo para la población, teniendo en cuenta que en la especie *C. kraussi*, la ISMeHg es superior hasta 5.4 veces para niños, 3.1 veces para MEF y 1.9 para el RP, respecto a los límites establecidos. El consumo de las diez principales especies reportadas por los habitantes de la Mojana indican un coeficiente de peligro que advierte sobre las posibles consecuencias en la salud; las poblaciones con mayor vulnerabilidad son los niños de 2-15 años y las MEF de los 16-49 años, ratificando la urgencia manifiesta para la adopción de medidas preventivas especiales para éstas poblaciones.

**Tabla 3.** Resumen de los factores de riesgos por consumo obtenidos para la región de la Mojana, Colombia. En negrilla los valores que superan los límites permisibles.

Región de la Mojana															
Especie	IR (g <sup>d-1</sup> ) diario			CPSP (g) semanal			ISMeHg (µg/kg pc /semana)			LP (µg/kg pc /semana)			HQ		
	Niños	MEF	RP	Niños	MEF	RP	Niños	MEF	RP	Niños	MEF	RP	Niños	MEF	RP
1	<b>119</b>	149	189	601	1133	2386	<b>2.2</b>	1.5	1.8	1.6	1.6	3.2	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
2	56	97	78	360	869	1643	1.3	1.2	0.9	1.6	1.6	3.2	1	1	1
3	75	84	117	1274	1874	5020	0.6	0.4	0.5	1.6	1.6	3.2	1	1	1
4	<b>75</b>	<b>77</b>	<b>105</b>	88	146	350	<b>8.7</b>	<b>4.9</b>	<b>6.2</b>	1.6	1.6	3.2	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>8</b>
5	<b>57</b>	<b>65</b>	<b>97</b>	131	243	581	<b>4.0</b>	<b>2.4</b>	<b>3.4</b>	1.6	1.6	3.2	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>4</b>
6	<b>45</b>	<b>82</b>	<b>87</b>	131	309	591	<b>3.2</b>	<b>3.0</b>	3.0	1.6	1.6	3.2	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
7	<b>45</b>	<b>83</b>	<b>50</b>	56	105	288	<b>5.7</b>	<b>5.5</b>	3.2	1.6	1.6	3.2	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>2</b>
8	<b>44</b>	<b>64</b>	<b>51</b>	57	83	175	<b>6.3</b>	<b>4.8</b>	<b>3.6</b>	1.6	1.6	3.2	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>3</b>
9	<b>42</b>	<b>36</b>	69	124	194	805	<b>1.7</b>	0.7	1.4	1.6	1.6	3.2	<b>2</b>	1	<b>2</b>
10	<b>28</b>	<b>79</b>	36	90	255	461	1.3	<b>1.9</b>	0.8	1.6	1.6	3.2	1	<b>5</b>	1

1=*P. magdalenae*, 2=*O. niloticus*, 3=*C. magdalenae*, 4=*C. kraussi*, 5=*H. malabaricus*, 6=*P. magdaleniatum*, 7=*S. cuspicaudus*, 8= *A. pardalis*, 9=*L. muyscorum*, 10=*P. clarias*.

En este estudio, tal y como se mencionó en la metodología, el consumo de más de 100 g d<sup>-1</sup> de pescado se consideró como una ingesta alta, especialmente al evaluar los resultados en MEF, ésto de acuerdo a lo establecido por la OMS (2010) y lo reportado por Zamora-Arellano et al. (2017); *P. magdalenae* fue la única especie que superó este valor en los tres grupos poblacionales. Gusso-Choueri et al. (2018) establecen como referente para de ingesta de la población, el tamaño de la porción acordado por la USEPA (2002): 227 g para adultos y 114 g para niños; sin embargo, el tamaño de la porción calculado para los niños de la región de la Mojana osciló entre 161±33 g (*P. magdalenae*) y 89±110 g (*P. clarias*) con un valor promedio de 131±73 g; al observar estos resultados para MEF y RP se encontraron tamaños de porciones promedio 144±80 y 168±87, respectivamente. En lo que concierne a las frecuencias de consumo, Health Canadá (2008) define como un individuo con alta frecuencia de consumo de pescado, a aquellas personas cuyo consumo es igual o superior a tres veces por semana, para el particular de la Mojana los niños, las MEF y RP reportaron una misma frecuencia de consumo promedio de 2±1 días/semana; no obstante, para la especie *P. magdalenae*, el consumo días/semana en los tres grupos poblacionales fue 3±1.

De Miguel et al. (2014), hacen referencia al modelo estándar de evaluación de riesgos a la salud humana para contaminantes no cancerígenos como el Hg y señala que un Coeficiente de peligro (HQ, por siglas en inglés) con valores mayores a uno ( $HQ > 1$ ) representa un nivel inaceptable de riesgo sistémico dentro de una población. Asimismo, Gusso-Choueri et al. (2018) luego de determinar los factores de riesgo de consumo para una población, afirman que conocer el HQ por ingestión de peces, debe ser considerado el punto de partida de cualquier acción, en el entendido que cualquier metal pesado con capacidad de acumulación en los tejidos de los peces (Monroy, Maceda-Veiga & de Sostoa, 2014), representará un factor de riesgo directo para aquellos que lo consumen; además, resalta que si bien muchas veces se estima el peligro de una población correlacionando el consumo con superaciones de los límites permisibles, este enfoque es muy simple y no puede revelar el riesgo específico de subpoblaciones sensibles o personas con mayor susceptibilidad a efectos tóxicos como las mujeres en edad fértil, embarazadas y/o niños (Brito et al., 2015).

En el año 2006, la disposición de la Joint FAO/World Health Organization (WHO) Expert Committee on Food, Additives (JECFA) fue establecer como máxima tolerable el consumo de  $1.6 \mu\text{g Hg/kg (pc)/semana}$  para niños y MEF y  $3.2 \mu\text{g Hg/kg (pc)/semana}$  para el resto de la población. En este estudio, tal y como se mencionó se tomaron como referencia de ISMeHg los límites establecidos por la JECFA, toda vez que esto nos permitiría concluir la situación de los habitantes de la región de la Mojana, respecto a un patrón de referencia mundial, que se basa en el punto final toxicológico más sensible de los humanos (neurotoxicidad del desarrollo). De allí entonces, se puede afirmar que cerca del 70% de las especies que consumen los niños de la región, le proporcionan cantidades de Hg a su organismo que sin duda desencadenaran a futuro consecuencias en su salud, superando hasta 5.4 veces la ingesta máxima de MeHg establecida para este grupo poblacional.

El grupo de las MEF no se alejan de éstos resultados, dado que el 60% de las especies consumidas superan los límites de ingesta, e incluso especies como *S. cuspidatus* presentan ISMeHg hasta 3.4 veces mayores al límite. Para el grupo RP, sólo el 30% de las especies superan el límite de ISMeHg, aunque se debe tener en cuenta la frecuencia de consumo de las especies. Las especies que mayor aporte de MeHg realizan a los tres grupos poblacionales son *C. kraussi*, *H. malabaricus*, *P. magdaleniatum*, *S. cuspidatus* y *A. pardalis*, todas con hábito alimenticio carnívoro.

#### 4.4 Estrategias de consumo

Muchas veces más que limitar el consumo de pescado en una población, debido a concentraciones de Hg en sus tejidos, se debe propender por vigilar y limitar la frecuencia, cantidad y poblaciones que lo consumen. Esto es lo que diferentes países han comprendido, es así como Estados Unidos, por ejemplo, establece a través de políticas públicas, recomendaciones claras y especiales para grupos poblacionales como niños y MEF: algunas de éstas van desde evitar el consumo de peces carnívoros, restringir máximo a dos veces por semana el consumo de peces no carnívoros y resaltar la precaución en el consumo de peces capturados en lagos y ríos (EPA, 2014).

En Canadá las recomendaciones para consumo son mucho más específicas y señalan de manera puntual que el riesgo a la salud es muy diferente entre grupos poblacionales; aquí se recomienda que el consumo de peces carnívoros, de gran tamaño y longevos, se restrinja para niños de 1 a 4 años a 75 g/mes y de 5 a 11 años a 125 g/mes, las MEF y embarazadas no deberían consumir más de 150 g/mes (Health Canadá, 2014). En Australia y Nueva Zelanda las recomendaciones señalan que si se consume semanalmente una porción de un pez carnívoro, no se consuma ningún otro pescado (FSANZ, 2014).

No obstante, las recomendaciones muchas veces también se basan en intereses económicos de los países, Bellanger et al. (2013) afirman luego de analizar las implicaciones económicas del Hg en la salud, que reducir los niveles de exposición a Hg en humanos y animales podría ahorrarle sólo a la Unión Europea entre 8000 y 9000 millones de € / año, esto sólo analizado por las afectaciones neurotóxicas del contaminante, entre éstas la reducción del coeficiente intelectual de las personas, basado en los ingresos de por vida y el alcance del poder adquisitivo.

En Colombia, no existen recomendaciones específicas enmarcadas en alguna política pública para el consumo de pescado contaminado que discriminen entre grupos poblacionales y/o resalten la vulnerabilidad entre poblaciones; por ello, en este estudio se pretende como resultado de apropiación por parte de la comunidad brindar herramientas para que de manera práctica los moradores de la región de la Mojana inicien sus propias estrategias de consumo, teniendo claro que el suprimir el pescado de la dieta muchas veces no es opción para éstos habitantes. A continuación se describen algunas estrategias de consumo:

- ❖ **En niños:** Se debe restringir y en lo posible evitar el consumo de especies carnívoras como *C. kraussi* (Mojarra amarilla), *H. malabaricus* (Moncholo), *P. magdaleniatum* (Bagre rayado), *S. cuspidatus* (Blanquillo) y *A. pardalis* (Doncella).
- ❖ **En niños:** El consumo de especies como *P. magdalenae* (Bocachico) no debería superar las dos veces por semana.
- ❖ **En MEF:** Se debe restringir el consumo de especies carnívoras a una, máximo dos veces por semana.

- ❖ **En MEF y RP:** Se recomienda que luego de consumir alguna de las especies carnívoras no se consuma, durante la misma semana, ningún otro tipo de pescado.
- ❖ **En RP:** Se debe restringir el consumo de la especie *C. kraussi* a máximo una vez por semana.

Con los resultados de este estudio, no se pretende estigmatizar el consumo de pescado, sino brindar herramientas para que actividades como la producción acuícola aumente su capacidad de intervención en comunidades con arraigo al consumo de pescado y dependencia del recurso del medio natural.

## 5. CONCLUSIONES

Las diez primeras especies ícticas, capturadas del medio natural y mayormente consumidas entre los habitantes de los 11 municipios que comprenden la región de la Mojana fueron: *Prochilodus magdalenae* (Bocachico), *Oreochromis niloticus* (Tilapia nilótica), *Cyphocharax magdalenae* (Viejita o Yalúa), *Caquetaia kraussi* (Mojarra amarilla), *Hoplias malabaricus* (Moncholo), *Pseudoplatystoma magdaleniatum* (Bagre rayado), *Sorubim cuspicaudus* (Blanquillo), *Ageneiosus pardalis* (Doncella), *Leporinus muyscorum* (Comelón o liseta) y *Pimelodus clarias* (Barbul).

El 50% de las especies analizadas superaron los límites permisibles de Hg y MeHg establecidos por la JECFA/OMS (0.5 µg/g peso húmedo), cuando se consideró su desviación del valor promedio. Las especies *C. kraussi*, *S. cuspicaudus* y *A. pardalis*, presentaron los valores más altos entre todas las especies analizadas. Se logró establecer que la concentración de los metales en el músculo de las especies podría seguir un patrón trófico definido: > [ Hg T] en carnívoros y < [ Hg T] en No Carnívoros; esto indicaría ocurrencia de procesos de bioacumulación y biomagnificación.

La ingesta semanal de Hg en Niños y MEF superó los límites establecidos por el JECFA en el 70 y 60% de los casos, respectivamente. El consumo del 70% de las especies evaluadas y mayormente consumidas por los habitantes, representa un riesgo potencial alto a su salud (HQ > 1).

## 6. RECOMENDACIONES

En Colombia, es indispensable que la política pública que propende por la protección a la salud de los consumidores de pescado, una vez se ha comprobado su contaminación con metales pesados, estipule diferencias para el límite permisible, consumo y frecuencia, en cada uno de los grupos poblacionales, partiendo desde su grado de vulnerabilidad.

Es necesario en regiones como la Mojana, la intervención estatal con programas que contribuyan a la diversificación del origen y los tipos de fuentes proteicas en la dieta de la población, así como encaminar las acciones investigativas a proyectos que ofrezcan herramientas que fortalezcan la resiliencia de la región.

## 7. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Universidad de Córdoba, Montería, Colombia y al Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación, COLCIENCIAS, Bogotá, Colombia, por su financiación a través de la Convocatoria N° 775 – 2017 – Jóvenes Investigadores por la Paz.

## 8. BIBLIOGRAFIA

- AEFI, (Asociación Española de Farmacéuticos de la Industria). (2001). Validación de métodos analíticos. Monografía. Comisión de normas de buena fabricación y control de calidad.
- Aschner, M., & Aschner, J. (1990). Mercury neurotoxicity: Mechanisms of blood-brain barrier transport. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*, 14(2), 169–176. [https://doi.org/10.1016/S0149-7634\(05\)80217-9](https://doi.org/10.1016/S0149-7634(05)80217-9)
- ATSDR, (Agency for Substances and Disease Registry). (2013). Addendum to the toxicological profile for mercury (alkyl and dialkyl compounds)., (March), 165.
- Bello, O., Naidu, R., Rahman, M., Liu, Y., & Dong, Z. (2016). Lead concentration in the blood of the general population living near a lead-zinc mine site, Nigeria: Exposure pathways. *Science of the Total Environment*, 542, 908–914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.143>
- Bradley, M., Barst, B., & Basu, N. (2017). A review of mercury bioavailability in humans and fish. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(2). <https://doi.org/10.3390/ijerph14020169>
- Brito, E., De la Cruz, M., Caretta, C., Goñi-Urriza, M., Andrade, L., Cuevas-Rodríguez, G., ... Guyoneaud, R. (2015). Impact of hydrocarbons, PCBs and heavy metals on bacterial communities in Lerma River, Salamanca, Mexico: Investigation of hydrocarbon degradation potential. *Science of the Total Environment*, 521–522, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.098>
- Budtz-Jørgensen, E., Grandjean, P., Jørgensen, P. J., Weihe, P., & Keiding, N. (2004). Association between mercury concentrations in blood and hair in methylmercury-exposed subjects at different ages. *Environmental Research*, 95(3), 385–393. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2003.11.001>
- Calao, C., & Marrugo-Negrete, J. (2015). Efectos genotóxicos en población humana asociados a metales pesados en la región de La Mojana, Colombia, 2013. *Biomédica*, 35(0), 139–151. <https://doi.org/10.7705/biomedica.v35i0.2392>
- Canadá, H. (2008). Mercury in fish: Consumption Advice: Making informed Decisions about fish. Retrieved from <http://www.hc-sc.gc.ca/Fn-an/secureit/chemchim/environ/mercur/cons-adv-etud-eng.php>
- Clarkson, T., & Magos, L. (2006). The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Critical Reviews in Toxicology*, 36(8), 609–662. <https://doi.org/10.1080/10408440600845619>
- Colciencias. (2018). Libro Verde 2030\_Política de Ciencia e Innovación para el Desarrollo Sostenible. Retrieved from <http://www.colciencias.gov.co/sites/default/files/libroverde2030.pdf>
- Cordy, P., Veiga, M., Salih, I., Al-Saadi, S., Console, S., Garcia, O., ... Roeser, M. (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 410–411, 154–160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.006>
- DANE, (Departamento Administrativo Nacional de Estadística). (2017). Proyecciones de población municipal por área. Retrieved from [https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/.../ProyeccionMunicipios2005\\_2020.xls](https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/.../ProyeccionMunicipios2005_2020.xls)

- De Miguel, E., Clavijo, D., Ortega, M., & Gómez, A. (2014). Probabilistic meta-analysis of risk from the exposure to Hg in artisanal gold mining communities in Colombia. *Chemosphere*, *108*, 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.035>
- DNP. (2012). *Plan integral de ordenamiento ambiental y desarrollo territorial de la región de La Mojana*. Retrieved from [http://www.planesmojana.com/documentos/estudios/27.plan integral de ordenamiento ambiental mojana.pdf](http://www.planesmojana.com/documentos/estudios/27.plan%20integral%20de%20ordenamiento%20ambiental%20mojana.pdf)
- Edoff, K., Raciti, M., Moors, M., Sundström, E., & Ceccatelli, S. (2017). Gestational Age and Sex Influence the Susceptibility of Human Neural Progenitor Cells to Low Levels of MeHg. *Neurotoxicity Research*, *32*(4), 683–693. <https://doi.org/10.1007/s12640-017-9786-x>
- El-Moselhy, K., Othman, A., Abd El-Azem, H., & El-Metwally, M. (2014). Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences*, *1*(2), 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.ejbas.2014.06.001>
- ENSIN, (Encuesta Nacional de Situación Nutricional ). (2010). Encuesta Nacional de Situación Nutricional. Retrieved from <http://www.icbf.gov.co/portal/page/portal/PortalICBF/bienestar/nutricion/ensin>
- EPA, (Environmental Protection Agency & Food and Drug Administration).(2014). Disponible en: <http://www.fda.gov/food/foodsafety/productsspecificinformation/seafood/foodbornepathogenscontaminants/methylmercury/ucm115662.htm>
- FAO, (Food and Agriculture Organization). (2016). Resumen El estado mundial de la pesca y la acuicultura. Contribución a la seguridad alimentaria y la nutrición para todos, *34*(7), 23. <https://doi.org/978-92-5-306675-9>
- FAO, (Food and Agriculture Organization). (2017). El Estado de la Seguridad Alimentaria y la Nutrición en el mundo 2017. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-l7695s.pdf>
- Farkas, A., Salánki, J., & Specziár, A. (2003). Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research*, *37*(5), 959–964. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00447-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00447-5)
- Fitzgerald, W., & Clarkson, T. (1991). Mercury and monomethylmercury: Present and future concerns. *Environmental Health Perspectives*, *96*, 159–166. <https://doi.org/10.1289/ehp.9196159>
- FSANZ, (Food Standards Australia New Zealand). (2014). Disponible en: <http://www.foodstandards.gov.au>
- Fuentes-Gandara, Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2018). Human health impacts of exposure to metals through extreme consumption of fish from the Colombian Caribbean Sea. *Environmental Geochemistry and Health*, *40*(1), 229–242. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9896-z>
- Golovanova, I. (2008). Effects of heavy metals on the physiological and biochemical status of fishes and aquatic invertebrates. *Inland Water Biology*, *1*(1), 93–101. <https://doi.org/10.1007/s12212-008-1014-1>
- Gonzalez-Estecha, M., Bodas-Pinedo, A., Martinez-Garcia, M., Trasobares-Iglesias, E., Bermejo-Barrera, P., Ordonez-Iriarte, J., ... Calle Pascual, A. (2015). Metilmercurio: Recomendaciones existentes; métodos de análisis e interpretación de resultados; evaluación económica. *Nutricion Hospitalaria*, *31*(1), 1–15. <https://doi.org/10.3305/nh.2015.31.1.8316>
- Gracia, L., Marrugo-Negrete, J., & Alvis, E. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Revista Facultad Nacional Salud Pública*, *28*, 118–124.
- Gusso-Choueri, P., Araújo, G., Cruz, A., Stremel, T., Campos, S., Abessa, D., ... Choueri, R. (2018). Metals and arsenic in fish from a Ramsar site under past and present human pressures: Consumption risk factors to the local population. *Science of the Total Environment*, *628–629*, 621–630. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.005>
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, *68*(May), 167–182.



<https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>

- JECFA, (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives). (2006). Summary and Conclusions. Rome.
- Karri, V., Kumar, V., Ramos, D., Oliveira, E., & Schuhmacher, M. (2017). Comparative In Vitro Toxicity Evaluation of Heavy Metals (Lead, Cadmium, Arsenic, and Methylmercury) on HT-22 Hippocampal Cell Line. *Biological Trace Element Research*, 1–14. <https://doi.org/10.1007/s12011-017-1177-x>
- Kim, K. H., Kabir, E., & Jahan, S. A. (2016). A review on the distribution of Hg in the environment and its human health impacts. *Journal of Hazardous Materials*, 306, 376–385. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.031>
- Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, R. P., & Bustamante, P. (2007). Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 146(2), 548–566. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.07.015>
- MADR/FAO, (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural/Food and Agriculture Organization). (2015). Política Integral para el desarrollo de la pesca sostenible en Colombia. Retrieved from [http://www.aunap.gov.co/wp-content/uploads/2017/06/Politica\\_Integral\\_de\\_Pesca\\_MADR\\_FAO\\_julio\\_de\\_2015.pdf](http://www.aunap.gov.co/wp-content/uploads/2017/06/Politica_Integral_de_Pesca_MADR_FAO_julio_de_2015.pdf)
- Marrugo-Negrete, Benitez, L., Olivero-Verbel, J., Lans, E., & Gutierrez, F. (2010). Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. *International Journal of Environmental Health Research*, 20(6), 451–459. <https://doi.org/10.1080/09603123.2010.499451>
- Marrugo-Negrete, J., Navarro-Frómata, A., & Ruiz-Guzmán, J. (2015). Total mercury concentrations in fish from Urrá reservoir (Sinú river, Colombia). Six years of monitoring. *Revista MVZ Cordoba*, 20(3), 4754–4765.
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2015). Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining. *Chemosphere*, 134. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.012>
- Marrugo-Negrete, Olivero-Verbel, J., Lans, E., & Benitez, L. (2008). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(1), 21–30. <https://doi.org/10.1007/s10653-007-9104-2>
- Marrugo-Negrete, Ruiz-Guzmán, J., & Ruiz-Fernández, A. (2018). Biomagnification of Mercury in Fish from Two Gold Mining-Impacted Tropical Marshes in Northern Colombia. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 74(1), 121–130. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0459-9>
- Monroy, M., Maceda-Veiga, A., & de Sostoa, A. (2014). Metal concentration in water, sediment and four fish species from Lake Titicaca reveals a large-scale environmental concern. *Science of the Total Environment*, 487(1), 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.134>
- Naeem, N., Salam, A., Tahir, S., & Rauf, N. (2011). The effect of fish size and condition on the contents of twelve essential and non essential elements in *Aristichthys nobilis*. *Pakistan Veterinary Journal*, 31(2), 109–112.
- Nakamura, M., Hachiya, N., Murata, K., Nakanishi, I., Kondo, T., Yasutake, A., ... Sakamoto, M. (2014). Methylmercury exposure and neurological outcomes in Taiji residents accustomed to consuming whale meat. *Environment International*, 68, 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.005>
- Nawab, J., Khan, S., & Xiaoping, W. (2018). Ecological and health risk assessment of potentially toxic elements in the major rivers of Pakistan: General population vs. Fishermen. *Chemosphere*, 202, 154–164. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.082>
- Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2015). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere*, 119, 1289–1295. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.044>

- Rice, K., Walker, E., Wu, M., Gillette, C., & Blough, E. (2014). Environmental mercury and its toxic effects. *Journal of Preventive Medicine and Public Health*, 47(2), 74–83. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2014.47.2.74>
- Ruiz-Guzmán, J., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2014). Human Exposure to Mercury Through Fish Consumption: Risk Assessment of Riverside Inhabitants of the Urrá Reservoir, Colombia. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 20(5), 1151–1163. <https://doi.org/10.1080/10807039.2013.862068>
- Sadiq, M., Zaidi, T., & Al-Mohana, H. (1991). Sample weight and digestion temperature as critical factors in mercury determination in fish. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(3), 335–341. <https://doi.org/10.1007/BF01702191>
- Salazar-Camacho, C., Salas-Moreno, M., Marrugo-Madrid, S., Marrugo-Negrete, J., & Díez, S. (2017). Dietary human exposure to mercury in two artisanal small-scale gold mining communities of northwestern Colombia. *Environment International*, 107(May), 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.06.011>
- UNEP, (United Nations Environment Programme). (2010). Guidance for identifying population at risk from mercury exposure. *UNEP (DTIE)/Hg/INC.2/INF/3*. UNEP, Geneva, Switzerland.
- USEPA, (United States Environmental Protection Agency). (2002). Mercury Treatment Technologies for soil, waste and water. Office of Solid waste and Emergency Response.
- von Stackelberg, K., Li, M., & Sunderland, E. (2017). Results of a national survey of high-frequency fish consumers in the United States. *Environmental Research*, 158, 126–136. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.042>
- Wang, R., Wong, M., & Wang, W. (2010). Mercury exposure in the freshwater tilapia *Oreochromis niloticus*. *Environmental Pollution*, 158(8), 2694–2701. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.04.019>
- Weinberg, J. (2010). Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. *Ipen*, 1–162. Retrieved from [http://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen\\_mercury\\_booklet-es.pdf](http://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen_mercury_booklet-es.pdf)
- WHO, (World Health Organization). (2010). Más salud por el dinero. La Financiación de los Sistemas de Salud. El camino hacia la cobertura universal. *Informe Sobre La Salud En El Mundo*, 67–88. <https://doi.org/10.1181/17 July 2012>
- Wu, P., Kainz, M., Bravo, A., Åkerblom, S., Sonesten, L., & Bishop, K. (2019). The importance of bioconcentration into the pelagic food web base for methylmercury biomagnification: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 646, 357–367. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.328>
- Zamora-Arellano, N., Ruelas-Inzunza, J., García-Hernández, J., Ilizaliturri-Hernández, C., & Betancourt-Lozano, M. (2017). Linking fish consumption patterns and health risk assessment of mercury exposure in a coastal community of NW Mexico. *Human and Ecological Risk Assessment*, 23(6), 1505–1521. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1329622>