



Contenido de Mercurio en comunidades étnicas de la Subregión planicie en la Amazonia Colombiana

Resultados de Estudio



MINAMBIENTE



Universidad
de Cartagena
Fundada en 1827

GORDON AND BETTY
MOORE
FOUNDATION

Parques Nacionales Naturales de Colombia
Dirección Territorial Amazonía

Contenido de Mercurio
en comunidades étnicas de la
Subregión planicie en la Amazonia Colombiana

Resultados de Estudio



MINAMBIENTE



Universidad
de Cartagena
Fundada en 1827

GORDON AND BETTY
MOORE
FOUNDATION



PARQUES NACIONALES NATURALES DE COLOMBIA

Directora General:
Julia Miranda Londoño

Directora Territorial Amazonia:
Diana Castellanos Méndez

Coordinadora de Proyectos de Cooperación:
Beatriz Gómez Toro

Textos:
Jesús Tadeo Olivero Verbel
Universidad de Cartagena

Elaborado por:
Dirección Territorial Amazonia-Parques Nacionales Naturales de Colombia
Diana Castellanos Méndez – Directora Territorial Amazonia
Beatriz Gómez – Coordinadora proyectos, DTAM
Eliana Martínez Rueda, jefe del PNN Amacayacu
Alex Alfonso Segura, jefe del PNN Rio Puré
Diego Luis Muñoz y Hernán Alonso Montero, jefes del PNN Yaigojé Apaporis
Artemio Cano, jefe del PNN Cahuinari
Víctor Moreno Rengifo, profesional Gestión de riesgo, DTAM
David Novoa Mahecha, profesional Gestión del conocimiento, DTAM
Lina Peláez, profesional 11, DTAM

Universidad de Cartagena
Profesor Jesús Oliveros Vergel

Agradecimientos a las Organizaciones indígenas
PANI, CIMTAR, ACIYA-ACIYAVA.

Diseño & Diagramación
Rodrigo Durán Bahamón

ISBN: 978-958-8426-60-0

2018



Prólogo

La minería aurífera ha sido responsable de muchos impactos sobre diversos ecosistemas a nivel mundial, incluida Colombia. Hecho atribuido principalmente al uso de metales tóxicos como el mercurio, a través del método de amalgamación, donde el oro es separado de los sedimentos de los ríos, suelos o rocas subterráneas por calentamiento al aire libre, proceso que a su vez contamina la atmósfera. En Colombia se reporta una alta importación de este metal, el cual en su mayoría es utilizado en la extracción de oro.

En tal sentido, el presente escrito trata otros aspectos relacionados con la toxicología ambiental asociada a la minería del oro, y el impacto que esta ejerce sobre los peces y el hombre quien finalmente consume aquellos recursos hidrobiológicos presentes en los ríos Caquetá, Cotuhé y Apaporis de la Amazonia colombiana, los cuales han sido contaminados con mercurio.

Sin lugar a dudas, la colaboración ejercida entre las Autoridades Indígenas de las organizaciones PANI, CIMTAR, ACIYA-ACIYAVA, el grupo de Química Ambiental y Computacional, el Doctorado en Toxicología Ambiental de la Universidad de Cartagena, Parques Nacionales Naturales de Colombia, el Ministerio del Interior, especialmente la dirección de asuntos Indígenas, ROM y Minorías, en su calidad de garantes de la protección de los derechos de los pueblos indígenas que hicieron parte de los diferentes estudios realizados en sus territorios, aunado a los esfuerzos previos de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, Fondo Patrimonio Natural (proyecto ICAA), Servicio Geológico Colombiano, Secretaria de Salud del Amazonas, Corpoamazonia, quienes realizaron el estudio con la Asociación PANI, así como del Instituto SINCHI, Secretaria de Salud del Amazonas, Laboratorios del Instituto Nacional de Salud – INS, que ejecutaron el estudio con CIMTAR, han contribuido de manera significativa con la visualización del grave problema que afrontan las comunidades ancestrales de la Amazonia colombiana frente al mercurio. Por tal razón este estudio contribuirá con la búsqueda de soluciones en el corto y largo plazo a este grave problema que ha puesto en riesgo la salud de estas poblaciones.



Contenido

Pág.

1. Introducción	7
1.1 La Amazonia colombiana	8
1.2 El mercurio como contaminante en los ecosistemas colombianos.....	10
1.3 Efectos toxicológicos del mercurio	12
1.4 Antecedentes sobre la afectación del mercurio en comunidades ancestrales	14
2. Metodología	16
2.1 Área de estudio	16
2.2 Fase de campo	16
2.3 Fase de laboratorio	19
2.4 Riesgo potencial para la salud por consumo de peces contaminados con mercurio	19
2.5 Análisis de los datos.....	20
3. Resultados	21
3.1 Contenido de mercurio total en el cabello de los habitantes en las organizaciones.....	21
indígenas del PANI, CIMTAR y ACIYA - ACIYAVA	
3.2 Contenido de mercurio en peces.....	24
4. Discusión	27
5. Conclusiones	30
6. Recomendaciones	30
7. Agradecimientos	31
8. Referencias	32



Lista de Tablas

Pág.

Tabla 1. Niveles de Hg en cabello humano de diferentes comunidades indígenas	15
Tabla 2. Sitios de muestreo y número de personas incluidas en el estudio	18
Tabla 3. Criterio para la interpretación de la probabilidad del riesgo de un individuo de las comunidades indígenas del Amazonas, de tener un 5% de posibilidades de afrontar efectos neurológicos adversos	20
Tabla 4. Contenido de Hg-t de los participantes provenientes de las Asociaciones	24
indígenas del PANI, CIMTAR y ACIYA-ACIYAVA	
Tabla 5. Recomendaciones para los participantes del estudio dependiendo de la..... concentración de mercurio encontrada en cabello	24
Tabla 6. Contenido de Hg-t, e indicadores de riesgo para la salud, por consumo de peces de los Ríos Caquetá, Apaporis, Cotuhé y Puré.	26

Lista de Figuras

Pág.

Figura 1. Áreas protegidas y resguardos indígenas en la amazonia colombiana	8
Figura 2. Formas del Mercurio en la naturaleza	11
Figura 3. Ciclo del mercurio en ecosistemas acuáticos de la Amazonia colombiana	12
Figura 4. Principales efectos generados por la exposición crónica a mercurio.....	13
Figura 5. Ubicación de los puntos de muestreo en el área de estudio	17
Figura 6. Fases de la metodología.....	20
Figura 7. Distribución de las concentraciones de Hg-t en personas analizadas de las..... comunidades que pertenecen a la organización PANI	21
Figura 8. Distribución de las concentraciones de Hg-t en personas analizadas de las..... comunidades que pertenecen a la organización CIMTAR	22
Figura 9. Distribución de las concentraciones de Hg-t en personas analizadas de las..... comunidades que pertenecen a las organizaciones ACIYA-ACIYAVA	23
Figura 10. Niveles de Hg-t en las comunidades de las organizaciones PANI, CIMTAR y..... ACIYA-ACIYAVA	23
Figura 11. Probabilidad de tener un 5% de posibilidades de afrontar efectos neurológicos adversos (PEENA); de acuerdo con el criterio de Sullivan <i>et al.</i> (2001).	29



1. Introducción

La importancia ecológica, social y cultural-vital del bioma amazónico, es ampliamente reconocida. Dentro de esta consideración, la Amazonia colombiana tiene un área aproximada de 483.164 km² (equivalente al 42,4% del territorio nacional continental y el 6,2% de la bio-región amazónica), donde contiene más del 65% de los bosques del país que representan un total de 170 tipos generales de ecosistemas, los cuales reflejan su alta diversidad de manifestaciones físicas y bióticas (von Hildebrand y Brackelaire, 2012). Incluye seis departamentos completos como lo son: Amazonas, Caquetá, Guainía, Guaviare, Putumayo y Vaupés; cuatro parcialmente (Cauca, Meta, Nariño y Vichada); 58 municipios (41 totalmente y 17 de manera parcial) y 20 corregimientos departamentales (Fondo Patrimonio Natural *et al.*, 2016).

No cabe duda que en el marco de la Amazonía como territorio, las diferentes poblaciones presentes constituyen su principal patrimonio material. Los resguardos indígenas reconocidos en el bioma, suman un total de 233.037 Km² aproximadamente, mientras las áreas protegidas del orden nacional, suman un total de 95.136 Km², lo que equivale en conjunto al 68% de la región de la Amazonia colombiana (Figura 1), la cual habitan 1.2 millones de personas, siendo una población altamente diversa, constituida principalmente por comunidades indígenas, campesinas, grandes terratenientes, afrodescendientes y habitantes urbanos.

A pesar de la importancia manifiesta de las comunidades ancestrales de Colombia, históricamente estas han estado expuestas a todo tipo de intervenciones por parte del hombre occidental, generando cambios culturales en estas poblaciones, lo que ha puesto en riesgo la continuidad de sus costumbres, los métodos de producción agrícola, el manejo sanitario y la salud mental, conduciéndolos en el peor de los casos a la extinción.

Contrario a lo que se puede pensar en la época actual de tantos avances en el conocimiento y divulgación de los derechos humanos universales, y los medios que existen para garantizarlos internacionalmente, las comunidades ancestrales de Colombia, todavía siguen siendo víctimas de las corporaciones y organizaciones que ven en sus territorios, un espacio de grandes oportunidades para satisfacer su ambición económica (Jalata 2016) , a partir de la explotación de los recursos naturales presentes en estos lugares. La explotación de oro es una de las actividades de gran preocupación sanitaria y ambiental (Okang'Odumo *et al.* 2014, Arrifano *et al.* 2018), debido al sinnúmero de inconvenientes asociados al uso del mercurio, del cual se ha reportado que ejerce efectos negativos en los ecosistemas, donde afecta a casi la totalidad de las especies que hacen parte del entramado trófico (May Júnior *et al.* 2017), del sistema. Estos experimentan procesos de biomagnificación que llegan a afectar las comunidades humanas que consumen algunas de las especies presentes en los sistemas impactados por este peligroso metal.

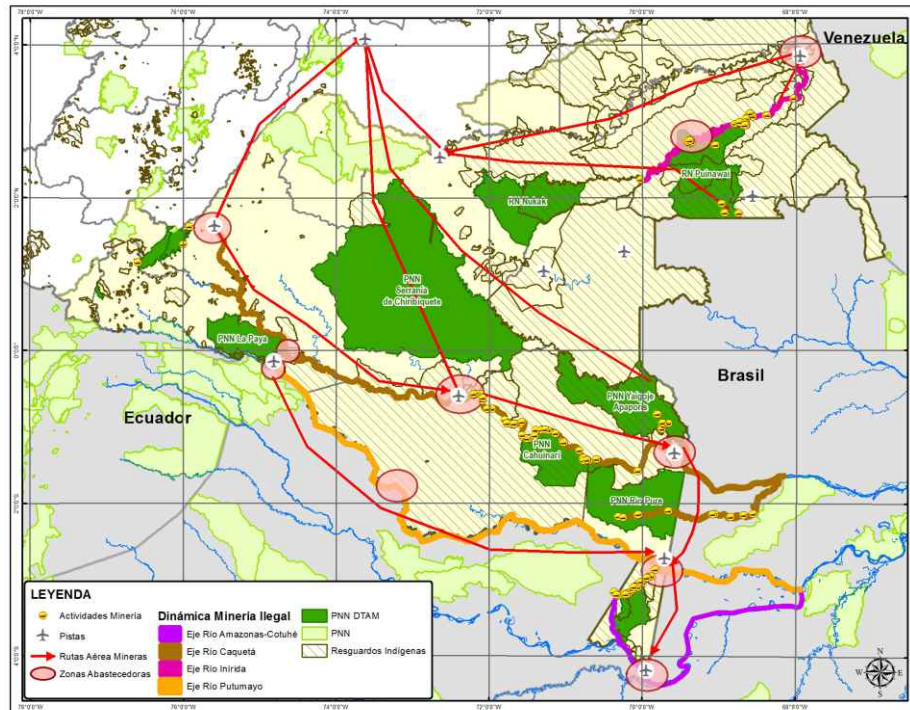


Figura 1. Áreas protegidas y resguardos indígenas en la Amazonia colombiana. Dinámicas de la Minería Ilegal.

1.1 La Amazonia colombiana

En su historia, la Amazonia colombiana ha sido el escenario de varias olas extractivas y de cuatro grandes conflictos, con graves consecuencias en el ámbito ambiental, social, económico y político. El primero, la acelerada ocupación de la franja del piedemonte andino amazónico por parte de la colonización campesina como resultado de su desplazamiento de las montañas andinas; el segundo, la expansión de los cultivos con fines ilícitos; la tercera, el conflicto armado que convirtió la región en lugar de operaciones de los actores interesados en el control del territorio y del negocio de las actividades ilícitas (cultivos ilícitos, minería, tráfico de fauna y flora, entre otros), y finalmente, el acelerado proceso de urbanización de los habitantes de la región y de migrantes de otras regiones del país (Universidad Nacional, 2001).

En este sentido, la Amazonia colombiana es un sistema que debe su estado de conservación a la estrecha relación entre sus sociedades, culturas, gentes y naturaleza propia. Por lo tanto, los fenómenos que inciden de manera negativa sobre su integridad, como la rápida transformación de su entorno natural y sus sociedades, ponen en riesgo su condición como sistema funcional, y deben ser inmediatamente diagnosticados con el fin de desarrollar estrategias para atender y mitigar sus efectos.

Con este panorama, Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNN), a través de la Dirección Territorial Amazonia (DTAM) y sus 11 áreas protegidas adscritas, tiene como propósitos: i)

Contribuir al mantenimiento de los procesos ecológicos a través de la conectividad funcional entre los ecosistemas de los biomas Andes, Orinoquía y Amazonia; ii) Contribuir al mantenimiento de los servicios ecosistémicos y al desarrollo de estrategias de adaptación/mitigación frente a la variabilidad y el cambio climático y iii) Contribuir a mantener y/o fortalecer los sistemas culturales de regulación del uso y manejo del territorio desarrollados por comunidades locales asociados a los intereses regionales y locales de conservación del territorio amazónico.

Ahora bien, el plan estratégico de la DTAM de PNN se convierte en una carta de navegación importante, siendo el instrumento guía para la priorización de acciones a nivel regional por parte de PNN con la finalidad de cumplir con su misión institucional. Para ello, se viene realizando un ejercicio de fortalecimiento de la autoridad ambiental, a través de la configuración y consolidación de alianzas con entidades del Estado competentes y los grupos sociales, en el marco de los esquemas de gobernanza establecidos. Mediante el diseño e implementación de la “Estrategia para la prevención, control y manejo de las actividades mineras de la DTAM” se inicia un proceso que permite realizar un diagnóstico de los impactos generados por las actividades mineras en las Áreas protegidas de PNN en la Amazonia colombiana. Adicionalmente, pretende aportar elementos en zonas de protección donde existen figuras de ordenamientos como áreas protegidas y resguardos indígenas (DTAM, 2016).

Los efectos que generan las actividades de minería de oro sobre el hombre y su entorno han sido ampliamente documentados en el mundo. No obstante, el diagnóstico general sobre el estado de información acerca de los impactos de estas actividades en Colombia, y en especial sobre las áreas protegidas de PNN en la Amazonía colombiana, evidencia que no existe información debidamente documentada para entender el nivel de sus efectos y, la información existente no permite tomar decisiones como Estado.

En consecuencia, se debe generar conocimiento sobre los impactos que tiene la minería aluvial de oro desde la perspectiva social, cultural, ambiental y de salud pública con el fin de generar los insumos técnicos para la toma de decisiones frente a esta problemática además de identificar los vacíos político-administrativos que impiden que el ejercicio de la función pública sea eficiente. Adicionalmente se debe adquirir elementos que permitan generar acciones tendientes a conocer y remediar la problemática de la minería ilegal en las áreas protegidas de la DTAM, en sus zonas de influencia, y en las comunidades locales.

Se debe tener en cuenta que las actividades de minería ilegal propician un escenario de vulneración de derechos fundamentales, factor crucial a tener en cuenta por parte de la entidad para el diseño, en conjunto con los diferentes actores sociales y académicos, de estrategias que permitan estructurar las acciones orientadas a la resolución de conflictos socio ambientales, producto de la minería en la región.

En el marco del proyecto de Sostenibilidad Financiera de la Fundación Moore, la DTAM ha definido un objetivo que pretende “Gestionar la generación de conocimiento de manera articulada con aliados institucionales, sociales y académicos que permita comprender los



procesos ecológicos, y los beneficios ecosistémicos que generan los sistemas socioecológicos que inciden en las áreas protegidas y zonas prioritarias de la Amazonía Colombiana, incluidas áreas transfronterizas, con el objeto de aportar elementos para la toma de decisiones sobre el manejo del territorio”.

De acuerdo con lo mencionado, en la planeación del manejo de las áreas protegidas se han definido las Prioridades Integrales de Conservación (PIC), teniendo en cuenta las unidades de análisis que integran elementos de la naturaleza y la cultura, a través de sus relaciones de interdependencia y cuya sinergia genera beneficios ecosistémicos; lo cual se relaciona con el alcance de los procesos que se llevan a cabo con las autoridades indígenas, en el marco de la coordinación de la función pública en conservación.

Para ello, responder a los intereses de consolidar la línea base del Recurso Hidrobiológico como una PIC a nivel regional, las áreas protegidas de la subregión planicie requieren el acompañamiento y la orientación de aliados estratégicos en la definición de líneas prioritarias de trabajo para ir afianzando este componente en función a la generación de información básica que permita implementar planes, programas y proyectos de investigación y monitoreo, y acciones de prevención, vigilancia y control (PVyC) asociado a las presiones que afectan la conservación de las áreas del sistema de Parques Nacionales en condición de traslape con pueblos indígenas. En este caso puntual, uno de esos factores que ejerce alta presión sobre el territorio es la minería aurífera, y con ella la utilización de mercurio en dicho proceso.

1.2 El mercurio como contaminante en los ecosistemas colombianos

El mercurio (Hg), es un metal pesado de color plateado brillante, que se caracteriza, por tener una presión de vapor de 0.0012 mm Hg, y un punto de fusión de -38.87°C , que le confiere la propiedad permanecer líquido a temperatura ambiente. La presencia de este metal en los ecosistemas está relacionada con la actividad volcánica, los incendios forestales, el movimiento de masas de agua o corrientes marinas y la extracción de minerales que contienen este elemento, aunque, la mayoría de los casos de contaminación con este metal durante los últimos años, está directamente relacionado con la extracción de oro, en la cual se utiliza el mercurio para atrapar las partículas de oro, mediante un proceso conocido como amalgamación.

La toxicidad del mercurio está directamente relacionada con la forma química en que este se encuentra en los ecosistemas (Figura 2), siendo menos tóxicas las formas elemental e inorgánica, con respecto a la orgánica, de la cual se destaca el metilmercurio, generado a partir de la metilación que realizan las bacterias, principalmente en los ecosistemas acuáticos.

La presencia de mercurio en los ecosistemas genera gran preocupación ambiental y sanitaria, debido a que este metal es considerado como un tóxico con alta capacidad de persistencia; además puede bioacumularse con facilidad, debido a la alta eficiencia de su absorción a través de las membranas biológicas, ya que presenta alta afinidad por los grupos sulfhidro de las proteínas, especialmente aquellas ricas en selenio. Esta característica permite que el mercurio se

biomagnifique a través de las redes tróficas, afectando en mayor proporción las especies que se encuentran en la parte superior de esta, alterando los procesos bioquímicos y moleculares de los organismos que lo acumulan conduciendo al deterioro de la salud.

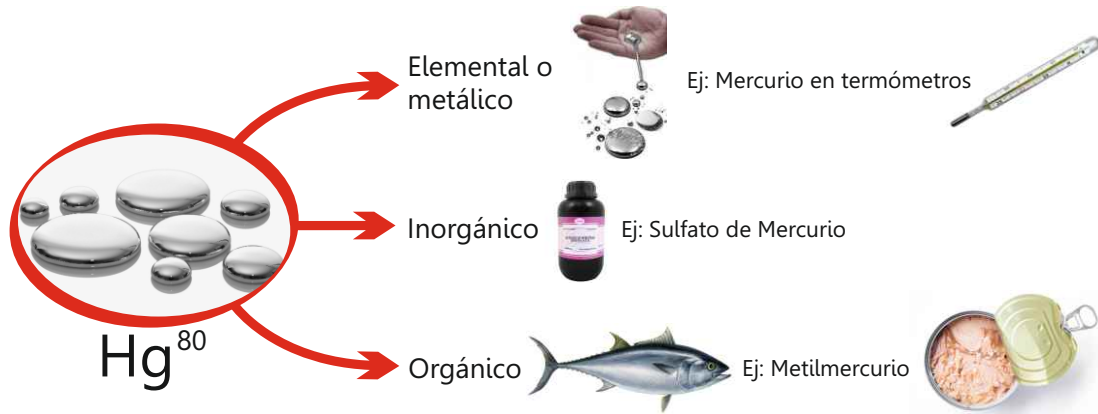


Figura 2. Formas del Mercurio en la naturaleza

En Colombia, al igual que en otros países latinoamericanos, la presencia de mercurio en los ecosistemas acuáticos se debe principalmente a la explotación minera de mediana y pequeña escala de tipo artesanal, principalmente en los departamentos de Antioquía, Bolívar y Chocó; sin embargo los recientes reportes efectuados en otras zonas del país, permiten reafirmar la preocupación sobre la presencia de este tóxico en concentraciones superiores a la recomendada para su consumo ($0.5 \mu\text{g/g}$), en los recursos pesqueros de interés comercial y cultural que consumen con mucha regularidad las personas que habitan en las zonas de influencia de la actividad minera (Marrugo - Negrete *et al.* 2008, Marrugo - Negrete *et al.* 2008b.)

En el caso particular de la región amazónica, el mercurio ingresa a los ecosistemas acuáticos, a partir de la actividad extractiva de oro, realizada por colonos y extranjeros, los cuales utilizan barcazas dotadas con sistemas de succión con los cuales extraen el sedimento del lecho de los ríos y posteriormente los lavan y les adicionan mercurio, para amalgamar las partículas de oro que están presentes en estos. El mercurio residual es vertido al agua donde es transformado en metilmercurio, un compuesto, que puede ser absorbido con mayor facilidad por los seres vivos, como las microalgas, las cuales lo transfieren a los pequeños invertebrados y peces que las consumen, ocurriendo lo mismo a través del resto de la red trófica del ecosistema, en la cual también intervienen peces de orden superior, aves y mamíferos como la nutria, incluido el hombre, el cual constituye en la mayoría de los casos, el destino final de este tóxico, el cual suele contaminarse principalmente por la por la ingesta de peces contaminados (Figura 3), y en menor medida por el consumo de agua contaminada con este elemento. Aunque el ingreso por esta vía suele ser poco usual, debido a que generalmente las aguas superficiales poseen baja concentración de este metal, otra vía de ingreso es mediante inhalación de los vapores de mercurio; sin embargo, este tipo de exposición está limitada a las personas que se encargan de procesar el oro después de su extracción.

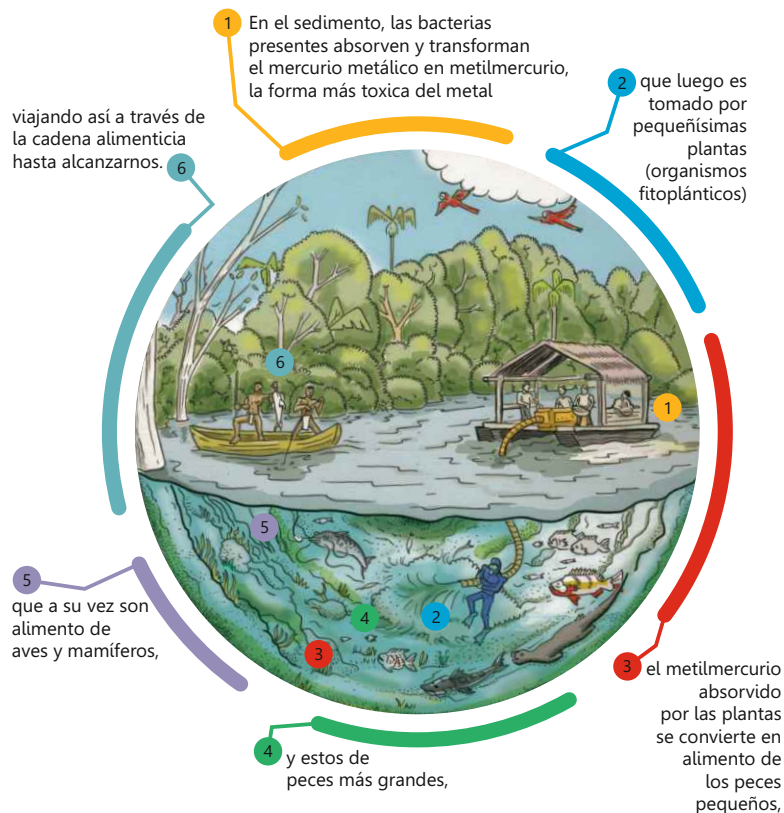


Figura 3. Ciclo del mercurio en ecosistemas acuáticos de la Amazonia colombiana. Elaboró: USAID et al., 2016.

1.3 Efectos toxicológicos del mercurio

El mercurio se acumula en diferentes tejidos animales y las vías de ingreso pueden ser por inhalación (vía respiratoria), en donde en forma de gas soluble se disuelve en las mucosas o en el fluido respiratorio superior y en donde los vapores menos solubles en agua, penetran más profundamente en el árbol bronquial alcanzando el alvéolo. Por vía digestiva el Hg^0 se absorbe muy poco en el tracto gastrointestinal, pero para el Hg^{2+} es una vía muy importante. Si se produce una elevada ingestión se presenta una acción caustica e irritante, ya que se altera la permeabilidad del tracto favoreciendo la absorción y por tanto la toxicidad. Cuando es absorbido, un 50% del Hg inorgánico es vehiculado por el plasma, unido a la albumina. El vapor de mercurio presenta afinidad por el cerebro. Se oxida rápidamente a Hg^{2+} en los eritrocitos o después de la difusión en los tejidos por la acción de la catalasa, aunque permanece como Hg^0 en la sangre durante un tiempo corto, pero suficiente para atravesar la barrera hematoencefálica. El paso por las membranas celulares está facilitado por su mayor liposolubilidad y por la ausencia de cargas eléctricas (Monteagudo, 2001).

El mercurio divalente se deposita en el riñón, siendo su principal sitio de acción las células del epitelio proximal tubular. Concretamente se halla en los lisosomas de las células tanto en hígado como en el riñón unido a la metalotionina (Monteagudo, 2001).

Cuando hay un punto crítico entre el balance de entrada y eliminación del Hg, aparecen las diferentes formas de intoxicación: aguda, subaguda y crónica. Dentro de estos tipos la intoxicación crónica es la más frecuente. Se presentan alteraciones digestivas, del sistema nervioso y renal (Figura 4). En el sistema nervioso se destaca la acrodinia, que se caracteriza por la aparición de erupciones en la piel, el aumento de la sensibilidad en las palmas de las manos y pies, acompañado con sensación de hormigueo. Otra patología asociada a la contaminación con mercurio, es el **eretismo**, el cual se manifiesta mediante el aumento de la irritabilidad de las personas, apatía, palpitaciones irregulares, temblores, delirio, depresión, timidez y aislamiento social. La intoxicación por exposición a mercurio igualmente tiene efectos teratogénicos o de malformaciones, lo cual se ha relacionado con la generación de polidactilia (Cheng *et al.* 2006, Ou *et al.* 2014). El mercurio también produce **la enfermedad de Minamata**, en la cual los pacientes experimentan ataxia, disminución de su capacidad visual y de audición, debilidad, alteraciones en la sensibilidad en la manos y pies, y en los casos más graves las personas afectadas pueden experimentar parálisis e incluso la muerte. Recientemente se ha reportado que la exposición a mercurio elemental durante el proceso de extracción del oro en la minería artesanal, puede estar asociado con una mayor prevalencia de irregularidades en el ciclo menstrual, aunque no con la presentación de abortos (Rodríguez-Villamizar *et al.* 2015).

Además de los efectos hasta ahora descritos, el mercurio también ejerce un impacto negativo en el componente físico cultural y sociopolítico de las comunidades, lo cual se manifiesta a partir de la estructuración de políticas preventivas de tipo sanitario, y cambios en los hábitos de consumo de alimento, que conducen a cambios culturales significativos de manera individual y colectivo (Barges 2008).

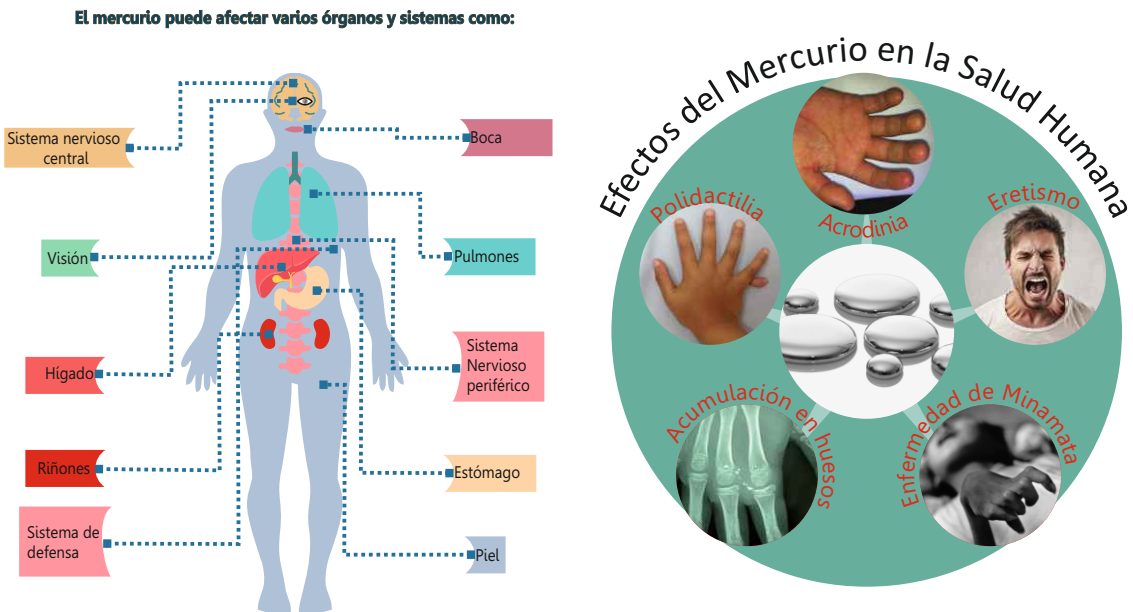


Figura 4. Principales efectos generados por la exposición crónica a mercurio.
Elaborado por los autores.



1.4 Antecedentes sobre la afectación del mercurio en comunidades ancestrales

Las comunidades ancestrales están potencialmente expuestas a contaminantes, como el metilmercurio (MeHg), el cual es bioacumulado en los ecosistemas acuáticos, por lo que el consumo de pescado que es una de las principales fuentes de proteína para aquellas poblaciones ribereñas, se convierte en su principal fuente de exposición a este metal. Desde hace muchos años el impacto del Hg sobre las mismas ha sido estudiado (Charlebois, 1978; Wheatley *et al.*, 1979). En indios de Canadá han sido encontrados niveles de Hg en sangre extremadamente altos (551 ng/mL) (Wheatley *et al.* 1979), valores que ponen en alerta por los síntomas de envenenamiento por MeHg que pueden aparecer a estas concentraciones de acuerdo con el Comité de Expertos de la Organización Mundial de la Salud. Un análisis preliminar de los indígenas canadienses para MeHg de 1970 a 1992 de 38571 individuos en 514 comunidades nativas de todo Canadá, mostró que 8847 (23%) tenían niveles de MeHg sanguíneos superiores a 20 µg/L y 608 (1.6%) tenían niveles superiores a 100 µg/L (Wheatley y Paradis, 1995).

Por otra parte, varios autores han reportado concentraciones de Hg en cabello humano de diferentes comunidades indígenas (Tabla 1). Los valores más bajos (1.72 ppm) han sido encontrados en mujeres indígenas de Ghana (Kwaansa-Ansah *et al.* 2010) y los más altos (16.0 ppm) fueron observados para Indios Munduruku de la comunidad de Sai Cinza, Estado de Pará (Brasil) (de Campos *et al.*, 2002). La mayoría de los estudios han sido realizados en Brasil en donde han sido encontradas concentraciones >10 ppm (de Campos *et al.*, 2002; Dórea *et al.*, 2005). Así mismo, en comunidades amerindias nativas de la Guayana Francesa también han sido encontrados estos niveles. Por encima de estas concentraciones es probable que se produzcan efectos adversos en el desarrollo del cerebro de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS).

En algunos niños indígenas de Brasil (Barbosa *et al.* 1998) y Bolivia (Monrroy *et al.* 2008) han sido encontradas concentraciones de Hg en cabello superiores a los 20 ppm, lo cual supone una alerta de salud pública, dada la capacidad del metal para ser transferido a través de la leche materna. No obstante, como puede observarse en la Tabla 1 (página siguiente), en la mayoría de las comunidades evaluadas, los valores promedio están por debajo de 10 ppm.

Atendiendo a las anteriores consideraciones, el presente documento busca compilar la información que ha sido generada en relación con los impactos de la minería ilegal en las áreas protegidas y zonas de influencia de la Territorial Amazonia, como insumo para la toma de decisiones en el ejercicio de la coordinación con los diferentes actores de la región. Para tal fin, el reporte incluye los resultados de evaluaciones realizadas durante 2015 sobre muestras de cabello en indígenas pertenecientes a cinco comunidades de la región Amazónica, ubicadas en la cuenca del Río Apaporis (Bocas de Taraira, Bocas de Ugá, Libertad, Ñumi y Vista Hermosa), a partir de las cuales se determinó la concentración de mercurio en cabello. A partir de estos resultados se espera que las entidades encargadas de brindar apoyo social y gubernamental a las comunidades de esta región, cumplan su función y puedan trazar algunas estrategias para controlar la minería de oro en esta zona del país.

Tabla 1. Niveles de Hg en cabello humano de diferentes comunidades indígenas.

País	Comunidad	N	Población	Media($\mu\text{g/g}$)	Rango	Referencia
Brasil	Indígenas Kayapo Tribu Kikretum	28	Mujeres	8.11	0.8 - 13.70	Barbosa <i>et al.</i> (1998)
		54	Niños	7.30	2.0 - 20.40	
Brasil	Indios Wari (Pacaas Novos)	---	---	---	1.41 - 11.7	de Campos <i>et al.</i> (2002)
Brasil	Indios Yanomami	72	Mujeres	---	1.42 - 8.14	Castro <i>et al.</i> (1991)
		90	Hombres	3.61	1.40 - 7.90	
Brasil	Indios Munduruku	249	---	3.4	---	Dórea <i>et al.</i> (2005)
	Indios Kayabi	47	---	12.8	---	
Brasil	Indios Munduruku de la comunidad de Sai Cinza, Estado de Pará	324	---	16.0	4.50 - 90.40	de Campos <i>et al.</i> (2002)
Guayana Francesa	Comunidades amerindias nativas	235	---	11.4	---	Fréry <i>et al.</i> (2001)
Bolivia	Poblaciones amerindias a lo largo del Río Beni	393	Niños	5.2	0.08 - 34.1	Monrroy <i>et al.</i> (2008)
		163	Mujeres	5.5	0.15 - 20.0	
Surinam	Amerindios (Comunidades Wayana)	158	Puleowime (Apetina)	---	3 - 34	Peplow y Augustine (2011)
		106	Kawemhakan (Anapayke)		2 - 19	
Perú	Comunidad Nativa Ese'aja	---	Mujeres	1.79	0.24 - 4.38	Pérez <i>et al.</i> (2016)
Ghana	Indígenas	40	Mujeres	1.72	0.57 - 4.23	Kwaaansa - Ansah <i>et al.</i> (2010)
			Hombres	2.37	0.61 - 6.07	

N: Número de muestras, ---: No reportado.





2. Metodología

2.1 Área de estudio

Este estudio fue desarrollado en la región amazónica colombiana, en los departamentos de Amazonas y Vaupés, en los territorios de las organizaciones indígenas: PANI, CIMTAR Y ACIYA-ACIYAVA, que actualmente se ubican en las cuencas de los ríos Caquetá, Cotuhé y Apaporis (Figura 5), durante el periodo comprendido entre noviembre de 2014 y noviembre del año 2015.

La región amazónica colombiana está conformada por los departamentos de Amazonas, Vaupés, Caquetá, Guainía, Guaviare y Putumayo; todos caracterizados por presentar una alta diversidad de especies de plantas y animales (Cano y Stevenson 2009), y de comunidades indígenas (Roca *et al.* 2013), que tradicionalmente se han dedicado a la caza de animales silvestres, pesca y cultivo de especies vegetales autóctonas de la región. Sin embargo, durante las dos últimas décadas se ha intensificado la extracción de minerales como el oro, principalmente del fondo de los ríos, utilizando barcas flotantes, dotadas con sistemas de succión y lavado a bordo, adicionando en una de estas fases mercurio para atrapar las partículas de oro suspendidas en el agua; una gran parte de ese metal tóxico escapa de las barcazas y es vertido directamente al agua, o emitido al aire, cuando se calienta el producto amalgamado (Hg-Au).

2.2 Fase de campo

Previo a la fase de campo se realizó un proceso de concertación con cada uno de los resguardos de las comunidades a muestrear, en donde solicitaron realizar esta indagación con el fin de visualizar la problemática.

La fase de campo tuvo como propósito coleccionar muestras de músculo de peces que habitan los ríos Cotuhé, Caquetá y Apaporis, y también obtener muestras de cabello de los miembros de las comunidades que habitan las riveras de estos tres ríos, para medir la concentración de mercurio. Adicional al muestreo se realizó a cada persona una encuesta estructurada, a partir de la cual se caracterizaron algunos aspectos sociodemográficos e indicadores del estado de salud de las personas, en donde se relacionaron algunos síntomas asociados con la exposición a mercurio. En todas las intervenciones estuvo presente un representante del Ministerio del Interior, quien garantizó que no se vulneraran los derechos de las comunidades indígenas. Antes de cada intervención, se realizó una reunión con la comunidad y su autoridad para explicar el propósito del estudio, la concertación con las autoridades del resguardo y se solicitó el permiso para interactuar con los miembros de la comunidad que quisieran participar. A todos los participantes del muestreo se les brindó información detallada sobre las consecuencias potenciales del estudio y se firmó de manera voluntaria un consentimiento de informado. Los detalles inherentes a las actividades de campo se describen a continuación.

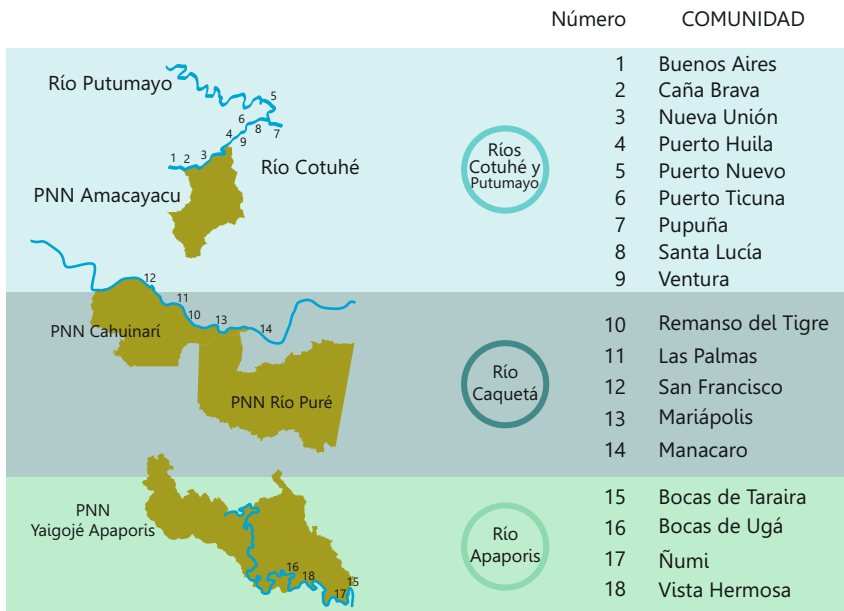


Figura 5. Ubicación de los puntos de muestreo en el área de estudio.
 Elaborado por los autores.



2.2.1. Toma de muestras de peces.

Los peces fueron colectados con ayuda de pescadores pertenecientes a cada una de las comunidades incluidas en el estudio. En total se capturaron 243 ejemplares en los diferentes lugares de muestreo, 94 en el río Cotuhé, 52 en el Puré, 51 en el Apaporis y 46 en el Caquetá. En cada lugar de muestreo se utilizó la línea de mano, como el principal arte de pesca. Una vez capturados, los especímenes fueron procesados, mediante escisión de una porción de músculo (entre 30 y 120 g), de la parte media dorsal, la cual fue almacenada en una bolsa con cierre hermético, previamente rotulada, y mantenida en refrigeración a 4 °C hasta ser transportada al laboratorio. Posteriormente, las muestras se almacenaron en hielo y se transportaron al laboratorio, donde se mantuvieron congeladas hasta su análisis (Olivero - Verbel *et al.* 2009).

2.2.2. Toma de muestras de cabello.

Un total de 497 muestras de cabello fueron tomadas de los habitantes de las comunidades que pertenecen a las organizaciones indígenas de CIMTAR (187), PANI (200) y ACIYA-ACIYAVA (115), como se indica en la Tabla 2.

Tabla 2. Sitios de muestreo y número de personas incluidas en el estudio.

Número	Organizaciones	Sitios de Muestreo	Número de personas
1	CIMTAR	Buenos Aires	17
2		Caña Brava	27
3		Nueva Unión	34
4		Puerto Huila	15
5		Puerto Nuevo	6
6		Puerto Ticuna	8
7		Pupuña	41
8		Santa lucía	10
9		Ventura	29
10	PANI	Remanso del Tigre	43
11		Las Palmas	21
12		San Francisco	30
13		Mariápolis	47
14		Manacaro	36
15	ACIYA ACIYAVA	Bocas de Taraira	27
16		Bocas de Ugá	8
17		Ñumi	43
18		Vista Hermosa	32
TOTAL			474

2.3. Fase de laboratorio

Análisis de mercurio: para el análisis de las muestras de cabello se tomaron aproximadamente entre 2 y 2.2 mg de cabello humano y se cuantificó el mercurio total (Hg-Total) en un analizador directo Tri-cell DMA-80 (Milestone Inc., Shelton, Connecticut, USA), siguiendo el método 7473 de la USA EPA. Para la cuantificación se construyeron curvas de calibración, que se consideraron como óptima cuando el coeficiente de regresión fue ≥ 0.99 . El aseguramiento de la calidad analítica de los procedimientos fue verificado a partir del uso de material certificado NIES-13 (National Institute for Environmental Studies, Japan), con concentración de $4.42 \pm 0.20 \mu\text{g/g}$. La totalidad de los resultados se expresaron en peso seco, con precisión $< 10\%$ (desviación estándar relativa). El límite de detección fue de $0.006 \mu\text{g/g}$.

2.4. Riesgo potencial para la salud por consumo de peces contaminados con mercurio

La evaluación de este aspecto se calculó de acuerdo con lo sugerido por la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA 2000), la cual ha sido utilizada por otros autores (Marrugo-Negrete et al. 2008^a; Olivero-Verbel et al. 2015). En este sentido se procedió inicialmente con la estimación de la ingesta diaria de Hg de acuerdo con el tamaño de la porción de pescado consumida (EDIm), lo cual se hizo a partir de la ecuación 1.

$$\text{EDIm} = (\text{MS} * \text{C}) / \text{BW} \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde MS corresponde a la porción estándar de 230g de pescado consumido por un adulto (Hosseini et al. 2013), C es la concentración media de metilmercurio (MeHg) en los peces ($\text{MS} = 0.90 * \text{Mercurio Total de la muestra}$) y BW, es el peso total del cuerpo de un adulto, el cual se ha asumido que es de 70 kg (Marrugo-Negrete et al. 2008b; Copat et al. 2013). Además, siguiendo las recomendaciones de Chien et al. (2002), se asumió que la dosis de Hg adsorbida es igual a la ingerida, y que la cocción de los peces no ejerce un efecto significativo sobre la concentración del metal.

También fue calculado el cociente de peligro (THQ), de acuerdo a lo establecido por la US-EPA (1989), para lo cual se empleó la ecuación 2, tomando el valor de $0.1 \mu\text{g/kg/day}$ como dosis de referencia (RfD) para el metilmercurio. Un valor de THQ superior a 1, indica que puede ocurrir un efecto sistémico adverso cuando se consume una cantidad particular de músculo de pescado contaminado con mercurio.

$$\text{THQ} = \text{EDIm} / \text{RfD} \quad (\text{Ec. 2})$$

Adicionalmente se determinó el número máximo de comidas con pescado, que puede consumir una persona de cada comunidad en una semana (CRmw), que se espera no cause un efecto sistemático crónico. Este cociente se calculó con la ecuación 3 (US-EPA 2000); teniendo como consideración, que el peso promedio de un adulto es de 70 kg (US-EPA 1994) y que la tasa de ingesta diaria de metilmercurio fuera de $7 \mu\text{g/día/adulto}$ ($49 \mu\text{g/semana/adulto}$) (Hosseini et al. 2013).

$$\text{CRmw} = 49 / (\text{C} * \text{MS}) \quad (\text{Ec. 3})$$



También se cálculo la pérdida del coeficiente intelectual, como la probabilidad del riesgo de que un individuo de las comunidades indígenas analizadas tuviera un 5% de posibilidades de afrontar efectos neurológicos adversos, se utilizó el criterio establecido por Sullivan *et al.* (2001), como se describe en la Tabla 3.

Tabla 3. Criterio para la interpretación de la probabilidad del riesgo de un individuo de las comunidades indígenas del Amazonas, de tener un 5% de posibilidades de afrontar efectos neurológicos adversos.

Hg - Total en Cabello (ppm)	Probabilidad de que un 5% presente efectos neurológicos adversos
0-3	0
4	1×10^{-4}
5-6	1×10^{-3}
7	2×10^{-3}
8	3×10^{-3}
9	5×10^{-3}
10	1×10^{-2}
11	1×10^{-1}
12	4×10^{-1}
>13	6×10^{-1}

2.5. Análisis de los datos

Los datos son presentados como la media \pm error estándar. ANOVA fue utilizado para evaluar las diferencias de medias para las concentraciones de Hg-t entre los diferentes sitios de muestreo, comprobando previamente la normalidad y la varianza homogeneidad, utilizando Kolmogorov-Smirnov y Bartlett pruebas, respectivamente. El criterio de significación se estableció en $p < 0.05$. En los casos donde no se cumplieron los supuestos del ANOVA, se realizó el análisis comparativo de Kruskal Wallis, empleándose además como post-test, la comparación de rangos medios de Dunn's. La totalidad de los análisis estadísticos se realizó con el paquete estadístico Prism 6.0.

El resumen gráfico de los aspectos contemplados en la fase de campo y laboratorio se muestra en la Figura 6.



Figura 6. Fases de la metodología. Elaborado por los autores

3. Resultados

3.1 Contenido de mercurio total en el cabello de los habitantes en las organizaciones indígenas del PANI, CIMTAR y ACIYA-ACIYAVA

Los niveles de Hg-t en cabello, así como las distribuciones de frecuencia para los diferentes individuos del Río Caquetá en la Amazonía colombiana son presentados en la Figura 7. Todos los valores excedieron los niveles de seguridad aceptados internacionalmente para el Hg-t en el cabello ($1 \mu\text{g/g}$) (USEPA, 1997, Silbernagel *et al.*, 2011). No fueron encontradas diferencias significativas (ANOVA, $P=0.438$) para las concentraciones de Hg-t en cabello entre las comunidades estudiadas. La concentración media de Hg-t fue de $17.06 \pm 0.61 \mu\text{g/g}$. La distribución de los niveles de Hg-t mostró que el 94% de los voluntarios tenían valores superiores al umbral de la OMS ($5 \mu\text{g/g}$) y el 79% presentaron concentraciones superiores a $10 \mu\text{g/g}$. La distribución de frecuencias mostró que la mayoría de los individuos presentaron concentraciones entre los 5.1 a $25 \mu\text{g/g}$.

Los valores de Hg-t en cabello dentro de las localidades disminuyó en el siguiente orden Las Palmas ($19.7 \pm 1.6 \mu\text{g/g}$) > San Francisco ($17.9 \pm 1.3 \mu\text{g/g}$) > Mariápolis ($17.6 \pm 0.9 \mu\text{g/g}$) > Manacaro ($17.3 \pm 1.8 \mu\text{g/g}$) > Puerto Remanso del Tigre ($15.4 \pm 1.2 \mu\text{g/g}$). Estos datos sugieren que hay una tendencia moderada a encontrar mayor valor de Hg-t aguas arriba en comparación con las estaciones aguas abajo en el Río Caquetá. En este estudio fueron detectadas altas concentraciones de Hg-t en los niños lactantes. Por ejemplo, dos niñas, una de 2 meses (Manacaro) y la otra de 6 meses de edad (Puerto Remanso del Tigre), tenían niveles de Hg-t de 14.3 y $23.2 \mu\text{g/g}$, respectivamente. No fueron encontradas diferencias estadísticamente significativas entre las medias de Hg-t para los diferentes sitios de muestreo (ANOVA, $p > 0.05$).

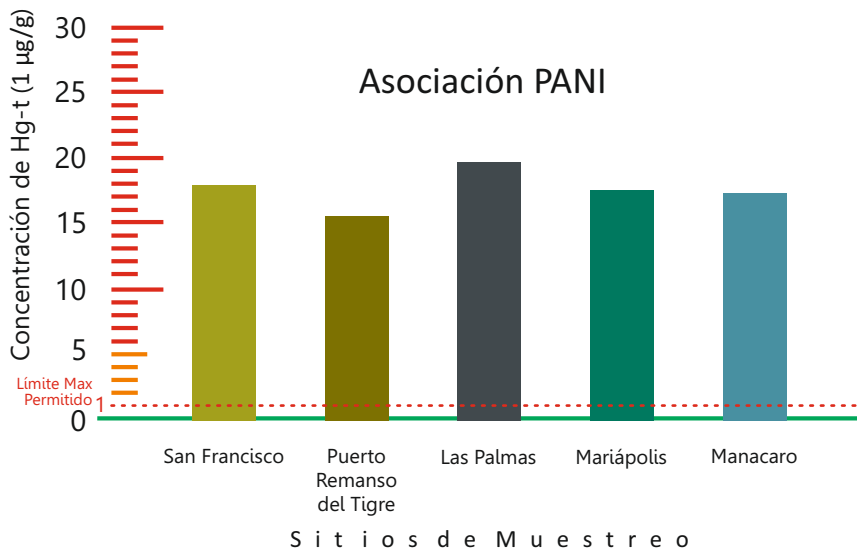


Figura 7. Distribución de las concentraciones de Hg-t en personas analizadas de las comunidades que pertenecen a la organización PANI. La línea roja punteada representa el valor máximo permisible de Hg en cabello humano ($1 \mu\text{g/g}$).



Por otra parte, las concentraciones de Hg-t en cabello de las diferentes comunidades que hacen parte de la organización de CIMTAR son mostradas en la **Figura 8**. En estas la concentración de mercurio en cabello decrece en el siguiente orden: Puerto Huila ($17.89 \pm 2.03 \mu\text{g/g}$) > Puerto Ticuna ($17.65 \pm 2.80 \mu\text{g/g}$) > Buenos Aires ($16.37 \pm 2.00 \mu\text{g/g}$) > Ventura ($15.10 \pm 0.95 \mu\text{g/g}$) > Nueva Unión ($11.06 \pm 0.66 \mu\text{g/g}$) > Puerto Nuevo ($9.31 \pm 1.82 \mu\text{g/g}$) > Caña Brava ($8.21 \pm 0.58 \mu\text{g/g}$) > Pupuña ($5.09 \pm 0.55 \mu\text{g/g}$). Diferencias significativas fueron encontradas entre los diferentes promedios de Hg-t para los distintos sitios de muestreo (ANOVA, $p < 0.05$).

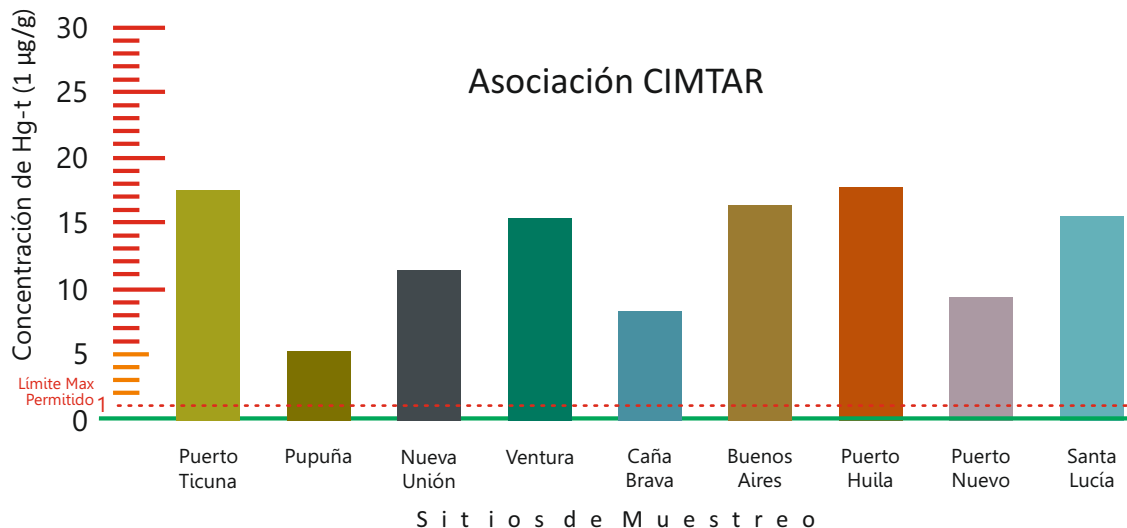


Figura 8. Distribución de las concentraciones de Hg-t en personas analizadas de las comunidades que pertenecen a la organización CIMTAR.

La línea roja punteada representa el valor máximo permisible de Hg en cabello humano ($1 \mu\text{g/g}$).

Las comunidades de Bocas de Taraira ($34.87 \pm 2.39 \mu\text{g/g}$), Bocas de Ugá ($16.56 \pm 2.17 \mu\text{g/g}$), Ñumi ($22.22 \pm 1.74 \mu\text{g/g}$) y Vista Hermosa ($15.59 \pm 1.14 \mu\text{g/g}$) de la cuenca del Río Apaporis presentaron niveles de Hg-t en cabello superiores a $1 \mu\text{g/g}$. Diferencias significativas fueron encontradas entre Vista Hermosa, Bocas de Ugá y Ñumi con respecto a Bocas de Taraira, así mismo entre Ñumi y Vista Hermosa (ANOVA, $p < 0.05$) (**Figura 9**).

En general, el promedio de los niveles de Hg-t son mostrados en la **Figura 10**. Diferencias significativas fueron encontradas entre las concentraciones de Hg-t en el Río Caquetá (Asociación PANI) y los observados con respecto para los ríos Cotuhe (CIMTAR) y Apaporis (ACIYA - ACITAVA). Además, entre el Río Cotuhe y el Río Apaporis fueron encontradas diferencias significativas (ANOVA, $p < 0.05$). Las concentraciones más altas fueron encontradas en los habitantes del Río Apaporis ($22.98 \pm 1.19 \mu\text{g/g}$) y las más bajas en el Río Cotuhé ($11.11 \pm 0.49 \mu\text{g/g}$).

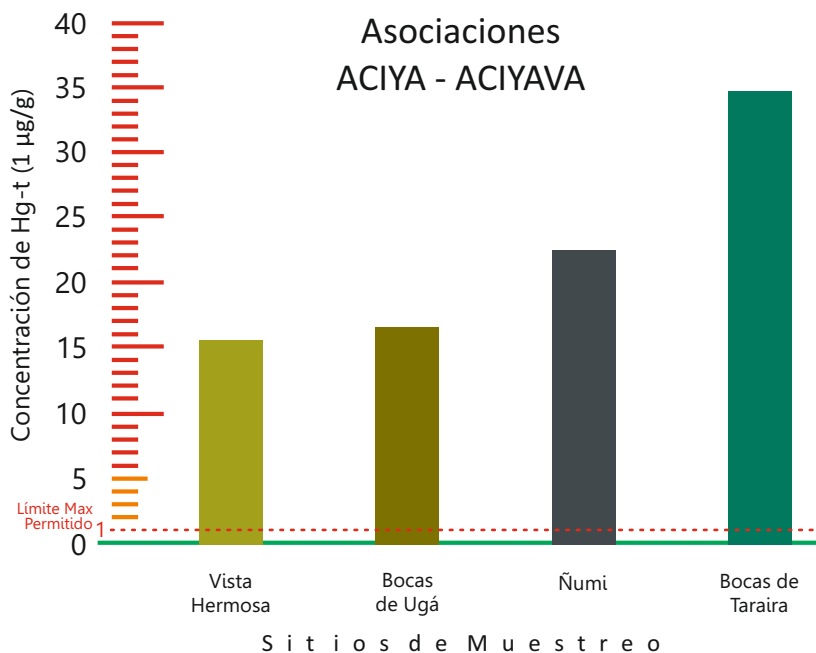


Figura 9. Distribución de las concentraciones de Hg-t en personas analizadas de las comunidades que pertenecen a las organizaciones ACIYA-ACIYAVA. La línea roja punteada representa el valor máximo permisible de Hg en cabello humano (1 µg/g).

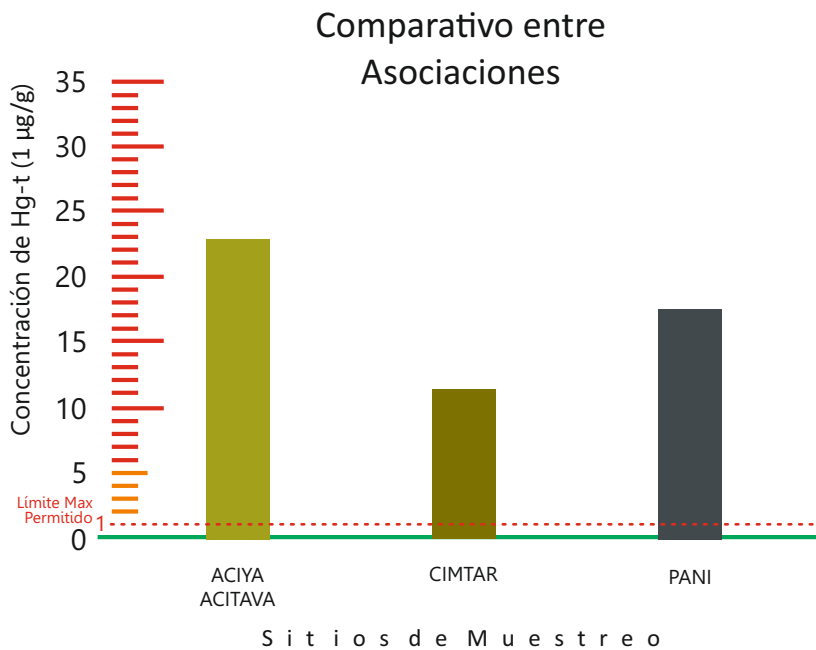


Figura 10. Niveles de Hg-t en las comunidades de las organizaciones PANI, CIMTAR y ACIYA-ACIYAVA. La línea roja punteada representa el valor máximo permisible de Hg en cabello humano (1 µg/g).



Dependiendo de las concentraciones de Hg-t en los participantes, estas fueron agrupadas desde ≤ 1 hasta $>20 \mu\text{g/g}$ (Tabla 4). De acuerdo con esta distribución, un porcentaje mayor al 50% fue encontrado en las comunidades de ACIYA-ACIYAVA para niveles de Hg-t $>20 \mu\text{g/g}$, mientras que un 33% y un 11% fueron observados para las comunidades del PANI y CIMTAR, respectivamente. Sin embargo, CIMTAR fue la única asociación con niveles de Hg-t inferiores a $1 \mu\text{g/g}$ y el porcentaje más alto de sus habitantes fue encontrado en concentraciones >10 hasta $20 \mu\text{g/g}$. Por lo anterior, algunas recomendaciones son mostradas en la Tabla 5.

Tabla 4. Contenido de Hg-t de los participantes provenientes de las Asociaciones indígenas del PANI, CIMTAR y ACIYA-ACIYAVA

Asociación	Hg-t ($\mu\text{g/g}$)*									
	≤ 1	%	>1 hasta 5	%	>5 hasta 10	%	>10 hasta 20	%	>20	%
PANI	0	0	12	6	31	15	91	46	66	33
CIMTAR	1	0.5	29	15	67	36	69	37	21	11
ACIYA ACITAVA	0	0	8	7	8	7	37	32	62	54
Total	1	0.2	49	9.8	106	21	197	39	149	30

*n, %.

Tabla 5. Recomendaciones para los participantes del estudio dependiendo de la concentración de mercurio encontrada en cabello

Concentración de mercurio	Recomendación
Menor que 1 ppm	Ninguna
Entre 1 y 5 ppm	Disminuya el consumo de peces carnívoros
Entre 5 y 10 ppm	Restrinja el consumo de pescado
Mayor que 10 ppm	Suspenda el consumo de pescado, consulte al médico y realice nuevamente el análisis de mercurio en cabello

3.2. Contenido de mercurio en peces

Las concentraciones de Hg-t en músculo de pescado del Río Caquetá, así como los valores de ingesta diaria de Hg estimada por comida con pescado (EDIm: $\mu\text{g Hg-t/kg/día}$), el cociente de riesgo (THQ), y la tasa máxima permitida de consumo de pescado en comidas/semana (CRMw) en adultos, son presentados en la Tabla 6. En esta fue posible observar que los niveles más altos de Hg-t fueron encontrados en las especies *Cichla ocellaris* (Tucunare), *Ageneiosus inermis* (Jura jura) y *Platynematich thysnotatus* (Capaz); sin embargo, otras 13 especies, también presentaron valores de Hg-t superiores a la concentración máxima admisible de $0.5 \mu\text{g/g}$; mientras que las



especies *Pirinampus pirinampu* (Barba chata) y *Mylossoma duriventre* (Palometa), fueron las especies que tuvieron menor concentración de este metal.

Las estimaciones sobre la ingesta diaria de Hg (EDIm) por el consumo de varias especies de peces, sugieren que este indicador en el 65% de las especies analizadas, supera el valor sugerido por el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA) para el Hg-t – (0.004 mg/kg por semana, es decir 0.571 $\mu\text{g}/\text{kg}$ por día); destacándose entre este conjunto las especies *C. Ocellaris*, *A. inermis*, *P. thysonatus*, por presentar los valores más altos, 4.73, 3.73 y 3.11 $\mu\text{g}/\text{kg}$ por día, respectivamente; mientras que en el 35% de especies que presentaron valores inferiores al sugerido, se destacan *M. Duriventre* y *P. pirinampu*, por tener ambas el valor más bajo (0.3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ por día). Estos resultados están de acuerdo con los valores de THQ calculados. De hecho, todas las especies de peces representan un posible riesgo de efectos sistémicos crónicos derivados de su contenido de Hg, con valores de THQ mayores que 2.0.

El análisis en conjunto de los valores de THQ y del número máximo de comidas con pescado, que puede consumir una persona de cada comunidad en una semana (Crmw), *P. pirinampu* (Barba chata) *M. Duriventre* (Palometa), *P. squamosissimus* (Curvinata) y *S. Rhombeus* (Piraña), como las de menor riesgo para la salud, al momento de ser consumidas. Además el análisis comparativo por sitio de muestreo de los indicadores de riesgo para la salud EDIm y THQ, indicados en la figura 11 (a y b), muestra que solo existen diferencias estadísticamente significativas (p -valor < 0.05), entre los especímenes encontrados en los indicadores de los ríos Puré y Apaporis, caracterizándose este último por ser quien presenta el menor valor de ambos indicadores.



Tabla 6. Contenido de Hg-t, e indicadores de riesgo para la salud, por consumo de peces de los Ríos Caquetá, Apaporis, Cotuhé y Puré.

Nombre científico	Nombre vernacular	Nivel trófico	Hábitos alimenticios	Río	n	Media ± EE(μg/g)*	EDIm	THQ	Crmw
<i>Cichla ocellaris</i>	Tucunare	4.5	Piscívoro ^a	Caquetá	2	1.54 ±	4.73	47.31	0
<i>Ageneiosus inermis</i>	Jurajura			Apaporis	1	0.25	0.74	7.39	1
	Bocón			Puré	3	1.26 ±	3.73	37.26	0
<i>Pinirampus pinirampu</i>	Barba chata, Blanquiña	4.5	Piscívoro ^a	Caquetá	4	1.26 ±	0.30	2.96	2
				Puré	3	0.47 ±	1.39	13.9	1
<i>Calophysus macropterus</i>	Mota, Simi,	3.2	Carnívoro ^a	Caquetá	4	1.08 ±	2.37	23.66	0
	Tucunare			Puré	12	0.55 ±	1.63	16.26	0
<i>Platynemateich thysnotatus</i>	Capaz	4.3	Piscívoro ^e	Caquetá	2	1.07 ±	3.11	31.05	0
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	Bagre rayado	4.5	Piscívoro ^b	Caquetá	3	0.96 ±	0.89	8.87	1
<i>Callichthys callichthys</i>	Cascariduro			Puré	1	0.81	2.4	23.95	0
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	Payara			Apaporis	1	0.18	0.53	5.32	1
	Perro			Puré	6	0.78	2.31	23.07	0
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Piraña, Puño			Apaporis	2	0.12 ±	0.35	3.55	2
				Puré	9	0.78	2.31	23.07	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	Dormilon	4.5	Piscívoro ^a	Caquetá	5	0.73 ±	2.13	21.29	0
				Cotuhé	8	0.39 ±	1.15	11.53	1
<i>Semaprochilodus laticeps</i>	Yaraqui			Puré	1	0.71	2.1	21	0
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>	Bagre rayado	4.4	Piscívoro ^b	Caquetá	2	0.65 ±	1.92	19.22	0
<i>Potamorhina latior</i>	Chillón			Puré	1	0.65	1.92	19.22	0
<i>Triporthes angulatus</i>	Sardina	2.7	Omnívoro ^b	Caquetá	4	0.15 ±	0.44	4.44	1
	Arenca			Puré	6	0.60 ±	1.77	17.74	0
<i>Brachyplatystoma</i>	Dorada			Puré	4	0.57	1.69	16.86	0
<i>Brycon cephalus</i>	Sabaleta			Puré	2	0.55	1.63	16.26	0
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Pintadillo	4.5	Piscívoro ^b	Apaporis	1	0.18	0.53	5.32	1
				Cotuhé	5	0.53 ±	1.57	15.67	0
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	Arawana			Puré	1	0.41	1.21	12.12	1
<i>Myleus pacu</i>	Bacu			Puré	1	0.44	1.3	13.01	1
<i>Laemolyta varia</i>	Yuca			Puré	1	0.33	0.98	9.76	1
<i>Astronotus ocellatus</i>				Cotuhé	4	0.16 ±	0.47	4.73	1
<i>Leiarius marmoratus</i>	Yauqe	4.5	Piscívoro ^d	Caquetá	2	0.15 ±	0.44	4.44	1
<i>Brycon amazonicus</i>	Sábalo	3.0	Omnívoro ^c	Caquetá	15	0.14 ±	0.41	4.14	2
<i>Laemolyta garmani</i>	Omima			Puré	1	0.15	0.44	4.44	2
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Curvinata			Apaporis	1	0.12	0.35	3.55	2
<i>Mylossoma duriventre</i>	Palometa	2.8	Herbívoro ^b	Caquetá	3	0.10 ±	0.30	2.96	2
				Cotuhé	1	0.12	0.35	3.55	2

*. Concentraciones de Hg-t en peso húmedo a. Bastos *et al.* (2015); b. Maurice-Bourgoin *et al.*, (2000); c. Zaniboni Filho *et al.* (2006); d. Layman *et al.* (2005); e. Hoeninghaus *et al.*, (2003); Las dos secciones en que se ha dividido la tabla, indican para el caso de la parte roja las especies con promedio de Hg.t superior al sugerido por la CEC (2001); la verde indica las que tienen concentraciones inferiores a ese indicador.

4. Discusión

Metales tóxicos como el Hg han sido utilizados en una variedad de aplicaciones, en particular en los países en desarrollo como Colombia. En este documento son reportados los niveles de Hg-t en cabello humano para la cuenca de diversos ríos Amazónicos, Caquetá, Cotuhé y Apaporis. De igual forma son mostradas las concentraciones de Hg-t en peces del Río Caquetá, estimando los riesgos para la salud basados en la exposición al Hg.

Mercurio en cabello humano

Las concentraciones de Hg-t en cabello excedieron la dosis de referencia de 1 $\mu\text{g/g}$ en todos los individuos de las comunidades pertenecientes a las organizaciones indígenas del PANI, CIMTAR y ACIYA-ACIYAVA.

Las concentraciones medias de Hg-t en cabello humano reportadas para las comunidades de la organizaciones indígenas PANI (17.06 $\mu\text{g/g}$), CIMTAR (11.11 \pm 0.49 $\mu\text{g/g}$) y ACIYA-ACIYAVA (22.98 \pm 1.19 $\mu\text{g/g}$) fueron superiores a los registrados previamente en otras áreas, donde la contaminación por Hg ha sido reconocida como un problema debido al minería en Colombia, como en el Distrito Minero de San Martín de Loba (Bolívar) (2.1 $\mu\text{g/g}$) (Olivero-Verbel *et al.* 2015), Ayapel (Córdoba) (2.2 $\mu\text{g/g}$) (Gracia *et al.* 2010) y Caimito (Sucre) (4.9 $\mu\text{g/g}$) (Olivero *et al.* 2002). Valores altos (>10 $\mu\text{g/g}$) de Hg-t en humanos de otras regiones amazónicas en Brasil también han sido reportados por diferentes autores (de Campos *et al.* 2002; Dórea *et al.* 2005).

A pesar de que las concentraciones de Hg-t de cabello humano reportadas en este estudio para las tres sectores (PANI, CIMTAR y ACIYA-ACIYAVA) son más bajas que los valores asociados con los efectos el sistema nervioso (50 $\mu\text{g/g}$ en cabello) (WHO, 1990), hay algunas personas con niveles muy altos (>40 $\mu\text{g/g}$) de Hg en cabellos para el Caquetá (2% de la muestra, con una media de 43.47 $\mu\text{g/g}$) Apaporis (10% de la muestra, con una media de 47.25 $\mu\text{g/g}$) y Cotuhe estuvieron por debajo de ese valor. Las anteriores concentraciones merecen atención especial por parte de las autoridades.

Niveles de Hg-t en niños menores de 2 años provenientes del Caquetá (9.03 $\mu\text{g/g}$) fueron mayores que los encontrado por Barbosa *et al.* (1998) (7.3 $\mu\text{g/g}$) y (Monrroy *et al.*, 2008) (5.2 $\mu\text{g/g}$). Los alimentos consumidos por las madres constituyen la principal vía de exposición a Hg por el feto, y la leche materna para los lactantes. Sin embargo, otros factores como el lugar de residencia, edad de la madre y la etapa de la lactancia también son importantes para la acumulación de Hg (Dorea y Donangelo, 2006).

Varios estudios han demostrado que una de las principales fuentes de contaminación por Hg en el Amazonas, específicamente en Brasil, se atribuye normalmente a la extracción de oro (Akagi *et al.* 1995, Palheta y Taylor 1995, Malm 1998, Castilhos *et al.* 2015). De hecho, es ampliamente conocido que altas cantidades de Hg procedentes de la extracción de oro se descargan anualmente sin ningún control, constituyendo un riesgo potencial para la salud humana y el ambiente (Palheta y Taylor 1995). Cabe destacar que en general, los grupos indígenas aledaños a



las cuencas de los ríos Caquetá (PANI), Apaporis (ACIYA-ACIYAVA) y Cotuhe (CIMTAR), no participan en las actividades de extracción de oro y son únicamente víctimas del impacto de este metal tóxico.

Las autoridades locales han afirmado que la extracción de oro por parte los mineros, en su mayoría colonos y extranjeros, es realizada directamente sobre el cauce del Río. Para ello, utilizan embarcaciones artesanales, con las que extraen por succión desde el fondo, sedimentos que luego se tratan in situ con Hg; proceso que facilita la liberación al agua y al aire, de este y otros metales pesados. Esta práctica debe ser prohibida por el gobierno nacional, ya que contamina y destruye los ríos. Además de la minería de oro, en la Amazonia también se desarrollan prácticas poco amigables con el ambiente, como la deforestación que conduce a la pérdida de cobertura vegetal (Roulet *et al.* 2000), que sirve como hábitat para múltiples especies de animales, y además acelera los procesos de erosión en las cuencas (Fostier *et al.* 2015)

El Hg en los seres humanos parece resultado del proceso de bioamplificación a lo largo cadena y la exposición humana es generada por la ingesta de alimentos contaminados, en particular pescado. Los peces amazónicos son la fuente de proteínas para las poblaciones ribereñas locales, y la pesca es un actividad económica tradicional en toda la región (Dórea 2004; Vieira *et al.*, 2013). Los indígenas locales, que tienen un alto consumo diario de pescado, están expuestos al MeHg a través de la dieta con pescado contaminado de la minería de oro en los ríos, en algunos casos la actividad minera es realizada lejos de donde estos viven (Li *et al.*, 2010).

Finalmente, debido a los altos niveles de Hg-t encontrados en los voluntarios en cada comunidad en particular y de manera general, se estimó la probabilidad de que estos tuvieran un 5% de riesgo de presentar efectos neurológicos adversos. Los resultados de estas estimaciones se muestran en la **Figura 12** (página siguiente), donde se observa que una proporción igual o mayor al 70% de los voluntarios que habitan en las comunidades de las organizaciones indígenas de ACIYA-ACIYAVA y PANI, tienen mayor riesgo de desarrollar efectos neurológicos adversos, respecto a los de la organización CIMTAR. Los efectos toxicológicos del Hg son bien conocidos después de la Enfermedad de Minamata (Kurland *et al.*, 1960). Razón por la cual, estas comunidades deben reducir la ingesta de alimentos como los peces contaminados con este metal, y de esta forma evitar los daños que este ocasiona sobre su calidad de vida.

Niveles de mercurio en peces

Como ha sido ampliamente estudiado, las especies carnívoras son grandes indicadores de la contaminación por Hg y su incorporación en la dieta humana debe considerarse con mucha precaución sobre la base de los datos del análisis de Hg. Varios estudios han mostrado concentraciones de Hg en los peces para las mismas especies examinadas en este estudio de diferentes países tales como Brasil (Beltran-Pedrerros *et al.* 2011), Bolivia (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000), Colombia ((Marrugo-Negrete *et al.*, 2008b), Surinam (Mol *et al.*, 2001) y Perú (Diringer *et al.*, 2015).

El 37% de las muestras de peces evaluadas presentaron concentraciones de Hg-t superior a la concentración máxima recomendada por la Organización Mundial de Salud para consumo

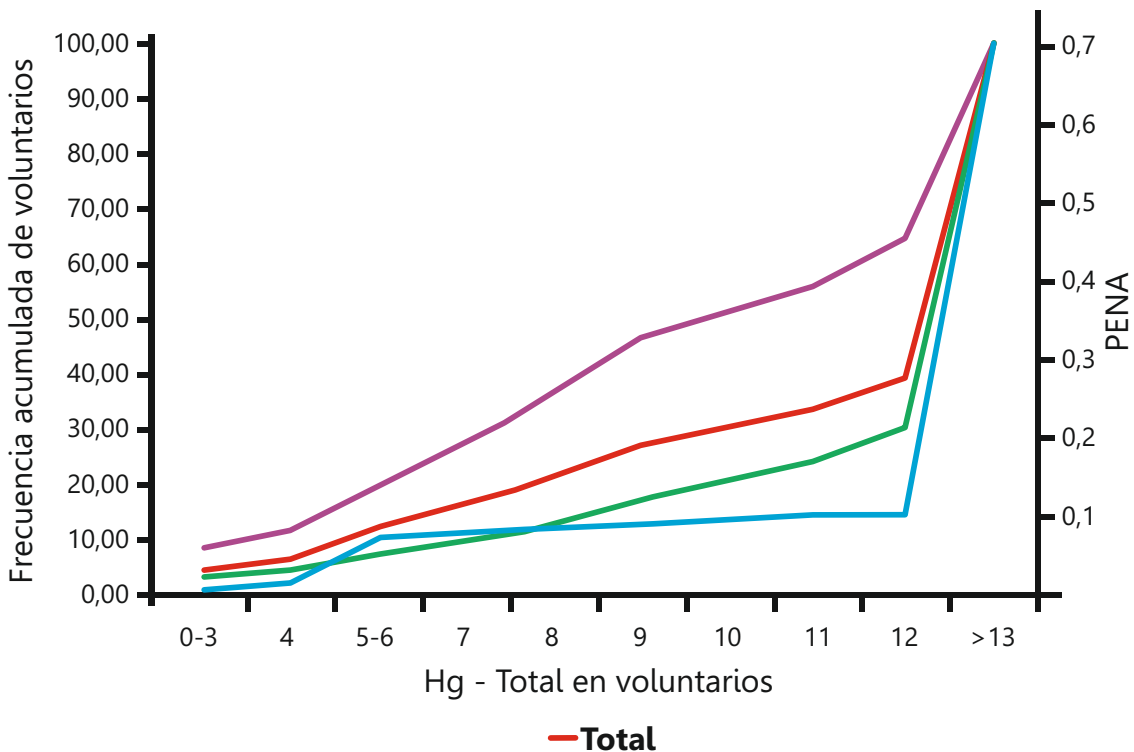


Figura 11. Probabilidad de tener un 5% de posibilidades de afrontar efectos neurológicos adversos (PEENA); de acuerdo con el criterio de Sullivan *et al.* (2001).
PENA: probabilidad de efecto neurológico adverso.
Color azul: ACIYA-ACIYAVA; Color verde: PANI; Color morado: CIMTAR.

humano ($0.5 \mu\text{g/g}$). Además, el resultado reportado para T-Hg en *H. malabaricus* de ecosistemas acuáticos de la minería de oro en Colombia (Olivero y Solano 1998; Marrugo-Negrete *et al.*, 2008b) fueron inferiores a los observados en este estudio, lo que sugiere que la región amazónica tiene características únicas que lo hacen más propenso a facilitar el Hg en la biota. Especies como *Calophysus macropterus* presentaron valores superiores ($0.80 \mu\text{g/g}$) a los publicados por Beltran-Pedrerros *et al.* (2011) en Brasil ($0.528 \mu\text{g/g}$)

Incluso si los niveles de Hg en algunas especies de peces están por debajo de los recomendados de las regulaciones internacionales (USEPA 1997, CEC 2001), el límite máximo de consumo de pescado (Tabla 6) para aquellos con bajas concentraciones de Hg-t se restringe a dos comidas/semana, lo que sugiere que los peces disponibles representan un riesgo para la salud de los consumidores. En general, especies tales como *C. macropterus*, *P. notatus*, *P. punctifer*, *H. malabaricus* y *C. ocellaris* deben ser analizadas en la dieta de las comunidades. También debe tenerse en cuenta que en modelos animales, la exposición a MeHg afecta la capacidad reproductiva y esto puede conducir a la infertilidad (Homma-Takeda *et al.* 2001, da Silva *et al.* 2011).



5. Conclusiones

- ✓ Las concentraciones de Hg-t en el cabello de los habitantes de las comunidades de las organizaciones indígenas PANI, CIMTAR y ACIYA-ACITAVA excedieron los niveles de referencia de la USEPA (1 µg /g) en un 100, 100 y 99.5%, respectivamente. Así mismo el umbral establecido por la OMS (5 µg/g) en el 94%, 93% y 84%, respectivamente.
- ✓ El consumo de peces en el Amazonas constituye una importante fuente de exposición a Hg en las comunidades indígenas.
- ✓ Las especies de peces con bajo riesgo toxicológico que por su contenido de Hg pueden ser consumidas con el menor riesgo de exposición al metal son *M. duriventre*, *Brycon amazonicus* y *P. Pirinampu*. Sugiriéndose además que la ingesta no sea mayor a dos veces por semana.
- ✓ Es vital complementar el estudio de peces con otros elementos pertenecientes a la biología de los recursos hidrobiológico, ya que el análisis sería más integral en ver el estado de los distintos cuerpos de agua y las especies que habitan allí.
- ✓ Aunque estos estudios no son concluyentes es necesario tomar medidas en cuanto a los efectos adversos y nocivos para la salud de los habitantes de estas regiones en donde la dieta se basa principalmente en pescados.
- ✓ En cuanto a las mujeres en edad reproductiva y sus hijos es necesario hacer seguimiento estricto e incluir dentro de los exámenes de control prenatal la medición de mercurio en cabello o sangre para poder realizar intervenciones oportunas y así disminuir riesgos de afectación del sistema neurológico en el desarrollo del feto, destacando que el consumo de pescado en la etapa gestacional aporta ácidos grasos importantes para el crecimiento y neurodesarrollo del feto.

6. Recomendaciones

- 💡 Fortalecer el trabajo con las instituciones y las autoridades indígenas para la protección del territorio antes las actividades de minería ilegal.
- 💡 Realizar campañas de educación ambiental donde se promueva entre las comunidades indígenas el consumo de peces pequeños, preferiblemente de caños, y que no sean carnívoros.
- 💡 Las comunidades indígenas del Amazonas deben recibir capacitación encaminada a la generación de proyectos productivos que les permitan obtener proteína animal a partir de una fuente diferente a los peces, que además tenga menor probabilidad de riesgo por contaminación con Hg.

- 💡 Realizar seguimiento continuo de los niños con niveles $>5\mu\text{g/g}$ durante su infancia y evaluar las posibles asociaciones de la dieta a base de pescado.
- 💡 Ampliar el campo de estudio al suelo, sedimento y agua para la aplicación de métodos que permitan un mejor análisis epidemiológico de la situación.
- 💡 Realizar estudios comparativos y analíticos de casos y controles para aproximar la realidad bajo un contexto epidemiológico.
- 💡 Socializar estos resultados a los equipos médicos de la zona para que tengan entre sus diagnósticos diferenciales la intoxicación crónica o aguda por mercurio, incluso ante brotes de malaria.
- 💡 Elaborar protocolo o guía de atención clínica de intoxicación por este metal para la atención de mujeres gestantes, niños lactantes y adulto con sospecha clínica de intoxicación por mercurio.
- 💡 De las especies de peces muestreadas, las que fueron identificadas con niveles altos por encima de lo permitido se recomienda disminuir su consumo.
- 💡 Preservar las especies que presentaron menores niveles de mercurio para disminuir las probabilidades y el riesgo de aumentar la concentración de mercurio en los individuos que tienen como única fuente de proteína el pescado.
- 💡 Establecer seguimiento continuo a las concentraciones de mercurio en peces.
- 💡 Consumir preferiblemente especies de peces vegetarianos.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a las Organizaciones Indígenas (PANI, ACIYA-ACIYAVA, CIMTAR) y sus comunidades, Secretaria de Salud del Amazonas, Ministerio del Interior – Dirección de Asuntos Indígenas, ROM y Minorías, Fuerza Aérea, Fondo Patrimonio Natural (Iniciativa para la conservación en la Amazonía Andina – ICAA), Sinchi, Corpoamazonia. Igualmente a las áreas protegidas de la Dirección Territorial Amazonia de Parques Nacionales Naturales de Colombia y a la Universidad de Cartagena.



8. Referencias

- Akagi, H., Malm, O., Branches, F., Kinjo, Y., Kashima, Y., Guimaraes, J., Oliveira, R., Haraguchi, K., Pfeiffer, W. y Takizawa, Y. (1995). Human exposure to mercury due to goldmining in the Tapajos river basin, Amazon, Brazil: speciation of mercury in human hair, blood and urine. Pages 85-94 *Mercury as a Global Pollutant*. Springer.
- Arcagni, M., Juncos, R., Rizzo, A., Pavlin, M., Fajon, V., Arribère, M. A., Horvat, M. y Guevara, S. R. (2018). Species-and habitat-specific bioaccumulation of total mercury and methylmercury in the food web of a deep oligotrophic lake. *Science of the Total Environment*. 612,1311-1319.
- Arrifano, G. P., Martín-Doimeadios, R. C. R., Jiménez-Moreno, M., Ramírez-Mateos, V., da Silva, N. F., Souza-Monteiro, J. R., Augusto-Oliveira, M., Paraense, R. S., Macchi, B. M. y do Nascimento, J. L. M. (2018). Large-scale projects in the amazon and human exposure to mercury: The case-study of the Tucuruí Dam. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 147,299-305.
- Barbosa, A., Silva, S. y Dórea, J. (1998). Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon basin. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 34,100-105.
- Barges, A. (2008). Culture, territories, and confidence in food: An anthropological view on health in the context of environmental pollution and socio-political tension. *Appetite*. 51,30-33.
- Bastos, W. R., Dórea, J. G., Bernardi, J. V. E., Lauthartte, L. C., Mussu, M. H., Lacerda, L. D. y Malm, O. (2015). Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environmental Research*. 140,191-197.
- Beltran-Pedrerros, S., Zuanon, J., Leite, R. G., Peleja, J. R. P., Mendonça, A. B. y Forsberg, B. R. (2011). Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*. 9,901-908.
- Cano, A. y Stevenson, P. R. (2009). Diversidad y composición florística de tres tipos de bosque en la Estación Biológica Caparú, Vaupés. *Colombia forestal*. 12,63-80.
- Castilhos, Z., Rodrigues-Filho, S., Cesar, R., Rodrigues, A. P., Villas-Bôas, R., de Jesus, I., Lima, M., Faial, K., Miranda, A. y Brabo, E. (2015). Human exposure and risk assessment associated with mercury contamination in artisanal gold mining areas in the Brazilian Amazon. *Environmental Science and Pollution Research*. 22,11255-11264.
- Castro, M., Albert, B. y Pfeiffer, W. (1991). Mercury levels in Yanomami indians hair from Roraima-Brazil. 1,367-370.
- CEC. (2001). Commission of the European Communities. COMMISSION REGULATION (EC) No 466/2001 of 2001. Available at: <http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/chem-chim/contaminants-guidelinesdirectives-eng.php>.
- Charlebois, C. T. (1978). High mercury levels in Indians and Inuits (Eskimos) in Canada. *Ambio*,204-210.
- Cheng, J., Yuan, T., Wang, W., Jia, J., Lin, X., Qu, L. y Ding, Z. (2006). Mercury pollution in two typical areas in Guizhou province, China and its neurotoxic effects in the brains of rats fed with local polluted rice. *Environmental Geochemistry and Health*. 28,499-507.
- Chien L-C, Hung T-C, Choang K-Y, Yeh C-Y, Meng P-J, Shieh M-J, Han B-C (2002) Daily intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for fishermen in Taiwan. *Sci Total Environ* 285:177-185. doi:10.1016/S0048-9697(01)00916-0
- Copat C, Arena G, Fiore M, Ledda C, Fallico R, Sciacca S, Ferrante M (2013) Heavy metals concentrations in fish and shellfish from eastern Mediterranean Sea: consumption advisories. *Food Chem Toxicol* 53: 33-37. doi:10.1016/j.fct.2012.11.038
- da Silva, D. A. F., Teixeira, C. T., Scarano, W. R., Favareto, A. P. A., Fernandez, C. D., Grotto, D., Barbosa, F. y Kempinas, W. D. G. (2011). Effects of methylmercury on male reproductive functions in Wistar rats. *Reproductive Toxicology*. 31,431-439.
- de Campos, M. S., Sarkis, J. E. S., Müller, R. C. S., da Silva Brabo, E. y de Oliveira Santos, E. (2002). Correlation between mercury and selenium concentrations in Indian hair from Rondônia State, Amazon region, Brazil. *Science of the Total Environment*. 287,155-161.
- Díaz-Arriaga, F. A. (2014). Mercury in ASGM and its impact on water resources used for domestic water supply. *Revista de Salud Pública*. 16,947-957.

- Diringer, S. E., Feingold, B. J., Ortiz, E. J., Gallis, J. A., Araújo-Flores, J. M., Berky, A., Pan, W. K. y Hsu-Kim, H. (2015). River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 17,478-487.
- Dórea, J. G. (2004). Cassava cyanogens and fish mercury are high but safely consumed in the diet of native Amazonians. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 57,248-256.
- Dórea, J. G., de Souza, J. R., Rodrigues, P., Ferrari, Í. y Barbosa, A. C. (2005). Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia. *Environmental Research*. 97,209-219.
- Dorea, J. G. y Donangelo, C. M. (2006). Early (in uterus and infant) exposure to mercury and lead. *Clinical Nutrition*. 25,369-376.
- Dranguet, P., Le Faucheur, S. y Slaveykova, V. I. (2017). Mercury bioavailability, transformations and effects to freshwater biofilms. *Environmental Toxicology and Chemistry*.
- Fostier, A. H., Melendez-Perez, J. J. y Richter, L. (2015). Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest. *Environmental Pollution*. 206,605-610.
- Fréry, N., Maury-Brachet, R., Maillot, E., Deheeger, M., De Merona, B. y Boudou, A. (2001). Gold-mining activities and mercury contamination of native amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake. *Environmental Health Perspectives*. 109,449.
- Gómez-Restrepo, C., Rincón, C. J. y Urrego-Mendoza, Z. (2016). Salud mental, sufrimiento emocional, problemas y trastornos mentales de indígenas colombianos. Datos de la Encuesta Nacional de Salud Mental 2015. *Revista Colombiana de Psiquiatría*. 45,119-126.
- Gracia, L., Marrugo, J. L. y Alvis, E. M. (2010). Mercury contamination in humans and fishes in the municipality of Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*. 28,118-124.
- Hoeinghaus, D. J., Layman, C. A., Arrington, D. A. y Winemiller, K. O. (2003). Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes*. 67,379-387.
- Homma-Takeda, S., Kugenuma, Y., Iwamuro, T., Kumagai, Y. y Shimojo, N. (2001). Impairment of spermatogenesis in rats by methylmercury: involvement of stage-and cell-specific germ cell apoptosis. *Toxicology*. 169,25-35.
- Hosseini SM, Mirghaffari N, Sufiani NM, Hosseini SV, Ghasemi AF (2013) Risk assessment of the total mercury in Golden gray mullet (*Liza aurata*) from Caspian Sea. *IntIJ Aquat Biol* 1:258–265 .
- Iwata, T., Takaoka, S., Sakamoto, M., Maeda, E., Nakamura, M., Liu, X.-J. y Murata, K. (2016). Characteristics of hand tremor and postural sway in patients with fetal-type Minamata disease. *The Journal of Toxicological Sciences*. 41,757-763.
- Jalata, A. (2016). Phases of terrorism in the age of globalization: From Christopher Columbus to Osama bin Laden. Springer.
- JECFA. (2010). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Seventy-second meeting. Rome, 16–25 February 2010. Summary and conclusions. JECFA/72/SC. Food and Agriculture Organization of the United Nations World Health Organization. Issued 16th March 2010. Available in: http://www.who.int/foodsafety/chem/summary72_rev.pdf. FAO/WHO.
- Kurland, T., Faro, S. N. y Siedler, H. (1960). Minamata disease. The outbreak of a neurologic disorder in Minamata, Japan, and its relationship to the ingestion of seafood contaminated by mercuric compounds. *World Neurology*. 1,370-395.
- Kwaansa-Ansah, E., Basu, N. y Nriagu, J. (2010). Environmental and occupational exposures to mercury among indigenous people in Dunkwa-On-Offin, a small scale gold mining area in the south-west of Ghana. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 85,476-480.
- Layman, C. A., Winemiller, K. O., Arrington, D. A. y Jepsen, D. B. (2005). Body size and trophic position in a diverse tropical food web. *Ecology*. 86,2530-2535.
- Li, P., Feng, X. y Qiu, G. (2010). Methylmercury exposure and health effects from rice and fish consumption: a review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 7,2666-2691.



- MacDonald, T. C., Korbas, M., James, A. K., Sylvain, N. J., Hackett, M. J., Nehzati, S., Krone, P. H., George, G. N. y Pickering, I. J. (2015). Interaction of mercury and selenium in the larval stage zebrafish vertebrate model. *Metallomics*. 7,1247-1255.
- Malm, O. (1998). Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*. 77,73-78.
- Monteagudo, F.A. (2001). Evaluación de la contaminación por mercurio en población de mineros artesanales de oro de la comunidad de Santa Filomena. Ayacucho, Perú.
- Marrugo-Negrete, J., Verbel, J. O., Ceballos, E. L. y Benitez, L. N. (2008a). Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*. 30,21-30.
- Marrugo-Negrete, J., Benitez, L. N. y Olivero-Verbel, J. (2008b). Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Archives of environmental contamination and toxicology*. 55,305-316.
- Maurice-Bourgoin, L., Quiroga, I., Chincheros, J. y Courau, P. (2000). Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Science of the Total Environment*. 260,73-86.
- May Júnior, J. A., Quigley, H., Hoogesteijh, R., Tortato, F. R., Devlin, A., Carvalho Júnior, R. M., Morato, R. G., Sartorello, L. R., Rampim, L. E. y Haberfeld, M. (2017). Mercury content in the fur of jaguars (*Panthera onca*) from two areas under different levels of gold mining impact in the Brazilian Pantanal. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*,0-0.
- Mol, J. H., Ramlal, J. S., Lietar, C. y Verloo, M. (2001). Mercury contamination in freshwater, estuarine, and marine fishes in relation to small-scale gold mining in Suriname, South America. *Environmental Research*. 86,183-197.
- Monrroy, S. X. L., Lopez, R. W., Roulet, M. y Benefice, E. (2008). Lifestyle and mercury contamination of Amerindian populations along the Beni river (lowland Bolivia). *Journal of Environmental Health*. 71,44-50.
- Okang'Odumo, B., Carbonell, G., Angeyo, H. K., Patel, J. P., Torrijos, M. y Martín, J. A. R. (2014). Impact of gold mining associated with mercury contamination in soil, biota sediments and tailings in Kenya. *Environmental Science and Pollution Research*. 21,12426-12435.
- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K. y Torres-Fuentes, N. (2009). Assessment of mercury in muscle of fish from Cartagena Bay, a tropical estuary at the north of Colombia. *International journal of environmental health research*. 19,343-355.
- Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K. y Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martin de Loba, South of Bolivar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*. 22,5895-5907.
- Olivero, J., Johnson, B. y Arguello, E. (2002). Human exposure to mercury in San Jorge river basin, Colombia (South America). *Science of the total environment*. 289,41-47.
- Olivero, J. y Solano, B. (1998). Mercury in environmental samples from a waterbody contaminated by gold mining in Colombia, South America. *Science of the Total Environment*. 217,83-89.
- Ou, L., Chen, L., Chen, C., Yang, T., Wang, H., Tong, Y., Hu, D., Zhang, W., Long, W. y Wang, X. (2014). Associations of methylmercury and inorganic mercury between human cord blood and maternal blood: A meta-analysis and its application. *Environmental pollution*. 191,25-30.
- Palheta, D. y Taylor, A. (1995). Mercury in environmental and biological samples from a gold mining area in the Amazon region of Brazil. *Science of the Total Environment*. 168,63-69.
- Peplow, D. y Augustine, S. (2011). Community-led assessment of risk from exposure to mercury by native Amerindian Wayana in Southeast Suriname. *Journal of Environmental and Public Health*. 2012,1-11.
- Pérez, Z., Bedoya, V., Grandez, U., Grandez, C., Ronceros, M. y Gonzalo, R. (2016). Niveles de mercurio en cabello de mujeres en una comunidad nativa, Madre de Dios, Perú. Ministerio del Ambiente. Dirección General de Investigación e Información Ambiental Memoria del Primer Encuentro de Investigadores Ambientales. 12-13 de diciembre de 2012 (Iquitos, Perú). 1-6 pp.

- Pinedo-Hernández, J., Marrugo-Negrete, J. y Díez, S. (2015). Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. *Chemosphere*. 119,1289-1295.
- Roca, A. M., Mejía, L. B. y Jabba, A. M. S. (2013). Geografía económica de la Amazonia colombiana. Banco de la República.
- Rodríguez-Villamizar, L. A., Jaimes, D. C., Manquián-Tejos, A. y Sánchez, L. H. (2015). Human mercury exposure and irregular menstrual cycles in relation to artisanal gold mining in Colombia. *Biomédica*. 35,38-45.
- Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Farella, N., Courcelles, M., Guimaraes, J.-R., Mergler, D. y Amorim, M. (2000). Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*. 165,243-266.
- Silbernagel, S. M., Carpenter, D. O., Gilbert, S. G., Gochfeld, M., Groth, E., Hightower, J. M. y Schiavone, F. M. (2011). Recognizing and preventing overexposure to methylmercury from fish and seafood consumption: information for physicians. *Journal of toxicology*. 2011.
- Sullivan, T., Lipfert, F., Morris, S. y Moskowitz, P. (2001). Potential health risk reduction arising from reduced mercury emissions from coal fired power plants. Brookhaven National Laboratory (US).
- USAID, Fondo Patromino Natural, IRG y ICAA. (2016). Documento 2: Estrategia para el conocimiento y atención Integral de los Impactos Generados por la Minería en el Departamento de Amazonas.
- US-EPA (1989) Risk Assessment Guidance for Superfund, vol. I. Human Health Evaluation Manual (Part A), Interim Final. EPA 540/1-89/002. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US-EPA (1994) Methods 245.1 for determination of mercury in water. U.S. Environmental protection Agency, Cincinnati. Ohio
- USEPA. (1997). United States Environmental Protection Agency. Mercury study report to congress volume i: executive summary. Available at: <https://www3.epa.gov/ttn/caaa/t3/reports/volume1.pdf>.
- US-EPA (2000) Guidance for Assessing Chemical Contamination Data for Use in Fish Advisories, vol. II. Risk Assessment and Fish Consumption Limits EPA/823-B94-004. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Vieira, S. M., de Almeida, R., Holanda, I. B., Mussu, M. H., Galvão, R. C., Crispim, P. T., Dórea, J. G. y Bastos, W. R. (2013). Total and methyl-mercury in hair and milk of mothers living in the city of Porto Velho and in villages along the Rio Madeira, Amazon, Brazil. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 216,682-689.
- von Hildebrand, M. y Brackelaire, V. (2012). Guardianes de la selva. Gobernabilidad y autonomía en la Amazonia colombiana. Bogotá: GAIA. 248 pp.
- Wheatley, B., Barbeau, A., Clarkson, T. W. y Lapham, L. W. (1979). Methylmercury poisoning in Canadian Indians—the elusive diagnosis. *Canadian Journal of Neurological Sciences*. 6,417-422.
- Wheatley, B. y Paradis, S. (1995). Exposure of Canadian aboriginal peoples to methylmercury. Pages 3-11 *Mercury as a Global Pollutant*. Springer.
- WHO. (1990). World Health Organization. Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. World Health Organization, Geneva.
- Zaniboni Filho, E., Reynalte-Tataje, D. y Weingartner, M. (2006). Potencialidad del género Brycon en la piscicultura brasileña. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*. 19.

Esta es una publicación de la
Dirección Territorial Amazonia
de Parques Nacionales Naturales de Colombia.

Queda estrictamente prohibida su reproducción total o parcial
con ánimo de lucro, por cualquier sistema o método electrónico
sin la autorización expresa para ello.

©

Primera edición, 2018



MINAMBIENTE

GORDON AND BETTY
MOORE
FOUNDATION



Universidad
de Cartagena
Fundada en 1827



Grupo de Química
Ambiental y Computacional



MINAMBIENTE



Universidad
de Cartagena
Fundada en 1827

GORDON AND BETTY
MOORE
FOUNDATION