

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

Colegio de Posgrados

Impactos de la actividad petrolera en peces de la Amazonía ecuatoriana

Cristhian Alexander Moreno Vallejo

Andrea C. Encalada, PhD.
Directora de Trabajo de Titulación

Laurence Maurice, PhD.
Valeria Ochoa-Herrera, PhD.
Co-directoras de Trabajo de Titulación

Trabajo de titulación de posgrado presentado como requisito
para la obtención del título de Master en Ecología, Estudios Amazónicos

Quito, 17 de mayo de 2017

UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO USFQ

COLEGIO DE POSGRADOS

HOJA DE APROBACIÓN DE TRABAJO DE TITULACIÓN

Impactos de la actividad petrolera en peces de la Amazonía ecuatoriana

Cristhian Alexander Moreno Vallejo

Firmas

Andrea Encalada, Ph.D.

Director del Trabajo de Titulación

Laurence Maurice, Ph.D.

Co-directora del Trabajo de Titulación

Valeria Ochoa, Ph.D.

Co-directora del Trabajo de Titulación

Margarita Brandt, Ph.D.

Directora del Programa de Maestría en Ecología

Stella de la Torre, Ph.D.

Decana del Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales

Hugo Burgos, Ph.D.

Decano del Colegio de Posgrados

Quito, 17 de mayo de 2017

© DERECHOS DE AUTOR

Por medio del presente documento certifico que he leído todas las Políticas y Manuales de la Universidad San Francisco de Quito USFQ, incluyendo la Política de Propiedad Intelectual USFQ, y estoy de acuerdo con su contenido, por lo que los derechos de propiedad intelectual del presente trabajo quedan sujetos a lo dispuesto en esas Políticas.

Asimismo, autorizo a la USFQ para que realice la digitalización y publicación de este trabajo en el repositorio virtual, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Firma del estudiante:

Nombre:

Cristhian Alexander Moreno Vallejo

Código de estudiante:

00128011

C. I.:

1715823116

Lugar, Fecha

Quito, 17 de mayo de 2017

Dedicatoria

Quiero dedicar este esfuerzo a mi familia y especialmente a mi padre, hoy ausente, quien con su ingenio y creatividad me brindó herramientas para construir una vida llena de oportunidades.

Simplemente gracias

Agradecimientos

Este trabajo fue desarrollado gracias al apoyo y bajo la dirección de Laurence Maurice, Andrea Encalada y Valeria Ochoa-Herrera, investigadora del IRD e investigadoras-profesoras de la USFQ, respectivamente, a quienes agradezco su tiempo y dedicación para sacar adelante este estudio.

Este estudio fue realizado en el marco del Programa de investigación franco-ecuatoriano MONOIL "Monitoreo Ambiental, Salud, Sociedad y Petróleo en Ecuador". Así mismo, agradezco al Instituto Francés de Investigación para el Desarrollo IRD, y a la Agencia Francesa de Investigación ANR por patrocinar el estudio. Agradezco a todos los investigadores e ingenieros del Laboratorio Géosciences Environnement Toulouse (GET), Observatoire Midi Pyrénées, por su valiosa ayuda, su tiempo y apoyo durante el trabajo de laboratorio en Francia. Un agradecimiento a todos los miembros del Laboratorio de Ecología Acuática LEA-USFQ, a los integrantes del Laboratorio de Ingeniería Ambiental LIA-USFQ, y al equipo del Instituto de Geografía de la USFQ, quienes siempre estuvieron dispuestos a ayudar.

Agradezco de forma especial a Carlos Mena por el apoyo durante toda la carrera y por su apoyo con financiamiento por medio del Proyecto ABE, Amazonia Biodiversidad y Educación, coordinado por la USFQ y patrocinado por la Universidad de Carolina del Norte en Chapel Hill, USA.

A Andrea Encalada y el Laboratorio de Ecología Acuática LEA-USFQ, a Valeria Ochoa-Herrera y el Laboratorio de Ingeniería Ambiental LIA-USFQ por el apoyo financiero y logístico.

Finalmente agradezco a mis colegas Patricio Mena e Irina Cuesta por su apoyo y energía en el trabajo de campo y de laboratorio; a Jonathan Valdivieso del Instituto Nacional de Biodiversidad-Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales por su apoyo en el campo y con

información e identificación de los especímenes colectados. Un agradecimiento especial a todos los investigadores, asistentes, estudiantes y voluntarios que colaboraron en varias etapas de este estudio.

RESUMEN

Pese a su importancia biológica, el bosque tropical amazónico se ve amenazado por la constante presión extractiva. Actividades madereras, mineras y petroleras son las que generan mayores cambios en la integridad ecológica. El presente estudio realizado en el marco del programa de investigación franco-ecuatoriano MONOIL, busca determinar si existen efectos de la contaminación petrolera en la composición química de los peces silvestres en las cuencas amazónicas ecuatorianas. Se compararon las concentraciones elementales de los peces en dos regiones de la Amazonia ecuatoriana, las muestras se colectaron en 10 ríos geomorfológicamente similares: 6 ríos en Amazonia Norte (AN), área de explotación petrolera, en la subcuencas del río Napo y del río Aguarico y 4 ríos en Amazonía Sur (AS), se la consideró como control ya que no tiene extracción petrolera, en la cuenca del Rio Santiago. Se colectaron 150 individuos de la familia Loricariidae, y 22 de la especie *Hoplias malabaricus*, estos fueron identificados taxonómicamente y se realizaron análisis químicos de tejidos liofilizados del músculo. Los elementos mayores y metales traza fueron cuantificados usando Espectrometría de Emisión Óptica de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-OES) y Espectrometría de Masa de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-MS), respectivamente. Para el análisis de mercurio total en las muestras de tejido se utilizó un Analizador directo de mercurio (DMA 80).

En cuanto a elementos mayores, trazas y mercurio se determinó que no existen diferencias significativas entre Amazonía Norte y Amazonía Sur, pero existen diferencias entre puntos de muestreo. Los análisis determinan de forma preliminar a Co, Ba, Cd y Hg como trazadores de actividad petrolera y específicamente marcan eventos de derrames. Se determinó que hay diferencias significativas en los niveles de mercurio dentro de la cadena trófica como era previsto. Se concluyó que existe un riesgo potencial al consumir pescado por concentración de As y Hg en todos los ríos estudiados, las concentraciones obtenidas superan los límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la FAO, lo cual implica un riesgo elevado de intoxicación especialmente en niños, mujeres embarazadas y mujeres lactantes (riesgo para el infante). El consumo regular de pescado en los ríos Conde y Pacayacu representa un riesgo mayor, ya que Ba, Cd y Pb están presentes en concentraciones elevadas que pueden acarrear problemas de salud al existir una exposición constante a través de la alimentación. Se recomienda nuevos estudios en otros niveles tróficos y en más ríos de la Amazonia ecuatoriana, Norte y Sur, como en las poblaciones humanas ribereñas para determinar los niveles de exposición y buscar alternativas que reduzcan el riesgo potencial para la salud.

Palabras Clave: Loricariidae, *Hoplias malabaricus*, metales pesados, elementos traza, elementos mayores, mercurio, impactos petróleo, Amazonía, Amazonía ecuatoriana, ingesta recomendada.

ABSTRACT

Despite its biological importance, the tropical Amazon forest is threatened by constant extractive pressure. Logging, mining and oil activities generate the greatest changes in ecological integrity. Present study was carried out within the framework of the French-Ecuadorian research program, MONOIL, and seeks to determine if there are effects of oil pollution on the chemical composition of wild fish in the Ecuadorian Amazon basins. Elemental concentrations of fish were compared in two regions of the Ecuadorian Amazon. Samples were collected in 10 geomorphologically similar rivers: 6 rivers in the North Amazon (AN), oil exploration area, in the Napo and Aguarico river basins, and 4 rivers in the Southern Amazon (AS), which was considered as control because does not have oil or mining extraction, in the Santiago river basin. . A total of 150 individuals of the family Loricariidae and 22 of the specie *Hoplias malabaricus* were collected. These were taxonomically identified and the analysis of total mercury in the lyophilized muscle tissue of the fish collected was performed. Major and trace elements were quantified using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES) and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), respectively.

As for major and trace elements and mercury, it was determined that there are no significant differences between the Northern Amazon and the Southern Amazon, but there are differences between sampling points. The analyzes determine that Co, Ba, Cd and Hg could be tracers of oil activity and more specifically related to events of crude oil spills. As expected, It was determined that there are significant differences in mercury levels within the food chain. It was concluded that there is a potential risk when consuming fish due to the concentration of As and Hg in all rivers studied, the concentrations obtained exceed the limits established by the World Health Organization (WHO) and FAO, which implies a high risk of Intoxication especially in children, pregnant and lactating women (risk to the infant). Regular consumption of fish in the rivers Conde and Pacayacu represents a greater risk, since Ba, Cd and Pb are present in high concentrations that can lead to health problems as there is constant exposure through food.

Further studies on other trophic levels an in more rivers in the Ecuadorian Amanzon, North and South are recommended, including studies in human riverside populations to determine exposure levels and to seek alternatives that reduce potencial health risk.

Keywords: Loricariidae, *Hoplias malabaricus*, heavy metals, trace elements, major elements, mercury, oil impacts, Amazon, Ecuadorian Amazon, recommended intake.

TABLA DE CONTENIDO

CAPITULO 1.		10
	Impactos de la actividad petrolera en la bioacumulación de metales pesados en peces (familia <i>Loricariidae</i>) de la Amazonia ecuatoriana	
	Resumen	11
	Abstract	12
	Introducción	13
	Metodología	18
	Resultados y Discusión	27
	Conclusión	38
	Referencias	41
	Tablas	45
	Figuras	53
	Anexo A	70
CAPITULO 2.		81
	Impactos de la actividad petrolera en la bioacumulación de mercurio en peces (piscívoros y detritívoros) de la Amazonia ecuatoriana	
	Resumen	82
	Abstract	83
	Introducción	84
	Metodología	87
	Resultados y Discusión	95
	Conclusión	102
	Referencias	104
	Tablas	107
	Figuras	114
	Anexo A	125

CAPITULO 1

Impactos de la actividad petrolera en la bioacumulación de metales pesados en peces (familia *Loricariidae*) de la Amazonia ecuatoriana

RESUMEN

La actividad petrolera genera impactos ambientales asociados a la extracción de este recurso. Estos pueden deberse a un mal manejo de los subproductos de esta actividad como aguas de formación, lodos y gases, o eventos como derrames de petróleo, que producen contaminación con compuestos orgánicos y metales pesados en suelo, aire y especialmente agua. Los metales no son biodegradables, por lo tanto cuando entran en las fuentes de agua, los organismos acuáticos pueden estar expuestos a niveles elevados de metales pesados debido a la interacción constante con el medio. El presente estudio realizado en el marco del programa de investigación franco-ecuatoriano MONOIL, busca determinar si existen efectos de la contaminación petrolera en la composición química de los peces silvestres en las cuencas amazónicas ecuatorianas. Se compararon las concentraciones elementales en peces de la familia Loricariidae en dos regiones de la Amazonia ecuatoriana, las muestras se colectaron en 6 ríos geomorfológicamente similares: 5 ríos en Amazonia Norte (AN), área de explotación petrolera, en las subcuencas del río Napo y del río Aguarico y 1 río en Amazonía Sur (AS), que se consideró como control ya que no tiene extracción petrolera ni minera, en la cuenca del Río Santiago. Se colectaron 75 individuos de la familia Loricariidae, estos fueron identificados taxonómicamente y se realizaron análisis químicos de tejidos liofilizados del músculo. Los elementos mayores y metales traza fueron cuantificados usando Espectrometría de Emisión Óptica de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-OES) y Espectrometría de Masa de Plasma Acoplada Inductivamente (ICP-MS), respectivamente. Al comparar las regiones AN y AS y las características morfológicas de los peces no se encontró diferencias significativas entre las 2 regiones. En cuanto a elementos mayores y trazas, se determinó que no existen diferencias significativas entre Amazonía Norte y Amazonía Sur, pero existen diferencias entre puntos de muestreo. Al agrupar los datos en 3 categorías: Amazonia petrolera sin derrames recientes, Amazonia petrolera con derrame a partir de 2008, y Amazonía no petrolera (control); los análisis determinaron a Co, Ba, Cd y Hg como trazadores de actividad petrolera y específicamente con eventos de derrames de crudo. Al analizar si las concentraciones de As, Pb, Ba y Cd exceden los límites máximos establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la FAO, el estudio muestra que existe un riesgo latente al consumir pescado por concentración de As en todos los ríos estudiados, con un consumo máximo sugerido de 12,12 g/día en el río Pacayacu siendo el dato más bajo y por lo tanto el que representa mayor riesgo y de 157,16 g/día en el río Basura siendo el dato más alto, tomando en cuenta que la tasa de consumo estimada es de 200 g/día. La ingesta de pescado en los ríos Conde y Pacayacu representa un riesgo mayor, ya que Ba, Cd y Pb están presentes en concentraciones elevadas que pueden acarrear problemas de salud al existir una exposición constante a través de la alimentación especialmente en poblaciones vulnerables como niños y mujeres embarazadas. Se recomienda nuevos estudios en otros niveles tróficos y en más ríos de la Amazonia ecuatoriana, Norte y Sur, también se recomienda estudios en las poblaciones humanas ribereñas para determinar los niveles de exposición y buscar alternativas que reduzcan el riesgo potencial para la salud.

Palabras Clave: Loricariidae, Metales pesados, elementos traza, elementos mayores, impactos petróleo, Amazonía, Amazonía ecuatoriana, ingesta recomendada.

ABSTRACT

The oil activity generates environmental impacts associated with the extraction of this resource, these can be due to a mismanagement of the byproducts of this activity as formation waters, sludge, gases, or events like oil spills, that produce contamination with organic compounds and heavy metals in soil, air and especially water. Metals are not biodegradable, therefore when they enter water sources, aquatic organisms may be exposed to high levels of heavy metals due to constant interaction with the medium. The present study was carried out within the framework of the French-Ecuadorian research program, MONOIL, and seeks to determine if there are effects of oil pollution on the chemical composition of wild fish in the Ecuadorian Amazon basins. The elemental concentrations in fish of the family Loricariidae were compared in two regions of the Ecuadorian Amazon. The samples were collected in 6 geomorphologically similar rivers: 5 rivers in the North Amazon (AN), oil exploration area, in the Napo and Aguarico river basins, and 1 river in the Southern Amazon (AS), which was considered as control because does not have oil or mining extraction, in the Santiago river basin. 75 individuals of the family Loricariidae were collected, they were taxonomically identified and chemical analysis of lyophilised muscle tissues were performed. Major and trace elements were quantified using Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP-OES) and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS), respectively.

When comparing the AN and AS regions and the fish morphological characteristics, no significant differences were found between the 2 regions. As for major and trace elements, it was determined that there are no significant differences between North and South Amazon, but there are differences between sampling points. By grouping the data into 3 categories: recent oil spill, oil spill from 2008, and Oil free Amazon (control). The analyzes determine that Co, Ba, Cd and Hg could be tracers of oil activity and more specifically related to events of crude oil spills. When analyzing whether the concentrations of As, Pb, Ba and Cd exceed the maximum limits established by the World Health Organization (WHO) and FAO, the study shows that there is a latent risk when consuming fish by concentration of As in all the rivers analyzed. With a maximum suggested consumption of 12.12 g / day in the Pacayacu river, being the lowest data and therefore represents greater risk and of 157.16 g / day in the Basura river being the highest value, taking into account that the estimated consumption rate is 200 g / day. Fish intake in Conde and Pacayacu rivers represents a greater risk, since Ba, Cd and Pb are present in high concentrations that can lead to health problems due to constant exposure through feeding, especially in vulnerable populations such as children and pregnant women.

Further studies are recommended on other trophic levels and in more rivers of the Ecuadorian Amazon, North and South, studies are also recommended in coastal human populations to determine exposure levels and to seek for alternatives that reduce the potential health risk.

Keywords: Loricariidae, heavy metals, trace elements, major elements, oil impacts, Amazonian, Ecuadorian Amazon, recommended intake.

INTRODUCCIÓN

El bosque tropical amazónico es un ecosistema único ya que abarca más de un tercio de la biodiversidad del planeta, por las funciones y servicios ecológicos que cumple, como productividad primaria, descomposición de materia orgánica, reciclaje de nutrientes y carbono y por su importante contribución al ciclo del agua y por tanto al clima local y mundial (Forsyth and Miyata 1995, Bravo 2007). Además, es hogar de diversos grupos étnicos, y contiene gran cantidad de recursos forestales renovables (Laurance 1999), y otros recursos no renovables como gas y petróleo (Finer et al. 2008). Pese a la importancia biológica, esta región se ve amenazada por la constante presión extractiva. Actividades mineras, petroleras, madereras y agrícolas son las que generan mayores cambios en la cobertura vegetal de estos bosques y por tanto en su estructura, composición e integridad ecológica (Finer et al. 2008).

La actividad petrolera en la región amazónica se concentra principalmente en Perú y Ecuador, pero también en algunas cuencas de Bolivia y Brasil (Finer et al. 2008). En la amazonia norte (Perú y Ecuador) esta actividad inició en el año 1920; en 1970 se inició la explotación a gran escala, con una expansión rápida y un marcado incremento de la actividad en busca de nuevos yacimientos (Fontaine 2003). Debido a la necesidad de crecimiento económico, los países en desarrollo recurren a la explotación agresiva de los recursos naturales, con el fin de satisfacer sus necesidades económicas (Súarez et al. 2009). En 1964 se perforó el primer pozo en Ecuador, y entre 1967 - 2001, se perforaron 852 pozos en la región amazónica. Las provincias orientales con mayor número de pozos son Sucumbíos y Orellana, con un total de 438 (53%) y 363 (44%) pozos, respectivamente (Arteaga 2003). Actualmente se ha dividido la región en bloques petroleros y estos ocupan el 63% equivalente a 52 300 km² de la amazonia ecuatoriana. Al momento, se encuentran 3370 pozos de producción activos entre compañías

privadas, mixtas y estatales con un promedio diario de producción de 513 400 barriles (Cuesta 2016, ARCH 2016). La actividad petrolera representa entre un 34 % del total de exportaciones del país y un ingreso estimado de \$6,55 miles de millones, siendo el petróleo crudo el principal producto de exportación de Ecuador (Simoes et al. 2014).

Los impactos ambientales directamente relacionados a la actividad petrolera son los que se derivan de derrames de petróleo y los subproductos como aguas de formación (Arteaga 2003, Finer et al. 2008), lodos y gases, que producen contaminación con compuestos orgánicos y metales pesados en suelo, agua y aire. Debido al mal manejo ambiental de Texaco entre 1964 a 1990, y posteriormente continuado con Petroecuador (antes llamado CEPE), en ese período se vertieron más de 15 millones de galones de aguas de formación y se construyeron más de 800 piscinas o fosas sin revestimiento que contienen lodos de formación y desechos petroleros pasivos (Yanza 2014) que no han sido remediados adecuadamente o en su totalidad (Yanza 2014, Lessmann et al. 2016). Según los registros de producción y derrames para el período 1994-2001, proporcionados por Petroecuador, se estima que se derramaron 16 757 000 barriles, de los cuales 10 588 000 barriles fueron recuperados, quedando en el ambiente (suelos y aguas) alrededor de 7 148 000 barriles (Arteaga 2003).

En los lugares de extracción petrolera, la contaminación se ve agravada por la escorrentía de lodos de perforación y otros componentes químicamente activos, usados en el proceso de extracción de este recurso (Vodyanitskii et al. 2012). Todas estas sustancias contienen diversos metales pesados y en los lugares de extracción de petróleo, los suelos pueden estar

contaminados con Pb, Cd, As, Cr, Ni, Zn, y Cu y Ba y V. Las concentraciones de sales (Na, Cl) son muy elevadas en las aguas de formación (Moquet et al., 2014), y las concentraciones de V, Cd, Zn, Ni, Cu y Ba se incrementan en los lodos de petróleo (Vodyanitskii et al. 2012).

La mayoría de los metales pesados liberados en el ambiente eventualmente terminan en el medio acuático (Kaoud and El-Dahshan 2010) debido a la deposición atmosférica, a la lixiviación de las rocas y a la erosión de suelos por las lluvias, efecto que se incrementa, debido a la deforestación y practica de roza, y quema y expansión de pastizales (Mainville et al. 2006). Los metales no son biodegradables, por lo tanto, los organismos acuáticos pueden estar expuestos a niveles elevados de metales pesados debido a su amplio uso para fines antrópicos (Kaoud and El-Dahshan 2010).

En el caso de los peces se da un proceso metabólico de bio-acumulación a nivel de individuos (Kaoud and El-Dahshan 2010, Dadar et al. 2016) y de bio-magnificación entre los niveles tróficos (Maurice-Bourgoin and Quiroga 2002, Webb 2004). Se ha determinado que la contaminación por metales pesados puede tener efectos devastadores sobre el equilibrio ecológico y la diversidad de organismos acuáticos. Ya que estos organismos están expuestos mediante absorción, respiración y alimentación (Burger et al. 2002, Dadar et al. 2016). Los metales pesados como el Cd, Pb y Cu son potencialmente dañinos para la mayoría de los organismos, incluso en concentraciones muy bajas (Kaoud and El-Dahshan 2010). Se ha reportado que la exposición prolongada a los contaminantes disueltos en el agua o sorbidos en las partículas finas, incluso en bajas concentraciones, puede inducir alteraciones morfológicas, histológicas y bioquímicas en los tejidos de los organismos acuáticos (Marrugo and Paternina 2011).

La gran riqueza y abundancia íctica de la región amazónica (Stewart et al. 1987, Utreras 2010), ha resultado en que sus habitantes tengan uno de los consumos más elevados de pescado per cápita en el mundo. En la Amazonía ecuatoriana es común el consumo diario de peces por las comunidades indígenas y ribereñas. En las comunidades indígenas de la cuenca del Río Napo se registró un consumo promedio de 200 ± 110 g/persona/día (Webb et al. 2004, Sirén 2011, Durango 2013a), siendo los peces carnívoros como el Guanchiche y los grandes bagres los más comunes en la dieta humana debido al volumen de consumo, pero por número de capturas, la familia de los Loricariidae, a pesar de ser una especie detritívora, es la más consumida, y representa el 9,6% del total de los pescados consumidos en la dieta de comunidades locales (Durango 2013a).

El presente estudio se enfoca en la familia Loricariidae, Debido a su morfología esta familia está en contacto con a los contaminantes sorbidos en las partículas finas y detritos que constituyen más del 90 % de su dieta (Pouilly et al. 2006, Nonogaki et al. 2007, Zamudio et al. 2008, Sá de Oliveira and Isaac 2013). se alimenta al raspar rocas, vegetación, troncos, algas y detritos que se encuentran en el sustrato (Ibañez et al. 2007, Nonogaki et al. 2007, Roman-Valencia and Samudio 2007). Se considera una especie centinela debido a su sedentarismo que permite caracterizar la calidad del ambiente acuático, y debido a su sensibilidad a los contaminantes estudiados (los metales pesados en nuestro estudio). Los peces de esta familia tienen una longevidad promedio estimada de 6 años (Sá de Oliveira et al. 2015), características que nos permiten evaluar la presencia de contaminantes en el ecosistema en períodos largos de tiempo.

El consumo de vida silvestre que ha estado expuesto a contaminación de metales pesados, es considerado un riesgo importante para la salud humana (Souza et al. 2005a, Kaoud and El-Dahshan 2010, Sánchez 2011, Pérez 2015, Pérez et al. 2015). El consumo de pescado es una fuente importante de exposición humana a estos contaminantes (Maurice-Bourgoin et al. 2000, Webb et al. 2004, Souza et al. 2005a, Mainville et al. 2006, Sánchez 2011, Dadar et al. 2016). Se ha demostrado que 90 a 95% de los metales tóxicos y contaminantes orgánicos persistentes, a los que los humanos están expuestos, se originan en los alimentos, y alrededor del 90% proviene de fuentes animales (Domingo 2007). El consumo de pescado y marisco es una de las principales rutas para que los contaminantes químicos entren en el cuerpo humano (Souza et al. 2005b, Domingo 2007, Dadar et al. 2016). Por esta razón, es importante evaluar los riesgos para la salud asociados con el consumo de pescados que contienen metales pesados (Mainville et al. 2006).

En la Amazonía ecuatoriana, específicamente en la cuenca del Napo (Provincias de Napo, Sucumbíos y Orellana), la contaminación de los ecosistemas acuáticos, debido a la actividad petrolera, afecta a la fauna acuática incluyendo a los peces de consumo de la región, el estudiar los niveles de contaminación en estos organismos, es de suma importancia para las comunidades que viven ahí, ya que se alimentan de estos recursos. Este estudio Realizado en el marco del programa de investigación franco-ecuatoriano MONOIL (con fondos de la Agencia Francesa de Investigación, ANR, y del programa ABE de la USFQ), busca determinar si existen efectos de la contaminación petrolera en la composición química de los peces silvestres en las cuencas amazónicas ecuatorianas. El estudio se enfoca en: 1) analizar la concentración de elementos mayores y trazas en músculos de peces de la familia Loricariidae, consumidos por

las poblaciones locales, 2) comparar estas concentraciones elementales de los peces en dos regiones de la Amazonia ecuatoriana: la Amazonia petrolera, al norte, y la Amazonía no petrolera al sur, y 3) determinar si las concentraciones de los contaminantes metálicos en peces están dentro de las normativas internacionales para el consumo o si representan un riesgo para la salud humana.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Las áreas de estudio están ubicadas en la cuenca amazónica ecuatoriana (Figura 1), que ocupa un área de 135 600 km² y está constituida por la vertiente oriental de los Andes y por la planicie amazónica, siendo las principales cuencas las del Napo, Santiago y Pastaza (Pérez et al. 2015).

Específicamente en este estudio se compararon dos áreas (Tabla 1): 1) la región Amazonia Norte (AN), donde actualmente hay explotación petrolera, y se trabajó en las subcuencas del río Napo y del río Aguarico, que se encuentran en las Provincias de Napo, Orellana y Sucumbíos (Figura 2) y 2) la región de la Amazonía Sur (AS), que no tiene extracción petrolera y fue considerada como área control. En esta área, se trabajó en la cuenca del río Santiago (Figura 3), que se encuentra en la provincia de Morona- Santiago.

La cuenca binacional del río Napo, compartida entre Ecuador y Perú, es de mucha relevancia para la región, pues es una afluente directa del río Amazonas. Los ríos y riachuelos que nutren esta cuenca tienen su origen en las vertientes nor-orientales donde se destacan por su altura los volcanes del Cotopaxi, Antisana y Cayambe, y las zonas montañosas del Chalupas, Llanganates y de la Cordillera de los Guacamayos. Los principales afluentes del río Napo son

los ríos Aguarico, Misahuallí, Suno, Payamino, Coca, Jivino, Tiputini y Yasuní (Pérez 2015). La cuenca del Napo abarca aproximadamente 59 000 km² y debido a su extensión, cubre una variedad de ecosistemas que van desde los páramos en las zonas más altas, pasando por diferentes ecosistemas correspondientes bosques montanos, pie de monte, y en las tierras bajas corresponde a la llanura amazónica o Bosque Siempre verde de Tierras Bajas (Troya 2014). Esta cuenca desciende rápidamente desde los 4000 m en los páramos, hasta los 200 m en el borde peruano, este declive se da en una distancia aproximada de 200 km (Stewart et al. 1987, Lessmann et al. 2016).

La cuenca del río Santiago en la parte alta corresponde al Bosque Siempre verde Pie montano de las Cordilleras del Cóndor- Kutukú y en las tierras bajas corresponde al Bosque húmedo tropical (Montalvo 2015). Esta cuenca se caracteriza por estar dentro de la Cordillera oriental de los Andes destacando el volcán Sangay con 5230 m, también se encuentra la cordillera del Kutukú, que por sus características geológicas y fisiográficas constituyen la zona subandina del país (Pérez 2012). El río Santiago es afluente del río Marañón, que luego se une con el Ucayali, para formar el río Amazonas.

La región amazónica se caracteriza por tener un clima tropical lluvioso con una temperatura media anual de 23°C y una pluviosidad que varía de 2000 a 4000 mm anuales (Stewart et al. 1987, Pérez et al. 2015). En la Amazonía Norte se establecieron seis puntos de muestreo en la zona de explotación petrolera, y cinco puntos de muestreo en la Amazonia Sur, zona control (Figura 1, Tabla 1). A partir de los puntos de muestreo, mediante el uso de imágenes satelitales, (MAE 2014, PRAS 2015) se estableció un radio de 1, 3 y 5 km para determinar la presencia de derrames petroleros reportados a partir de 2008 y el porcentaje de deforestación entre el período 2008-2014 en cada punto de muestreo (Figuras 2 y 3).

Caracterización de los ríos estudiados

En cada punto de muestreo, tanto en la Amazonia Norte (AN) como en la Amazonia Sur (AS), se caracterizó un tramo de río de aproximadamente 150 m y se midieron variables físico-químicas, biológicas y ecológicas para evaluar la calidad del agua y la integridad ecológica del sistema (Encalada et al. 2016). Se midió el pH, la conductividad, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, y el potencial redox *in situ* utilizando una sonda multiparámetro (®YSI 556 MPS). Se caracterizó parámetros físicos como la profundidad y anchura de los ríos, y su tipo de sedimento y granulometría. Se caracterizó el hábitat fluvial y ribereño mediante la aplicación del Índice del Hábitat Fluvial (IHF) y del índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)(Prat et al. 2012). Además, se analizó la presencia de coliformes, material orgánico particulado y nutrientes (N, P) para entender la contribución autotrófica o heterotrófica del riachuelo en estudio.

Toma de muestras de peces y procesamiento

En cada punto de muestreo, se utilizaron varios métodos de pesca artesanal y se tuvo un esfuerzo de muestro por sitio de muestreo de 2 personas / 12 horas. En total se recolectaron 150 individuos de la familia Loricariidae (especie sedentaria) y cada uno fue utilizado para determinar la concentración de elementos mayores y traza. Los peces capturados durante cada muestreo se colocaron en bolsas plásticas, y fueron refrigerados durante 8 horas a 4°C para el procesamiento de los individuos a la mañana siguiente. Los individuos fueron etiquetados, se tomaron datos de longitud total, peso y longitud estándar (Tabla 2) y se

realizó un registro fotográfico de características claves para la identificación taxonómica de todos los individuos.

De cada uno de los peces colectados, se extrajo el tejido muscular caudal, se almacenó en fundas zip-lock y se congeló a -18°C en el terreno hasta regresar al laboratorio. Las muestras se liofilizaron durante 24 horas (Ilshin modelo TFD 5503). Cada una de las muestras secas se pulverizaron y homogenizaron usando un mortero de cerámica. Se pesaron y separaron en sub-muestras de 1g, y se guardaron en un contenedor hermético para evitar la rehidratación de los tejidos. Las muestras con pesos menores a 1g se fusionaron con otras (individuos de género, peso y tamaños similares) hasta conseguir el peso mínimo de 1g necesario para los análisis químicos.

Identificación taxonómica de los peces

La identificación taxonómica de los Loricariidae se realizó siguiendo las claves taxonómicas de Colombia (Maldonado-Ocampo et al. 2015) y de Ecuador (Jiménez-Prado et al. 2005, Maldonado-Ocampo et al. 2005). Los Loricariidae se clasificaron hasta género, con la ayuda de un experto (Valdivieso, comm. pers.) y los especímenes fueron conservados en alcohol al 90% y depositados en el museo de la Escuela Politécnica Nacional (permiso No. 024-2015-FAU –DPAO -PNY)

Análisis de los elementos mayores y trazas

Todos los análisis químicos se realizaron en Francia, en el Laboratorio GET “Géosciences Environnement Toulouse”, en los tejidos liofilizados de músculo de los peces colectados en 4 ríos de la Amazonia Norte y una del Sur.

Digestión ácida y recuperación

Para evitar la contaminación de las muestras, todos los procedimientos de mineralización fueron realizados en un cuarto ultra limpio (Sala Blanca del Laboratorio GET “Géosciences Environnement Toulouse”, Francia), en donde las muestras no tuvieron contacto con elementos metálicos ni contaminantes externos de ningún tipo. El material usado fue previamente limpiado acorde a los protocolos del laboratorio GET. Para la digestión ácida se colocaron en promedio 0.5 g de muestra liofilizada en contenedores de teflón de 30 mL a la cual se agregó 3 mL HNO₃ (14,6 N) y se dejó a temperatura ambiente durante 24h. Para solubilizar la materia orgánica, se agregó 0,5 mL de H₂O₂ ultra pura y se colocó en la estufa a 70° C durante 24h; se añadió 1.5 mL de HCl (9.55 M) a 70° C durante 8 horas, transcurrido el tiempo se incrementó la temperatura a 100°C por 24 horas. Finalmente se destaparon los frascos y se evaporó 70°C hasta que no existiera evidencia de solución en el contenedor (Yang et al. 2007, Malik et al. 2010, Sen et al. 2011). Para recuperar el residuo de la muestra se agregó 1 mL HNO₃ (14.6 M) a 100°C durante 12 horas, luego se agregó 15 mL de HNO₃ (0,37 M a 100°C) durante 5 horas. En las muestras que no se recuperaron en su totalidad, se realizó un ataque con ultrasonido durante 45 min y se colocó en la estufa a 100°C durante 1 hora; si se observaba partículas en suspensión se repetía el proceso de ultrasonido y calentamiento hasta que no existiera rastro de partículas.

Análisis de los elementos mayores por ICP óptico

Para este análisis se utilizó un espectrómetro de emisión óptica de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES Horiba Scientific Ultima2), que permite la determinación de los principales cationes.

El principio de medición se basa en la nebulización y la ionización de la muestra líquida en un plasma de argón (6000-8000 °C). Los átomos de la muestra son excitados a un nivel de energía más alto. El retorno al estado estable se acompaña de la emisión de una serie de ondas electromagnéticas en el rango de la característica de espectro / UV visible de cada elemento. Las diferentes longitudes de onda están separadas por un espectrómetro. La intensidad de la radiación es proporcional a la concentración del elemento (OMP and GET 2013).

Se realizaron las diluciones con HNO₃ al 2% y se construyeron curvas de calibración con cantidades conocidas de los elementos a ser analizados. Se analizaron las concentraciones de: Ca, Fe, K, Mg, Na, Zn, As, P y S. Junto a las muestras se analizaron blancos de ácido HNO₃ al 2%, blancos del proceso de digestión y material certificado (CRM) ION 915 y TORT 3. Los resultados fueron corregidos en función del promedio de los blancos y del rendimiento promedio analizado en las tres muestras de material de referencia (Tabla 3) empleando las fórmulas a continuación:

$$\text{Límite de detección} = 3 \times \sigma \text{ blancos} \quad (1)$$

$$\text{Límite de cuantificación} = 10 \times \sigma \text{ blancos} \quad (2)$$

$$\text{Precisión (\%)} = \frac{\sigma \text{ CRMs} \times 100}{\text{Promedio de la concentración CRMs}} \quad (3)$$

$$\text{Reproducibilidad} = \frac{\text{Concentración media de CRM} - 1}{\text{Concentración certificada CRMs}} \quad (4)$$

$$\text{Recuperación} = \frac{\text{Concentración obtenida de análisis} \times 100}{\text{Concentración certificada CRMs}} \quad (5)$$

Análisis de los elementos traza por ICP-MS

Un ICP-MS con antorcha de plasma acoplado a un espectrómetro de masas con módulo de dilución de gas (AGD: Argón gas de dilución) modelo iCAP Q (Thermo Scientific) (AETE Montpellier) fue utilizado en este estudio para analizar los elementos traza. Se analizaron las concentraciones de: V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Sn, Sb, Ba, Tl, Pb y U en el tejido de los peces. Junto a las muestras se analizaron blancos de ácido HNO₃ al 2%, blancos del proceso de digestión y materiales de referencia certificados para los elementos mayores y en traza: un CRM para las soluciones SLRS-6 (agua de río) y un CRM comparable a nuestras muestras TORT-3 (hepatopáncreas de langosta). Los resultados fueron corregidos en función del promedio de los blancos y el rendimiento promedio del material de referencia (Tabla 4 y 5) empleando las fórmulas descritas previamente. Los valores de reproducibilidad obtenidos para el ICP-MS fue del 80 al 101%.

Análisis de los datos y estadístico

Los datos fueron analizados empleado el software estadístico SPSS 23 (SPSS Inc., Chicago, IL, ESTADOS UNIDOS). El nivel de significancia que se utilizó en este estudio fue $P \leq 0,05$.

Para todas las variables analizadas se realizó estadística descriptiva y la prueba Shapiro-Wilk, para analizar la homogeneidad de varianza y su normalidad. Cuando las variables no fueron normales, se transformó las variables a logaritmo de base 10, e inverso de la variable y cuando aún así no fueron normalizadas se utilizó pruebas no-paramétricas para los análisis (Tabla 6).

Para todas las variables fisicoquímicas de los ríos, se realizó estadística descriptiva y a partir de los escenarios, Amazonía Norte y Amazonía Sur, se aplicó el análisis estadístico ANOVA de una vía, para evaluar si existen diferencias entre parámetros físico-químicos entre la región norte y sur de la Amazonía ecuatoriana.

Para determinar si existen diferencias en las medidas morfológicas en los peces entre las dos regiones de estudio o entre los diferentes ríos estudiados, se realizó la prueba Kruskal Wallis, y posteriormente se usó la prueba de Mann-Whitney.

Para determinar si existe diferencia en las concentraciones de elementos mayores y traza en los peces de la Amazonía Norte vs Amazonia Sur, se utilizó pruebas de ANOVA de una-vía, para los datos que cumplen con una distribución normal, y se utilizó la prueba de Kruskal Wallis para las variables que no cumplen con la condición de normalidad (Tabla 6).

Para comparar las concentraciones de los elementos mayores y traza entre los puntos de muestreo, se utilizó pruebas de ANOVA de una-vía, para los datos que cumplen con una distribución normal, y se utilizó la prueba de Kruskal Wallis para las variables que no cumplen con la condición de normalidad (Tabla 6).

Para analizar si existe impacto de los derrames de petróleo en la Amazonía, los datos fueron re agrupados y clasificados en tres grupos: 1) área petrolera sin derrames (ríos: Blanco y Basura), 2) área petrolera con derrames (ríos: Conde, Pacayacu y Guashito) y 3) área control (río Yananas Amazonía Sur). Para comparar las concentraciones de los elementos mayores y traza entre los 3 grupos evaluados, se utilizó pruebas de ANOVA de una-vía, para los datos que cumplen con una distribución normal, y se utilizó la prueba de Kruskal Wallis para las variables que no cumplen con la condición de normalidad (Tabla 6).

Para determinar si existe un riesgo para la salud al consumir el pescado de las áreas de estudio, las concentraciones de: Pb, As, Cd y Ba, obtenidas en los tejidos de los peces se compararon con las normas de seguridad de la OMS (2011) y de la FAO (1998). Tomando el nivel máximo tolerable (MTL) de un contaminante en un producto alimenticio, el MTL es la concentración máxima de la sustancia recomendada por la comisión del Codex Alimentarius (CCCF 1995) por kg de peso corporal y por semana. En el caso de los elementos analizados, la OMS y FAO recomiendan una concentración semanal máxima tolerable (PTWI) de: Pb 0.025 mg /kg de peso corporal (PC), As 0.015 mg/kg de PC, Cd 0,007 mg/kg de PC y Ba 0.35 mg/kg de PC (WHO and 2011).

Para estimar el nivel de exposición de la población local al Pb, As, Cd y Ba por el consumo de peces, se calculó la ingesta total según la fórmula 6, considerando la ingesta promedio de pescado en la región de 200 g/día (Souza et al. 2005a, Durango 2013b).

Finalmente se calculó el consumo máximo de peces recomendado para cada una de los ríos muestreados, según la fórmula 7 y se comparó con el consumo estimado de 200g/persona/día.

$$IT = \frac{CCE \times PA}{PC} \quad (6)$$

IT: Ingesta total

CCE: Concentración elemento en tejido muscular (obtenido o recomendado)

PA: Peso alimento (Consumo de pescado diario)

PC: Peso corporal (Varía dependiendo el rango de edad)

$$\text{Consumo Sugerido Semanal } kg = \frac{* \text{ Peso Corporal } kg \times \text{Valor referencia (OMS)} \frac{mg}{kg}}{\text{Concentración Calculada Elemento} \frac{mg}{kg}} \quad (7)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización físico-química de los ríos

En la Tabla 7 se presentan los resultados de la caracterización físico-química de los ríos de la Amazonía Norte (AN) y Amazonia Sur (AS) evaluados en este estudio. Los ríos estudiados son similares geomorfológicamente como en su composición físico-química. De todos los parámetros analizados (Anexo 1), la temperatura es la única variable que muestra diferencias significativas entre la Amazonía Norte y Amazonía Sur ($F(1, 4)10.14, p=0.033$), con una media de $25,73 \pm 1,37^{\circ}\text{C}$, sin embargo, estos valores se consideran normales para los sistemas amazónicos, y concuerdan con temperaturas reportadas para ríos amazónicos (Dutra et al. 2009, Cuesta 2016).

En la Amazonia, los ríos de “aguas blancas” provienen de la cordillera andina y se caracterizan por una gran cantidad de sólidos suspendidos, con valores de conductividad entre 40 y 114 $\mu\text{S/cm}$ (Dutra et al. 2009). La conductividad promedia en los ríos muestreados es de $137,50 \pm 97,43 \mu\text{S/cm}$, valores que se encuentran en el rango para este tipo de sistemas (Anexo 2). Los ríos Yananas (AS) y Blanco (AN) presentan la conductividad más baja y alta respectivamente, sin embargo no existen diferencias significativas entre las dos regiones de estudio (Anexo 1).

El porcentaje de oxígeno disuelto presenta valores promedio de $84,44 \% \pm 11,00$ y estos valores se encuentra dentro del criterio de calidad para agua dulce establecido por la legislación ecuatoriana (80% OD) (Cuesta 2016).

Según nuestros análisis, los ríos de la Amazonía Norte (AN) presentan una mayor turbidez que los de la Amazonia Sur. Los valores obtenidos están en un rango de 4,82 NTU en el río Yananas y 24,18 NTU en el río Guashito (Anexo 2), con una media de $13,19 \pm 7,7$ NTU (Anexo 3), esta variable no presenta una diferencia significativa entre la región norte y sur.

El pH presenta valores predominantemente ácidos $3,90 \pm 1,13$ (Tabla 3) y no existe diferencias significativas entre la región norte y sur (Anexo 1). El pH ácido es característico de los ríos de “aguas negras” de la región amazónica, debido a la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos procedentes de la erosión de los suelos forestales amazónicos (Mancera-Rodríguez and Álvarez-León 2006, Pérez et al. 2015, Maurice-Bourgoin 2016). Un pH ácido permite mayor movilización y biodisponibilidad de cationes en los cuerpos de agua (Márquez et al. 2008a, Márquez et al. 2008b, Eneji et al. 2011, Marrugo and Paternina 2011, Pérez et al. 2015). Una mayor presencia de compuestos biodisponibles genera una mayor interacción con los diferentes componentes del ecosistema, como los peces los cuales se encuentran expuestos al medio y contaminantes mediante la dieta, la respiración y la osmoregulación (Pandey et al. 2008).

El potencial redox (ORP) se encontró en un rango de 30,60 a 173,7 mV con una media de $111,75 \pm 66,17$ mV. Esta variable no presenta una diferencia significativa entre la región norte y sur de la Amazonía

Se encontró presencia de coliformes totales en todos los ríos muestreados, en un rango de 1 UFC/mL en el río Yananas a 82 UFC/mL en el río Guashito y una media de $23,28 \pm 30,69$ UFC/mL. A pesar de tener una alta variabilidad en la presencia de coliformes entre los ríos muestreados, no existe una diferencia significativa entre las regiones norte (AN) y sur (AS) de la Amazonía ecuatoriana. La presencia de *Escherichia coli* está en un rango de 0,33 UFC/mL en

el río Conde y 9,33 UFC/mL en el río Blanco y una media de $4.16 \pm 3,26$ UFC/mL. No existe una diferencia significativa entre las regiones norte y sur de la Amazonía ecuatoriana para esta variable. La presencia de *E. coli* en los cuerpos de agua puede estar ligada a descargas urbanas, o al ser una región tan diversa puede estar ligada a la fauna local. Los valores obtenidos en UFC/mL son bajos, lo cual nos lleva a pensar que se debe a la fauna local.

El Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) oscila entre 25 para el río Basura y 90 para el río Guashito. El Índice del Hábitat Fluvial (IHF) se encuentra entre 53 para el río Blanco y 69 para el río Yananas. A partir de los rangos de calidad (Anexo 4 y 5) podemos decir que según el índice IHF, los ríos en su mayoría presentan condiciones heterogéneas de hábitat que pese a algunas alteraciones pueden mantener comunidades saludables de organismos a excepción de los ríos Pacayacu y Conde que presentan una mayor alteración de su hábitat. Según el índice QBR la calidad de los bosques de ribera en su mayoría presenta alteraciones fuertes. El río blanco presenta una degradación extrema de los bosques de ribera lo cual afecta a la calidad general de este afluente.

3.2 Concentración de elementos mayores y traza en peces de la familia

Loricariidae

Características morfológicas de los peces estudiados

Los análisis de características morfológicas muestran que no existen diferencias significativas entre la Amazonía Norte (AN) y la Amazonía Sur (AS) en cuanto a la longitud estándar ($U_{(1, 40)}117.00$, $p=0.71$) (Figura 5), y el peso ($U_{(1, 40)}122.5$, $p=0.85$) de los peces colectados, lo cual nos indica que a escala regional son comparables, y permite hacer pruebas más detalladas y

analizar si hay influencia de factores locales en la variación de las características morfométricas.

Al comparar las medidas morfológicas entre los sitios de muestreo, existen diferencias significativas en la longitud estándar ($X^2_{(5, 40)}26.22$, $p<0.0001$) (Figura 4) así como en el peso ($X^2_{(5, 40)}26.23$, $p<0.0001$) de los individuos colectados (Figura 5). Siendo los ríos Guashito, Basura y Blanco los que presentan los individuos más grandes y más pesados, y los ríos Pacayacu y Conde los que presenta los individuos de menor talla y peso.

Las diferencias encontradas entre los puntos de muestreo nos permiten comparar las condiciones de estos puntos y determinar si existe influencia de actividades antrópicas en las concentraciones químicas de los peces.

Elementos mayores

El contenido de los elementos mayores obtenidos en los músculos de los peces se resume en el Anexo 6. Los niveles de Ca fueron extraordinariamente altos en el río Pacayaku, con una concentración media de $12\ 355 \pm 11\ 639 \mu\text{g/g}$. Los ríos con las concentraciones más bajas son Blanco, Basura y Guashito. Al analizar el potasio, se determinó que las concentraciones más elevadas se encuentran en los Ríos Basura, Blanco y Guashito, y la concentración más baja corresponde al río Pacayaku $8618 \pm 2694 \mu\text{g/g}$.

Las concentraciones de P son similares en los ríos de la Amazonía norte y sur. $11\ 461,79 \pm 2810,91 \mu\text{g/g}$. Las concentraciones más elevadas de P se encuentran en el río Basura con un valor de la media de $12657,98 \pm 2361,48 \mu\text{g/g}$. Las concentraciones de Na en los peces analizados presentan una media de $3298 \pm 727 \mu\text{g/g}$, el valor más alto pertenece al río Pacayaku y la concentración mínima pertenece al río Basura.

Elementos traza indispensables

El contenido de los elementos traza indispensables obtenidos en los músculos de los peces se resume en el Anexo 7. Los niveles de Cr fueron elevados en el río Basura con un promedio de $703,21 \pm 496,45$ ng/g; el río con la media más baja fue Yananas $117,05 \pm 55,47$ ng /g. Los valores obtenidos para Mn son extremadamente altos en el río Pacayaku, valor que excede por mucho a lo obtenido en el río Blanco $1836,85 \pm 864,06$ ng /g. El Fe también destaca en el río Pacayaku con una media de $67\ 771 \pm 55\ 100$ ng /g y una media global de $43\ 085 \pm 24\ 086$ ng /g

Elementos traza no indispensables

El contenido de los elementos no Indispensables analizados en los músculos de los peces se resume en el Anexo 8. Los valores obtenidos muestran que los ríos con mayor presencia de As son Pacayacu y Yananas, y el río Basura tiene la menor concentración de este elemento en el tejido muscular de los peces analizados. Las concentraciones de Ba en los ríos Pacayaku y Conde son considerables ; son 3 veces más altas que el promedio para los ríos de la Amazonia Norte (y Sur?) de $3361,27 \pm 4686,90$ ng /g.

3.3. Impactos de las actividades petroleras en las concentraciones de elementos mayores y traza en peces detritívoros

3.3.1. Comparación Amazonía petrolera (AN) y Amazonía no petrolera (AS)

Elementos mayores

Comparando la Amazonía Norte y la Amazonía Sur, los elementos mayores en los músculos de los peces que presentan una diferencia significativa son Na, P, Mg y K (Tabla 8). Siendo la región norte (AN) la que presenta las concentraciones más elevadas de K y Mg (Figura 7).

Elementos traza indispensables

Se determinó que las concentraciones de los diferentes elementos varían significativamente entre las regiones Amazonía Norte (AN) y Amazonía Sur (AS). La prueba ANOVA (Tabla 9) muestra que existen diferencias significativas en la concentración de Mo y Fe, y no existe diferencia significativa en las concentraciones de V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Sn y Zn ($P > 0.05$) (Figura 8).

Elementos traza no indispensables

El contenido de los elementos no Indispensables analizados en los músculos de los peces se resume en la Tabla 10. Comparando la Amazonía Norte (AN) con la Amazonía Sur (AS), los elementos no Indispensables presentes en los músculos de los peces que muestran una diferencia significativa son: As y Cd. No existe diferencia significativa en las concentraciones de: Pb, Sb, Ba, U ($P > 0.05$) (Figura 9). La mayor concentración de Cd se analizó en peces de la Amazonía Norte (AN), y de As en la Amazonía Sur (AS).

El análisis comparativo de las dos regiones amazónicas evaluadas en el estudio, tiene un problema de representatividad, ya que se analizó 5 ríos en la AN y 1 solo río en la AS. No permite generalizar las comparaciones y que estas sean representativas para la región sur,

pero nos da una idea de un ambiente externo a la AN que puede ser utilizado como un control de las condiciones en un ambiente libre de actividad petrolera.

3.3.2. Comparación de concentraciones entre puntos de muestreo

Elementos mayores

El contenido de los elementos mayores analizados en los músculos de los peces se resume en la Tabla 11. Se determinó que las concentraciones de los diferentes elementos varían significativamente entre los puntos de muestreo Na, Ca, K y Mg; menos S ($F_{(5, 38)}=1,329$, $p=0,276$). Los niveles de Ca fueron extraordinariamente altos en el río Pacayacu, con concentraciones máximas de 28 856 ng /g, siendo la media general 4065 ng/g. Los ríos con las concentraciones más bajas son Blanco, Basura y Guashito. En el caso del K, se determinó que las concentraciones más elevadas se encuentran en los Ríos Basura, Blanco y Guashito, y la concentración más baja corresponde al río Pacayacu (Figura 10).

Elementos traza indispensables

Al comparar los puntos de muestreo para analizar si existe diferencia significativa en la concentración de los elementos traza indispensables, se determinó que las concentraciones de los micro nutrientes Co, Cu, Mn, Cr, Mo, Zn. varían significativamente entre los puntos de muestreo (Tabla 12). La concentración de estos elementos es especialmente importante en el río Pacayacu, el cual supera las concentraciones máximas tolerables recomendadas por la OMS para Cr, Mn, Co y Zn y presenta las concentraciones más elevadas para Mo y Cu (Figura 11).

Elementos traza no indispensables

Al comparar la concentración de elementos traza no indispensables encontrados en los músculos de los peces con los puntos de muestreo (Tabla 13), se determinó que las concentraciones de los siguientes elementos, As, Ba, Cd, Pb, Sb y U, varían significativamente entre los ríos. Los ríos con las concentraciones más altas son: Pacayacu (As, Ba, Cd y U) y Conde (Pb y Sb) (Figura 12).

Las diferencias de concentraciones en los elementos trazas indispensables y trazas no indispensables entre los diferentes puntos de muestreo nos indica que a pesar de existir condiciones físico-químicas similares entre los puntos de muestreo, existen diferencias que no se explican por la variación natural del proceso de bioacumulación en individuos entre los puntos estudiados, es decir existen factores que están modificando el medio y esto se ve reflejado en las concentraciones elementales de los organismos.

3.3.3. Comparación de las concentraciones de metales pesados en peces por categoría de riesgo vinculado a las actividades petroleras

Para los elementos mayores existe una diferencia significativa en la concentración de: K, Mg, Ca, P y Na (Tabla 14) , no se encontró diferencias significativas para: S (Figuras 13 y 14). Se determinó que el área petrolera sin derrames, muestra una mayor concentración de K y Mg, y una concentración menor de Ca y Na, resultados que pueden estar ligados a la carga iónica de los elementos, como se puede ver la presencia de K y Mg en concentraciones elevadas, disminuyen la concentración de Ca y Na de forma proporcional lo cual coincide con lo

descrito por Halver y colaboradores (Halver and Hardy 2002). Sin embargo los iones mayores al ser abundantes en todos los componentes de la dieta, los síntomas de deficiencia no han sido descritos y tampoco existe reportes de toxicidad causada por estos elementos (Halver and Hardy 2002, Leatherland and Woo 2010)

Para los elementos trazas indispensables, existe una diferencia significativa en la concentración de: Co, Cu, Mo, V y Zn (Tabla 15, Figura 15); y no se encontró diferencias significativas para: Fe, Cr, Mn, Ni y Sn ($P > 0,05$) (Figura 16).

Para los elementos trazas no indispensables, existe una diferencia significativa en la concentración de As, U, Cd y Ba (Tabla 16, Figuras 17 y 18), no se encontró diferencias significativas para Pb y Sb (Figura 19)

Los resultados demuestran la presencia abundante de Ba, Co, Hg y Cd en los tejidos de peces provenientes de áreas que han tenido incidentes de derrames a partir de 2008 (datos del MAE-PRAS). Por lo tanto, en base a estos resultados podemos concluir que estos elementos pueden ser considerados como proxies para la identificación de derrames petroleros en un área determinada. Estudios de la literatura indican que concentraciones importantes de Ba se ha encontrado en lodos, aguas de perforación, aguas de formación, aditivos y en el petróleo crudo, y junto al Cd que se encuentra en el petróleo crudo y aguas de perforación (Narvéez 2000, Selinus et al. 2004, Lopez 2013).

En el crudo europeo existe la presencia de Cr, Cd, Ni, Cu y Va (Selinus et al. 2004). En otros estudios se ha reportado la presencia de metales en el petróleo crudo y principalmente en las

aguas de formación, metales como Ni, Va y Cu, también se encuentra cationes de Na, K, Ca, Mn, Sr y Ba y aniones como Cl⁻ y Br⁻ relacionados con la conductividad del agua de formación (Narváez 2000, Speight and Heinemann 2006).

3.4 Riesgos para la salud humana

De acuerdo a los resultados obtenidos (Figura 20, Anexo 9) la concentración de As en todos los puntos de muestreo representa un riesgo para la salud, ya que en todos los casos, se excede el límite de consumo recomendado por la OMS (As 0.015 mg/kg de peso corporal). Este elemento al ser consumido, se almacena en el hígado, riñón, corazón y pulmones y en menor cantidad en tejido muscular y sistema nervioso (Pandey et al. 2008, Ruíz and Méndez 2011). Según la literatura, la exposición prolongada a As en la dieta genera trastornos que incluyen cambios en la piel con hiperqueratosis, formación de verrugas y granos en las palmas y plantas de los pies, con grandes áreas de hiperpigmentación intercalados entre pequeñas áreas de hipopigmentación en la cara, cuello y espalda, cáncer de vejiga y de pulmón (WHO 2008, Ruíz and Méndez 2011).

La concentración de Pb en los puntos de muestreo representa un riesgo para la salud de niños, en los ríos Conde, Basura y Pacayacu (Figura 21), ya que los valores obtenidos superan lo recomendado por la OMS para este elemento (0.025 mg /kg de peso corporal). En los ríos mencionados el consumo máximo de pescado para niños, no deberían ser más de 100 g pez/día para no exceder el valor límite permisible establecido por la OMS (2005). El resto de la población no se encuentra en riesgo según los análisis realizados. Sin embargo el consumo de altos niveles de Pb en dieta están asociados a daños en el sistema nervioso, sistema

hematológico y cardiovascular (Yang et al. 2007, Marrugo and Paternina 2011, Ruíz and Méndez 2011). El riesgo se incrementa debido a la temprana edad a la que los niños están expuestos a este metal lo cual los vuelve más vulnerables a síntomas de intoxicación crónica que van desde dolores de cabeza, letargo, torpeza, vómito, irritabilidad y anorexia (Bradl 2005, Ruíz and Méndez 2011, Chile 2014). En casos graves se presenta disminución de la función cognitiva, pérdida de memoria, agresividad y psicosis (Ruíz and Méndez 2011) que son secuelas de la exposición prolongada (Pandey et al. 2008)

El Cd no representa un riesgo en ninguno de los puntos de muestreo (Figura 22); sin embargo, para el río Pacayacu, este elemento se encuentra en concentraciones que ponen en riesgo a todos los rangos poblacionales analizados, los hombres adultos se encuentran en el límite máximo de consumo lo cual representa un riesgo dependiendo los hábitos de consumo de pescado de cada individuo en el punto de muestreo. Este elemento se considera uno de los más peligrosos debido a su alta toxicidad, capacidad de acumulación y sobretodo su amplia distribución producto de sus diversas aplicaciones (Pandey et al. 2008). El consumo de altos niveles de Cd en dieta están asociados a trastornos que incluyen daños renales, hipertensión, lesiones pulmonares y lesiones óseas (Pandey et al. 2008, Marrugo and Paternina 2011, Ruíz and Méndez 2011). Tiene efectos carcinógenos y es declarado en el Grupo 1 por la International Agency of Research on Cancer (IARC), y en clase B por la US EPA. En ambientes acuáticos la presencia de Cd ha sido asociado al lavado de suelos agrícolas, descargas industriales y mineras, desechos municipales y lodos provenientes de plantas de tratamiento (Marrugo and Paternina 2011). Próximo al río Pacayacu se evidenció pequeños

cultivos de plátano, cultivos en los cuales el uso de productos fitosanitarios suele ser recurrente y puede estar también asociado a las concentraciones altas de este elemento.

Finalmente, las concentraciones de Ba representan un riesgo para toda la población en los ríos Conde y Pacayacu (Figura 23), y representan un riesgo para los niños que consumen los peces provenientes del río Yananas. Se ha reportado que el consumo de este elemento está asociado a daños renales e hipertensión, no se ha demostrado que sea carcinogénico o mutagénico (Ruíz and Méndez 2011).

Los puntos de muestreo que exceden las concentraciones límites de Pb, As, Cd y Ba permitidas por la OMS vía la dieta (Figura 11) representan un riesgo latente para las comunidades que dependen de estos recursos, ya que en la región Amazónica, estas dependen del pescado como una fuente importante de proteínas (Barbosa et al. 1995, Lebel et al. 1997, Lebel et al. 1998, Webb et al. 2004). El problema se incrementa al exponer a poblaciones sensibles como los niños, mujeres embarazadas y mujeres con niños lactantes, a una dieta con consumo regular de pescado (Barbosa et al. 1995, Maurice-Bourgoin et al. 2000).

CONCLUSIONES

Este es el primer estudio que determina la composición elemental de músculos de los peces más común de la familia Loricariidae en la región Amazónica. Este estudio brinda un punto de partida para poder evaluar las condiciones de otros ríos de la región y brinda una información

de contraste para especies de peces de agua dulce y especialmente para estudio de Loricariidae presentes en toda la cuenca amazónica.

Existen diferencias significativas de concentración de cationes y de metales pesados en peces de la misma especie colectados entre la Amazonía Norte (AN) y la Amazonía Sur (AS). Nuestro estudio resalta que los elementos Co, Ba, Cd y Hg pueden ser utilizados como trazadores de las actividades petroleras y específicamente de los eventos de derrames.

Por lo tanto, existe un riesgo al consumir pescado diariamente debido a las altas concentraciones de As analizados en todos los peces de los ríos estudiados, lo cual implica un riesgo elevado de intoxicación especialmente en niños, mujeres embarazadas y mujeres lactantes (riesgo para el infante). El riesgo se puede incrementar debido a la temprana edad a la que los niños están expuestos a estos contaminantes lo cual los vuelve más vulnerables a síntomas de intoxicación crónica. El consumo de pescado en los ríos Conde y Pacayacu representa un riesgo mayor, ya que Ba, Cd y Pb están presentes en concentraciones elevadas que pueden acarrear problemas de salud al existir una exposición constante a través de la alimentación.

Se recomienda realizar nuevos estudios en otros niveles tróficos para comprender el ciclo de estos elementos a lo largo de la cadena trófica, como medida para reducir el riesgo de intoxicación o daños permanentes por consumo de estos compuestos. De igual manera se recomienda que las poblaciones que dependen del recurso pesquero en la Amazonía ecuatoriana, reduzcan de ser posible la ingesta de esta fuente proteica, y de ser posible se debe capturar especies que ocupen diversos niveles tróficos especialmente especies no piscívoras.

Adicionalmente para determinar si las concentraciones de elementos tóxicos afectan a la salud de las comunidades humanas cercanas a los puntos de estudio, se recomienda realizar un estudio en las poblaciones para determinar los niveles de exposición y buscar alternativas que reduzcan el riesgo para la salud.

Referencias

- Arteaga, A. M. 2003. Indicadores de gestión e impactos de la actividad petrolera en la Región Amazónica Ecuatoriana. Pages 51-78 *in* G. Fontaine, editor. *Petróleo y desarrollo sostenible en Ecuador*. FLACSO.
- Barbosa, A. C., A. A. Boischio, E. G. A., I. Ferrari, A. Gonçalves, P. R. M. Silva, and T. M. E. Cruz. 1995. Mercury Contamination In The Brazilian Amazon. *Environmental And Occupational Aspects: Water, Air, and Soil Pollution* **80**:109-121.
- Burger, J., K. F. Gaines, S. Boring, W. L. Stephens, J. Snodgrass, C. Dixon, M. McMahon, S. Shukla, T. Shukla, and M. Gochfeld. 2002. Metal Levels in Fish from the Savannah River: Potential Hazards to Fish and Other Receptors. *Environmental Research Section A*. **89**:85-97.
- CCCF, C. C. o. C. i. F. 1995. CODEX GENERAL STANDARD FOR CONTAMINANTS AND TOXINS IN FOOD AND FEED (CODEX STAN 193-1995). Page 44 *in* health, editor.
- Cuesta, S., Irina, Esthela. 2016. Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en aguas y sedimentos de ríos de la Amazonía ecuatoriana. Universidad San Francisco De Quito USFQ.
- Dadar, M., M. Adel, H. N. Saravi, and M. Dadar. 2016. A comparative study of trace metals in male and female Caspian kutum (*Rutilus frisii kutum*) from the southern basin of Caspian Sea. *Environmental Science and Pollution Research*:1-7.
- Domingo, J. L. 2007. Health risks arising from the dietary intake of chemical contaminants: a case study of the consumption of edible marine species in Catalonia, NE Spain. *Contributions To Science* **3**:459-468.
- Durango, P. E. 2013. Evaluación Socio-económica del uso de la pesca artesanal en cuatro comunidades Kichwa de la ribera del río Napo, Ecuador. Universidad San Francisco de Quito.
- Dutra, M., Poliana. , L. Maurice, E. Tessier, D. Amouroux, D. Cossa, M. Pérez, P. Moreira-Turcq, and I. Rhéault. 2009. Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplain lakes. *Science of the Total Environment* **407**:6073-6084.
- Eneji, I. S., R. Sha' Ato, and P. A. Annune. 2011. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus*) Organs From River Benue, North Central Nigeria. *Pak. J. Anal. Environ. Chem.* **12**:1-8.
- Finer, M., C. N. Jenkins, S. L. Pimm, B. Keane, and C. Ross. 2008. Oil and Gas Projects in the Western Amazon: Threats to Wilderness, Biodiversity, and Indigenous Peoples. *PLoS ONE* **3**:9.
- Fontaine, G. 2003. Aportes a una sociología del conflicto socio-ambiental. Pages 79-104 *in* G. Fontaine, editor. *Petróleo y desarrollo sostenible en Ecuador*. FLACSO.
- Ibañez, C., P. A. Tedesco, R. Bigorne, B. Hugueny, M. Pouilly, C. Zepita, J. Zubieta, and T. Oberdorff. 2007. Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. *Aquatic Living Resources* **20**:131-142.
- Jiménez-Prado, P., W. Aguirre, E. Laaz, M. Ronald, N. Amaya, F. Nugra, S. Eduardo, R. Monsalve, E. H. Zárate, A. Torres-Noboa, and J. Valdiviezo Rivera. 2005. *Guía De Peces Para Aguas Continentales En La Vertiente Occidental Del Ecuador* Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas (PUCESE); Universidad del Azuay (UDA) y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad. Esmeraldas, Ecuador.
- Kaoud, H. A., and A. R. El-Dahshan. 2010. Bioaccumulation and histopathological alterations of the heavy metals in *Oreochromis niloticus* fish. *Nature and Science* **8**:147-157.
- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* **91**:109-117.
- Lebel, J., D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim, F. Larribe, and J. Dolbec. 1998. Neurotoxic Effects of Low-Level Methylmercury Contamination in the Amazonian Basin. *ENVIRONMENTAL RESEARCH*, **79**:20-32.

- Lebel, J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotfe, and F. Larribe. 1997. Fish Diet And Mercury Exposure In A Riparian Amazonian Population. *Water, Air and Soil Pollution* **97**:31-44.
- Lessmann, J., J. Fajardo, J. Muñoz, and E. Bonaccorso. 2016. Large expansion of oil industry in the Ecuadorian Amazon: biodiversity vulnerability and conservation alternatives. *Ecology and Evolution* **6**:4997-5012.
- Lopez, F. 2013. Determinación de Metales Pesados en el medio biótico y abiótico en tres cuerpos de agua receptores de los efluentes del complejo industrial Shushufindi Escuela Politecnica Nacional.
- MAE. 2014. Deforestacion entre 2008-2014, Ministerio del ambiente Page mapa cobertura. Ministerio del ambiente
- Mainville, N., J. Webb, M. Lucotte, R. Davidson, O. Betancourt, E. Cueva, and D. Mergler. 2006. Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Science of the Total Environment* **368**:88-98.
- Maldonado-Ocampo, J. A., A. Ortega-Lara, J. S. Usma-Oviedo, G. Galvis-Vergara, F. A. Villa-Navarro, L. Vásquez-Gamboa, S. Prada-Pedrerros, and C. Ardila-Rodríguez. 2005. Peces De Los Andes De Colombia Colombia, Diversa Por Naturaleza Guía De Campo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos «Alexander von Humboldt».
- Malik, N., A. K. Biswas, T. A. Qureshi, K. Borana, and R. Virha. 2010. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. *Environ Monit Assess* **160**:267–276.
- Mancera-Rodríguez, N., Javier., and R. Álvarez-León. 2006. Estado Del Conocimiento De Las Concentraciones De Mercurio Y Otros Metales Pesados En Peces Dulceacuícolas De Colombia. *Acta Biológica Colombiana* **11**:3-23.
- Márquez, A., W. Senior, I. Fermín, G. Martínez, J. Castañeda, and Á. González. 2008a. Cuantificación De Las Concentraciones De Metales Pesados En Tejidos De Peces Y Crustáceos De La Laguna De Unare, Estado Anzoátegui, Venezuela. *FCV-LUZ* **18**:73-86.
- Márquez, A., W. Senior, G. Martínez, J. Castañeda, and Á. González. 2008b. CONCENTRACIONES DE METALES EN SEDIMENTOS Y TEJIDOS MUSCULARES DE ALGUNOS PECES DE LA LAGUNA DE CASTILLERO, VENEZUELA. *FCV-LUZ* **18**:121-133.
- Marrugo, N., Jose Luis., and U. Paternina, Roberth. . 2011. Evaluación De La Contaminación Por Metales Pesados En La Ciénaga La Soledad Y Bahía De Cispatá, Cuenca Del Bajo Sinú, Departamento De Córdoba. Proyecto Presentado Para La Convocatoria Interna De La Universidad De Córdoba:78.
- Maurice-Bourgoin, L. 2016. Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien. *IRD*:167-201.
- Maurice-Bourgoin, L., and I. Quiroga. 2002. Total Mercury Distribution And Importance Of The Biomagnification Process In Rivers Of The Bolivian Amazon.*in* M. E. Mc Clain, editor. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*.
- Maurice-Bourgoin, L., I. Quiroga, J. Chincheros, and P. Courau. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment* **260**:73-86.
- Montalvo, A. 2015. Estudio Comparativo de la Diversidad de Especies Vegetales Halladas en las Huertas de Cuatro Comunidades Shuar de Morona Santiago. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Narváez, Q., Ivan. . 2000. Aguas de formación y derrames de petróleo: La dimencion politica en la problematica socioambiental petrolera.
- Nonogaki, H., J. A. Nelson, and W. P. Patterson. 2007. Dietary histories of herbivorous loricatoriid catfishes: evidence from $\delta^{13}C$ values of otoliths. *Environ Biol Fish* **78**:13-21.
- Pandey, S., S. Parvez, R. A. Ansari, M. Ali, M. Kaur, F. Hayat, F. Ahmad, and S. Raisuddin. 2008. Effects of exposure to multiple trace metals on biochemical, histological and ultrastructural features of gills of a freshwater fish, *Channa punctata* Bloch. *Chemico-Biological Interactions* **174**:183-192.

- Pérez, G. 2015. Determinación de elementos mayores en sedimentos provenientes de zonas afectadas por actividades petroleras en Ecuador. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Pérez, M. A. 2012. Aplicación de los sistemas de información geográfica como herramienta para la planificación territorial dentro de una metodología ajustada a la parroquia Macuma. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Pérez, N., Cristina, Gabriela., L. Maurice, V. Ochoa-Herrera, F. López, D. A. Egas, C. Lagane, and P. Besson. 2015. Determinación de elementos mayores en sedimentos provenientes de zonas afectadas por actividades petroleras en Ecuador. *Avances en ciencias e ingenierías* **7**:95-115.
- Pouilly, M., S. Barrera, and C. Rosales. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology* **68**:137-156.
- PRAS. 2015. Derrames de petróleo Programa de Reparación Ambiental y Social. .
- Prat, N., M. Rieradevall, and P. Fortuño. 2012. Metodología F.E.M. para la evaluación del ESTADO ECOLÓGICO de los ríos Mediterráneos. Page 44. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona.
- Roman-Valencia, C., and H. Samudio. 2007. Dieta y reproducción de *Lasiancistrus caucanus* (Pisces: Loricariidae) en la cuenca del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* **9**:95-101.
- Ruíz, N., and A. Méndez, Marisela. 2011. Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Arch Neurociencia*, Mexico **16**:140-147.
- Sá de Oliveira, J. C., R. Angelini, and V. J. Isaac. 2015. Population parameters of the fish fauna in a long-established Amazonian reservoir (Amapá, Brazil). *Applied Ichthyology* **31**:290-295.
- Sá de Oliveira, J. C., and V. J. Isaac. 2013. Diet breadth and niche overlap between *Hypostomus plecostomus* (Linnaeus, 1758) and *Hypostomus emarginatus* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes) in the Coaracy Nunes hydroelectric reservoir, Ferreira Gomes, Amapá-Brazil. *Biota Amazônia* **3**:116-125.
- Sánchez, L., Juan, Manuel. 2011. Evaluación de la concentración de mercurio en diversas marcas de atún enlatado comercializadas en la ciudad de Cartagena de Indias. Universidad Nacional de Colombia.
- Selinus, O., B. Alloway, J. , J. Centeno, A. , R. Finkelman, B., R. Fuge, U. Lindh, and P. Smedley. 2004. *Medical Geology Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Elsevier Academic Press.
- Sen, I., A. Shandil, and V. S. Shrivastava. 2011. Study for Determination of Heavy Metals in Fish Species of the River Yamuna (Delhi) by Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Spectroscopy (ICP-OES). *Pelagia Research Library Advances in Applied Science Research* **2**:161-166.
- Simoës, A., D. Landry, C. Hidalgo, and M. Teng. 2014. *The Observatory of Economic Complexity*. Ecuador.
- Souza, L., Ana Paula. , S. Souza, Jorge, Eduardo., S. Miho, Helena., and M. I. Sarkis, Regina, Celi. 2005a. Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piria' Municipality, Para' State, Brazil. *Environmental Research* **97**:236-244.
- Souza, L., Ana Paula., S. Souza, Jorge Eduardo., S. Miho, Helena., and R. C. Sarkis Muller. 2005b. Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piriá Municipality, Pará State, Brazil. *Environmental Research* **97**:236-244.
- Speight, J. G., and H. Heinemann. 2006. *The Chemistry and Technology of Petroleum*. Taylor & Francis Group.
- Stewart, D., R. Barriga, and M. Ibarra. 1987. *ICTIOFAUNA DE LA CUENCA DEL RIO NAPO, ECUADOR ORIENTAL: LISTA ANOTADA DE ESPECIES*. Escuela Politecnica Nacional University of Wisconsin.

- Suárez, E., M. Morales, R. Cueva, V. Utreras Bucheli, G. Zapata-Ríos, E. Toral, J. Torres, W. Prado, and J. Vargas Olalla. 2009. Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation*. **12**:364-373.
- Troya, M. J. 2014. Human threats to the freshwater ecosystems in the Napo Watershed. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Utreras, V. M. 2010. CARACTERIZACIÓN DE LA PESCA DE GRANDES BAGRES EN EL ALTO RÍO NAPO (ECUADOR), RECOMENDACIONES PARA SU MANEJO Y CONSERVACIÓN. UNIVERSIDAD INTERNACIONAL DE ANDALUCÍA.
- Vodyanitskii, Y. N., A. T. Savichev, S. Y. Trofimov, and S. E. A. 2012. Accumulation of Heavy Metals in Oil Contaminated Peat Soils. *Eurasian Soil Science* **45**:977-982.
- Webb, J. 2004. Use of the Ecosystem Approach to Population Health, The Case of Mercury Contamination in Aquatic Environments and Riparian Populations, Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Canadian Journal of Public Health* **96**:41-47.
- Webb, J., O. T. Coomes, N. Ross, and D. Mergler. 2016. Mercury concentrations in urine of amerindian populations near oil fields in the peruvian and ecuadorian amazon. *Environmental Research* **151**:344–350.
- Webb, J., N. Mainville, D. Mergler, M. Lucotte, O. Betancourt, R. Davidson, E. Cueva, and E. Quizhpe. 2004. Mercury in Fish-eating Communities of the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Eco Health* **2**:59-71.
- WHO, W. H. O. 2008. Pyriproxyfen in drinking-water: Use for vector control in drinkingwater sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization.
- WHO, W. H. O., and 2011. Food Contaminant METALS, Mercury Hg. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on food Additives (JECFA).
- Yang, R., T. Yao, B. Xu, G. Jiang, and X. Xin. 2007. Accumulation features of organochlorine pesticides and heavy metals in fish from high mountain lakes and Lhasa River in the Tibetan Plateau. *Environment International*.
- Yanza, L. 2014. Las Voces de las Víctimas. Piguaje, Lucitante, Humberto. Acuña, Wilfrido. edition.
- Zamudio, J., A. Urbano-Bonilla, J. Maldonado-Ocampo, Alejandro. , J. Bogotá-Grégory, David., and G. Cortés-Millán, Augusto. 2008. Hábitos Alimentarios De Diez Especies De Peces Del Piedemonte Del Departamento Del Casanare, Colombia. *Dahlia Rev. Asoc. Colomb. Ictiol.* **10**:43-55.

Tablas

Tabla 1: Datos geográficos de los seis puntos de muestreo de la región Amazonía Norte (NA) y Amazonia Sur (AS) de Ecuador.

Código	Río	Región	Provincia	Altitud (msnm)	UTM / UPS		
M15-01	Conde	AN	Orellana	255	18 S	291520	9923055
M15-02	Blanco	AN	Sucumbíos	272	18 S	318689	9961878
M15-04	Pacayaku	AN	Sucumbíos	245	18 S	325469	10000141
M15-05	Basura	AN	Orellana	284	18 S	279648	9963505
M15-06	Guashito	AN	Orellana	269	18 S	269232	9955379
M15-08	Yananas	AS	Morona Santiago	290	18 S	168127	9664373

Tabla 2. Características morfológicas de los peces analizados en los ríos de la Amazonía Norte (AN) (petrolera) y Sur (AS) (no petrolera, control) del Ecuador.

Río	Región	Familia	Especie	N	Migración	Nivel trófico	Longitud (cm)	Peso (gr)
Conde	Norte	Loricariidae	<i>Ancistrus spp</i>	10	Sedentario	Detritívoro	8,22 ± 2,07	19,09 ± 15,32
Blanco	Norte	Loricariidae	<i>Cochliodon</i>	7	Sedentario	Detritívoro	16,27 ± 1,61	150,71 ± 50,54
Pacayaku	Norte	Loricariidae	<i>Cochliodon</i>	4	Sedentario	Detritívoro	6,93 ± 3,9	14,44 ± 22,03
Basura	Norte	Loricariidae	<i>Cochliodon oculus</i>	5	Sedentario	Detritívoro	16,04 ± 2,92	135,60 ± 61,24
Guashito	Norte	Loricariidae	<i>Cochliodon ericeus e Hypostomus hemicochliodon</i>	6	Sedentario	Detritívoro	17,37 ± 1,7	177,00 ± 33,49
Yananas	Sur	Loricariidae	<i>Chaetostoma spp.</i>	8	Sedentario	Detritívoro	12,00 ± 3,67	78,62 ± 70,03

Tabla 3. Precisión, reproducibilidad, límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) de los análisis por ICP-OES (GET, Toulouse, Francia). * N: Blancos y Material de Referencia Certificado (TORT-3, ION 915) . Tort 3 no está certificado para mayores P, S, Ca, K, Mg, Na.

Macro Nutrientes ICP OES								
Parámetro	Elemento	P	S	Ca	K	Mg	Na	N
Precisión Tort3		5,802	2,006	4,01	0,92	0,91	1,45	* 3
Precisión ion 915				0,38	-1,28	0,80	45,73	
Reproducibilidad ion 915				1,07	-2,13	1,05	0,54	
Límite de detección mg/.L-1		0,002	0,018	0,14	0,12	0,00	0,18	
Límite de Cuantificación mg/.L-1		0,006	0,061	0,47	0,40	0,02	0,60	

Tabla 4. Precisión, reproducibilidad, límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) de los análisis por ICP-MS (GET, Montpellier, Francia). * N: Blancos y Material de Referencia Certificado (TORT-3, ION 915).

Micro Nutrientes													
Parámetro	Elemento	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Sn	Tl	N
Precisión Tort3		0,589	4,215	1,676	0,390	0,451	0,190	0,407	2,734	0,464	16,667	0,905	* 3
Reproducibilidad Tort 3		0,953	0,889	0,915	0,910	0,994	0,934	0,799	0,881	1,018	0,897	x	
Precisión ion 915		2,522	1,601	3,381	2,713	2,034	2,614	2,750	11,085	7,596	23,481	9,193	
Reproducibilidad ion 915		1,056	1,002	1,049	1,010	1,062	0,987	1,051	1,093	0,996	x	x	
Límite de detección µg/L		0,001	0,001	0,002	0,001	0,000	0,001	0,010	0,174	0,001	0,002	0,003	
Límite de Cuantificación µg/L		0,002	0,003	0,007	0,004	0,001	0,004	0,034	0,580	0,004	0,006	0,009	

Tabla 5. Precisión, reproducibilidad, límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) de los análisis por ICP-MS (GET, Montpellier, Francia). * N: Blancos y Material de Referencia Certificado (TORT-3, ION 915) (Tort3 no está certificado para trazas Tl, Sb, Ba, U)

No Esenciales								
Parámetro	Elemento	As	Pb	Sb	Ba	Cd	U	N
Precisión Tort3		1,447	1,200	6,106	4,944	0,921	0,258	* 3
Reproductibilidad Tort 3		0,996	0,910	x	x	0,871	x	
Precisión ion 915		13,538	3,031	3,326	3,031	12,828	2,510	
Reproductibilidad ion 915		1,054	1,004	1,011	1,030	1,364	1,068	
Límite de detección µg/L		0,004	0,000	0,002	0,004	0,000	0,000	
Límite de Cuantificación µg/L		0,015	0,001	0,006	0,014	0,001	0,000	

Tabla 6: Prueba de normalidad de las variables estudiadas y transformaciones usadas para las pruebas estadísticas.

Elemento	Transformación	Cumple Normalidad
S, Na	Sin Transformación	Si
P, Ca, Hg, V, Co, Ni, Pb, U, Cu, Mn, Ba, Fe	Log 10	Si
Mo, Sn, Zn	Inv	Si
Long Est, Peso, K, Mg, Cr, As, Cd, Sb		No

Tabla 7: Estadística descriptiva de las variables físico-químicas de los 6 ríos de estudio en la Amazonía Ecuatoriana

Estadísticos descriptivos					
	N	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
IHF	6,00	55,00	69,00	61,83	5,88
QBR	6,00	25,00	90,00	52,50	24,85
Coliformes	6,00	1,00	82,33	23,28	30,69
<i>E. coli</i>	6,00	0,33	9,33	4,17	3,26
Prof, total (cm)	6,00	70,00	150,00	110,83	35,27
Ancho afluente (cm)	6,00	700,00	1200,00	933,33	175,12
T (°C)	6,00	23,36	27,51	25,74	1,37
Cond (µS/cm)	6,00	72,00	273,00	137,50	97,44
pH (in situ)	6,00	2,44	6,07	3,97	1,29
O ₂ Disuelto (mg/L)	6,00	5,40	9,60	6,83	1,52
O ₂ Disuelto (%sat)	6,00	67,90	100,00	83,13	10,96
Turb. (ntu)	6,00	4,82	24,18	13,19	7,70
ORP (mV)	6,00	30,60	173,70	111,75	66,17
Alcalinidad (mg/L)	6,00	8,13	71,72	24,57	23,81
N válido (por lista)	6,00				

Tabla 8: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos mayores analizados en los músculos de los peces, entre Amazonía norte (AN) y Amazonia sur (AS).

Mayores An y As						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
S	Anova	1	37	0,62	0,25	
Na	Anova	1	37	0,004	0,951	
P	Anova	1	37	0,001	12,23	6
Ca	Anova	1	37	0,326	0,988	
K	Chi-cuadrado	1	39	0,046		3,98
Mg	Chi-cuadrado	1	39	0,011		6,431

Tabla 9: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos traza indispensables, analizados en los músculos de los peces, entre Amazonía Norte (AN) y Amazonia Sur (AS).

Trazas Indispensables An y As						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
Co	Anova	1	37	0,584	0,305	
Cu	Anova	1	37	0,115	2,612	
Mn	Anova	1	37	0,609	0,266	
Cr	Chi-cuadrado	1	39	0,065		3,398
Mo	Anova	1	37	0,045	4,296	
Zn	Anova	1	37	0,069	3,504	
Ni	Anova	1	37	0,477	0,517	
V	Anova	1	37	0,184	1,836	
Fe	Anova	1	37	0,04	4,512	
Sn	Anova	1	37	0,214	1,597	

Tabla 10: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos traza no indispensables analizados en los músculos de los peces, entre Amazonía Norte (AN) y Amazonia Sur (AS).

Trazas No Indispensables An y As						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
U	Anova	1	37	0,259	1,317	
Ba	Anova	1	37	0,548	0,367	
As	Chi-cuadrado	1	39	0,001		12,097
Pb	Chi-cuadrado	1	39	0,917		0,011
Sb	Chi-cuadrado	1	39	0,487		1,747
Cd	Chi-cuadrado	1	39	0,002		9,156

Tabla 11: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos mayores analizados en los músculos de los peces, en 6 ríos de la Amazonía ecuatoriana.

Mayores lugares						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
S	Anova	5	33	0,276	1,329	
Na	Anova	5	33	0,0001	6,266	
P	Anova	5	33	0,053	2,46	
Ca	Anova	5	33	0,0001	13,542	
K	Chi-cuadrado	5	40	0,0001		31,913
Mg	Chi-cuadrado	5	40	0,0001		26,031

Tabla 12: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos traza indispensables, analizados en los músculos de los peces, en 6 ríos de la Amazonía ecuatoriana.

Trazas Indispensables por lugares						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
Co	Anova	5	33	0,276	1,329	
Cu	Anova	5	33	0,0001	9,537	
Mn	Anova	5	33	0,0001	32,485	
Cr	Chi-cuadrado	5	40	0,006		16,29
Mo	Anova	5	33	0,0001	7,059	
Zn	Anova	5	33	0,0001	8,05	
Ni	Anova	5	33	0,001	5,278	
V	Anova	5	33	0,0001	10,837	
Fe	Anova	5	33	0,004	4,322	
Sn	Anova	5	33	0,012	3,509	

Tabla 13: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos traza no indispensables, analizados en los músculos de los peces, en 6 ríos de la Amazonía ecuatoriana.

Trazas No Indispensables por lugares						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
U	Anova	5	33	0,0001	7,928	
Ba	Anova	5	33	0,0001	19,487	
As	Chi-cuadrado	5	40	0,0001		22,523
Pb	Chi-cuadrado	5	40	0,001		21,384
Sb	Chi-cuadrado	5	40	0,001		20,802
Cd	Chi-cuadrado	5	40	0,0001		31,802

Tabla 14: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos mayores, analizados en los músculos de los peces, entre Área Petrolera, Área Petrolera + derrame y Control (AS).

Mayores						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
S	Anova	2	36	0,44	0,83	
Na	Anova	2	36	0,04	3,41	
P	Anova	2	36	0,001	6,58	
Ca	Anova	2	36	0,001	8,87	
K	Chi-cuadrado	2	39	0,0001		18,471
Mg	Chi-cuadrado	2	39	0,001		13,965

Tabla 15: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos traza indispensables, analizados en los músculos de los peces, entre Área Petrolera, Área Petrolera + derrame y Control (AS).

Trazas Indispensables						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
Co	Anova	2	36	0,01	6,06	
Cu	Anova	2	36	0,001	7,73	
Mn	Anova	2	36	0,39	0,68	
Cr	Chi-cuadrado	2	39	0,18		3,427
Mo	Anova	2	36	0,01	5,1	
Zn	Anova	2	36	0,02	3,5	
Ni	Anova	2	36	0,17	1,88	
V	Anova	2	36	0,04	3,5	
Fe	Anova	2	36	0,06	3,15	
Sn	Anova	2	36	0,29	1,27	

Tabla 16: Pruebas estadísticas de las concentraciones de elementos traza no indispensables, analizados en los músculos de los peces, entre Área Petrolera, Área Petrolera + derrame y Control (AS).

Trazas No Indispensables						
Elemento	Estadístico	gl entre grupos	gl dentro de grupos	Significancia (p)	F	X2
U	Anova	2	36	0,001	8,73	
Ba	Anova	2	36	0,001	6,72	
Hg	Anova	2	36	0,001	20,71	
As	Chi-cuadrado	2	39	0,0001		18,278
Pb	Chi-cuadrado	2	39	0,612		0,982
Sb	Chi-cuadrado	2	39	0,134		4,017
Cd	Chi-cuadrado	2	39	0,003		11,852

Figuras

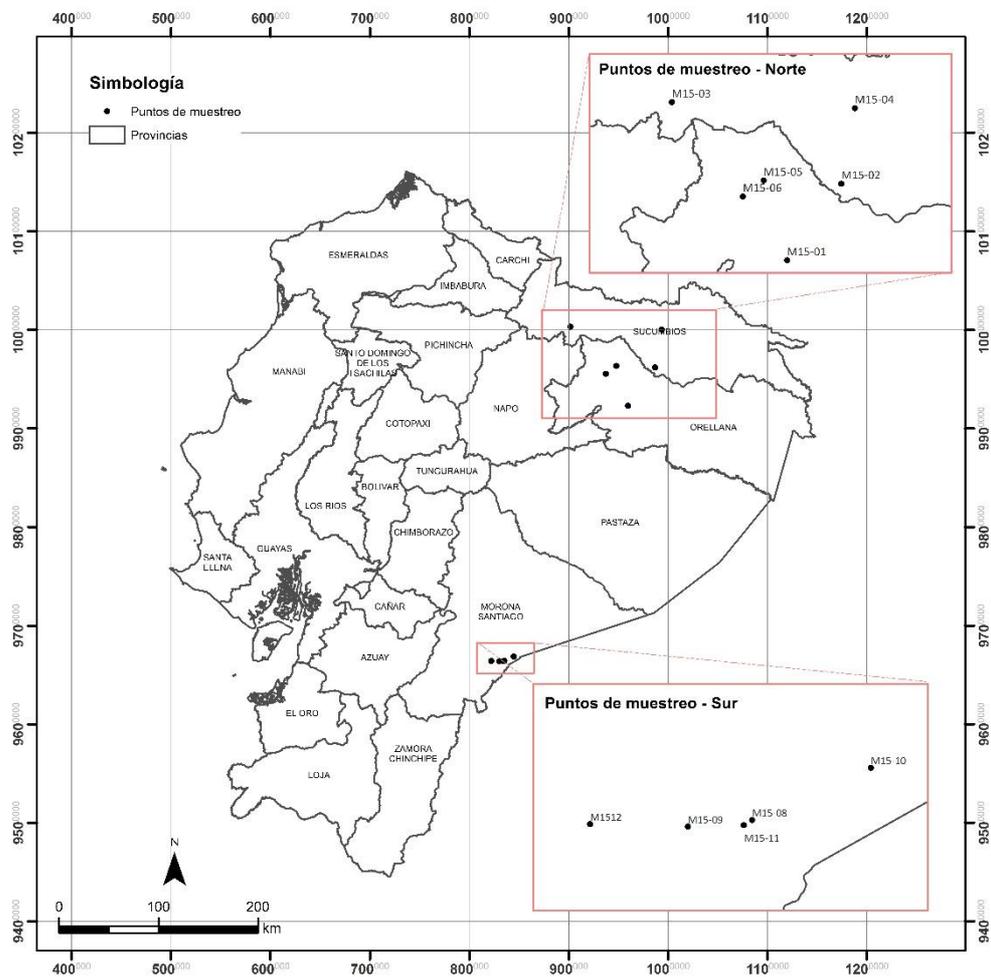


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo en la Amazonía Norte (AN) en zona de explotación petrolera, y en la Amazonia Sur (AS), zona de control (Campaña MONOIL, 2015-2016).

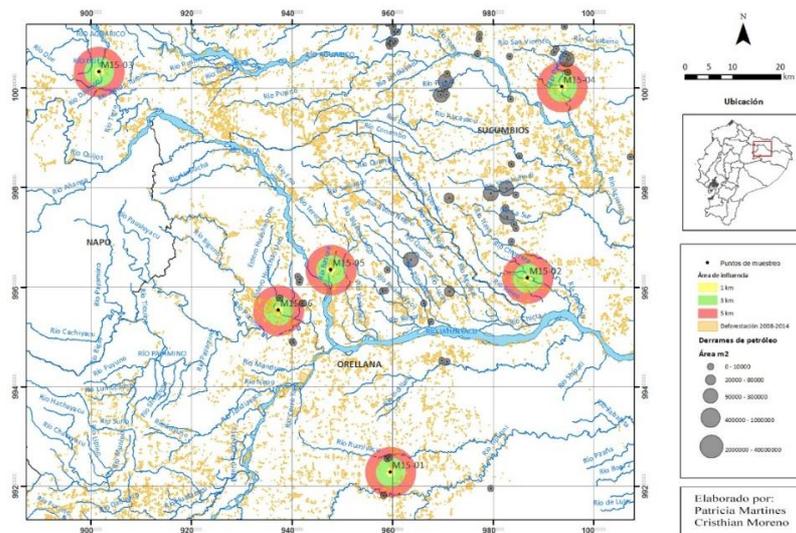


Figura 2. Puntos de muestreo en la Amazonía Norte (AN) en zona de explotación petrolera, derrames reportados a partir de 2008, cobertura vegetal y porcentaje de deforestación a 1,3 y 5 Km del punto de muestreo (Campaña MONOIL, 2015-2016).

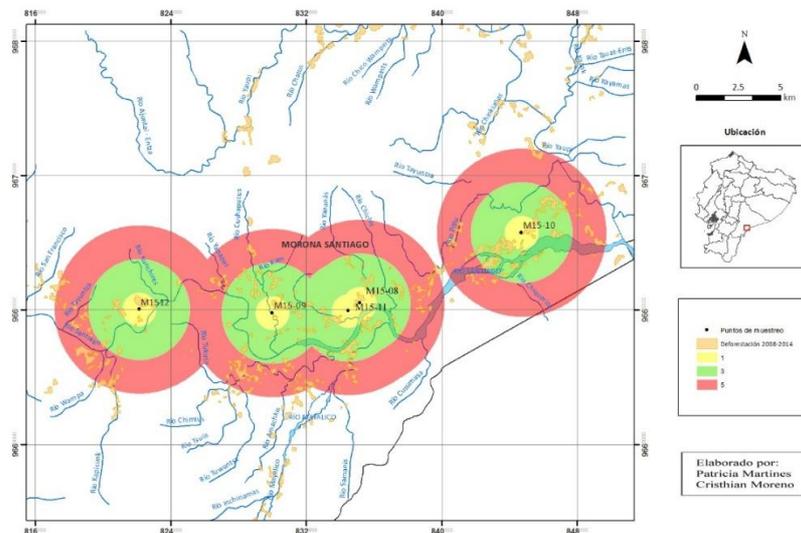


Figura 3. Puntos de muestreo en la Amazonia Sur (AS), cobertura vegetal y porcentaje de deforestación a 1,3 y 5 Km del punto de muestreo (Campaña MONOIL, 2015-2016).

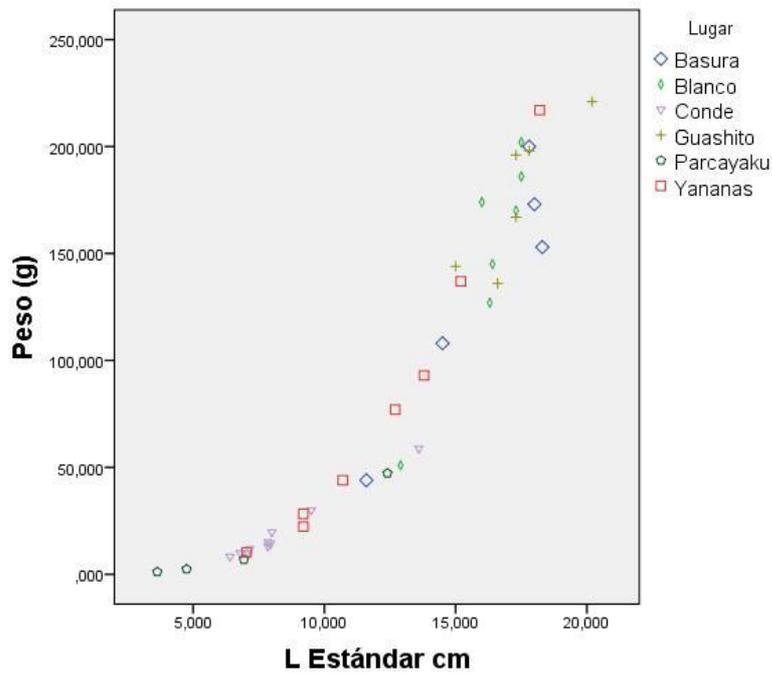


Figura 4. Relación entre longitud estándar (cm) y peso (g) de los peces *Loricariidae* colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

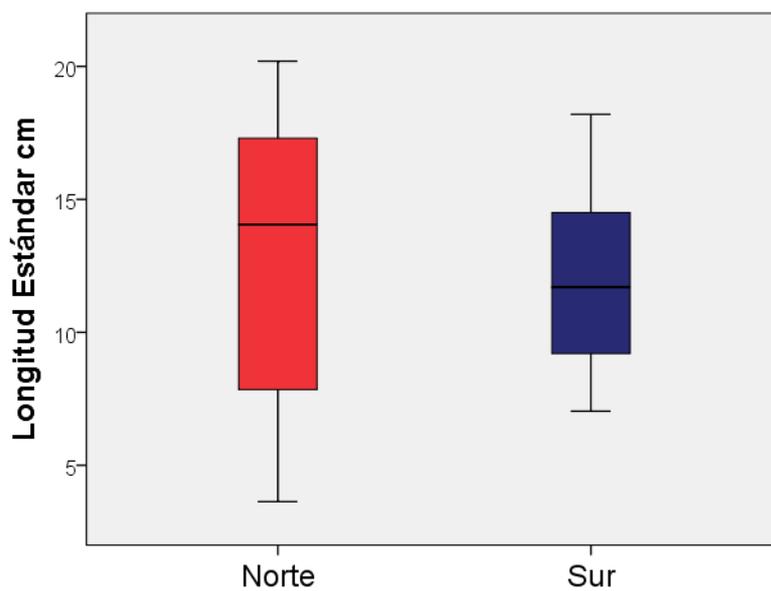


Figura 5. Diferencias en la Longitud Estándar (cm) de *Loricariidae* comparando la Amazonía Norte (AN) petrolera y la Amazonía Sur (AS) no petrolera.

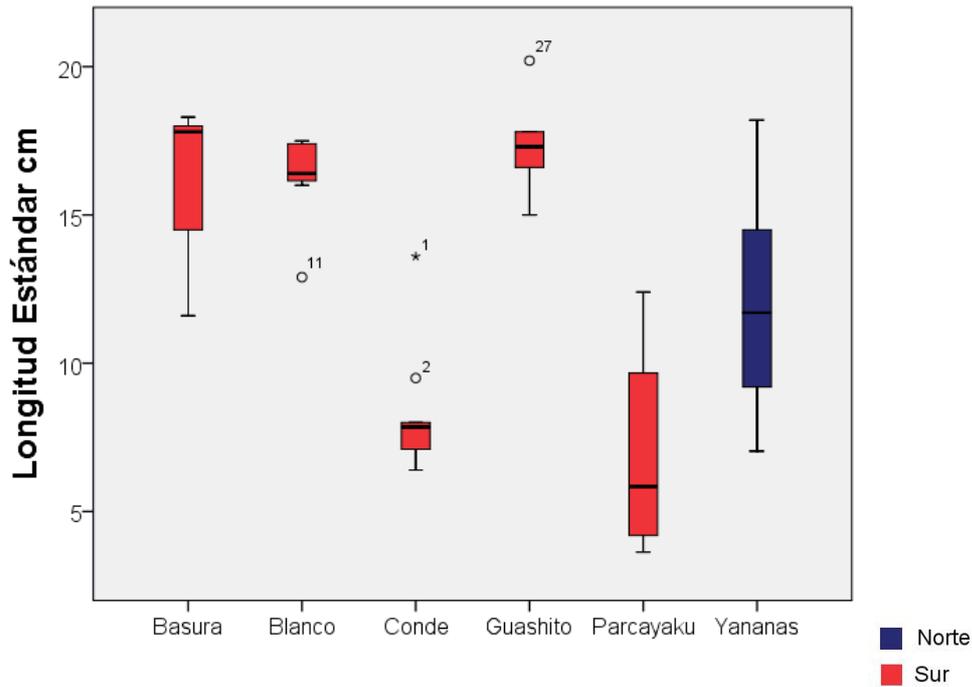


Figura 6. Diferencias en la longitud estándar (cm) de los peces de la familia *Loricariidae* en 6 ríos de las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

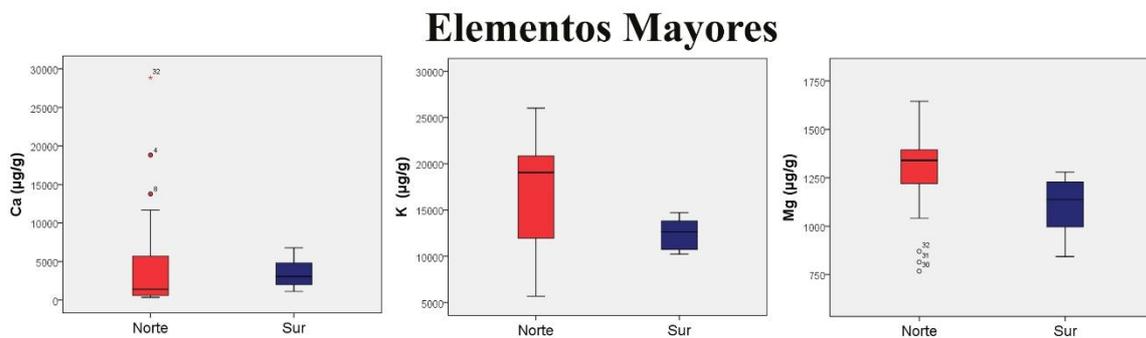


Figura 7: Comparación de elementos mayores en tejido muscular de *Loricariidae* ($\mu\text{g/g}$, muestra seca) entre Amazonía Norte (AN) y Amazonía Sur (AS) en Ecuador.

Elementos Traza

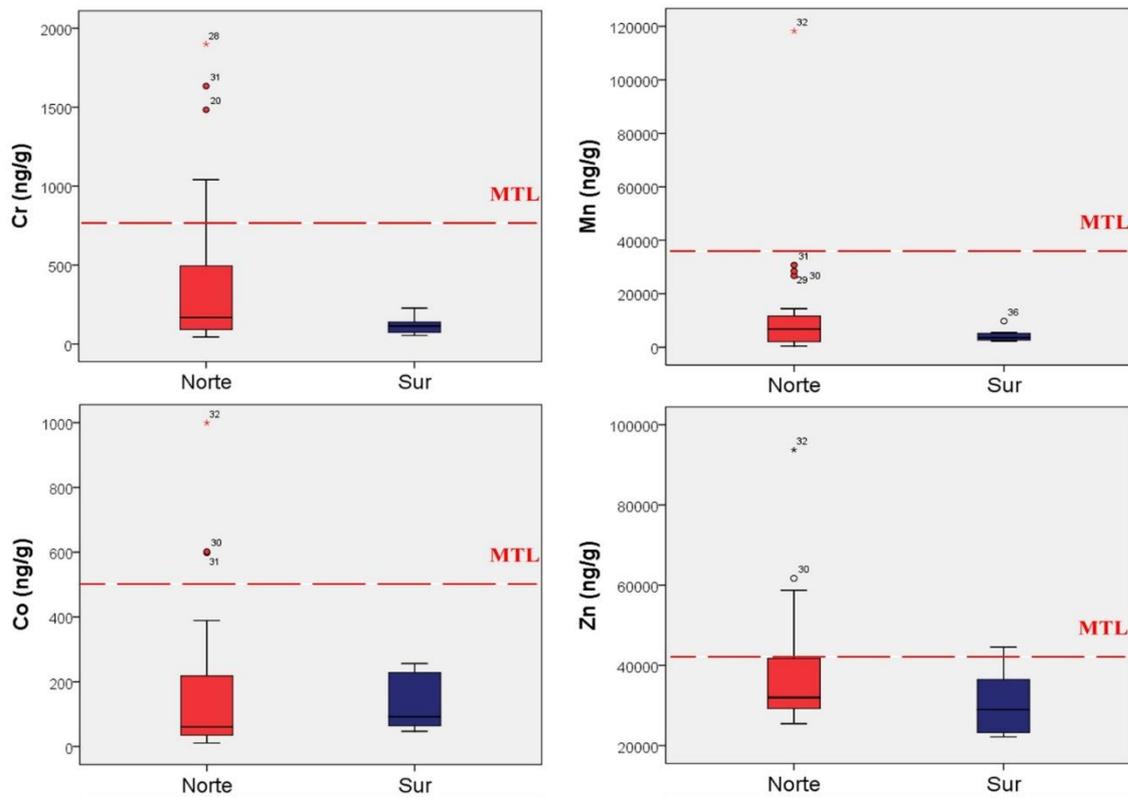


Figura 8: Comparación de elementos traza indispensables en tejido muscular de *Loricariidae* ($\mu\text{g/g}$, muestra seca) entre Amazonía Norte (AN) y Amazonía Sur (AS) en Ecuador.

No Esenciales

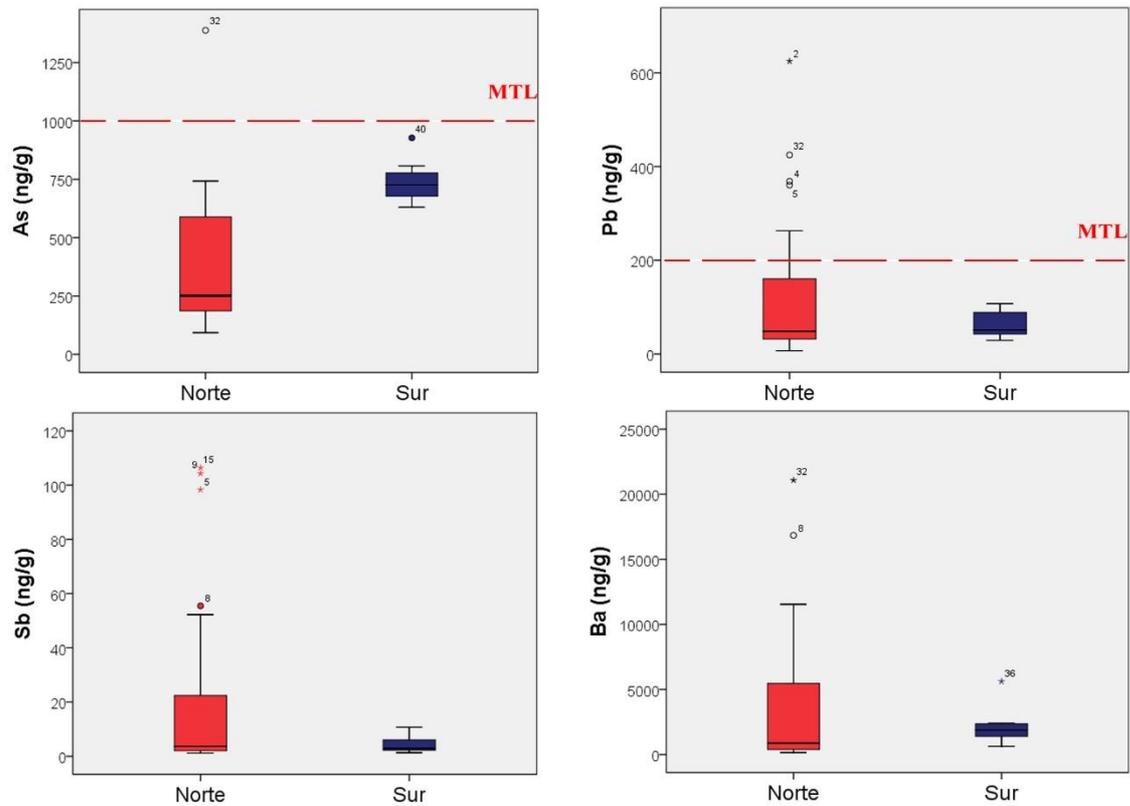
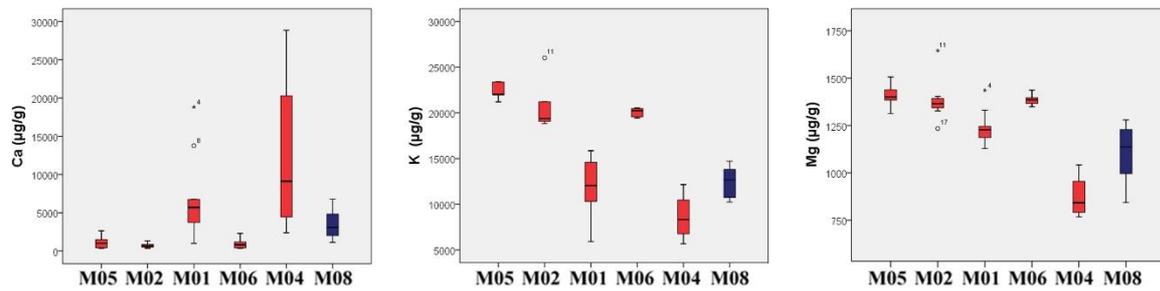


Figura 9: Comparación de elementos traza no indispensables en tejido muscular de *Loricariidae* ($\mu\text{g/g}$, muestra seca) entre Amazonía Norte (AN) y Amazonía Sur (AS) en Ecuador.

Elementos Mayores

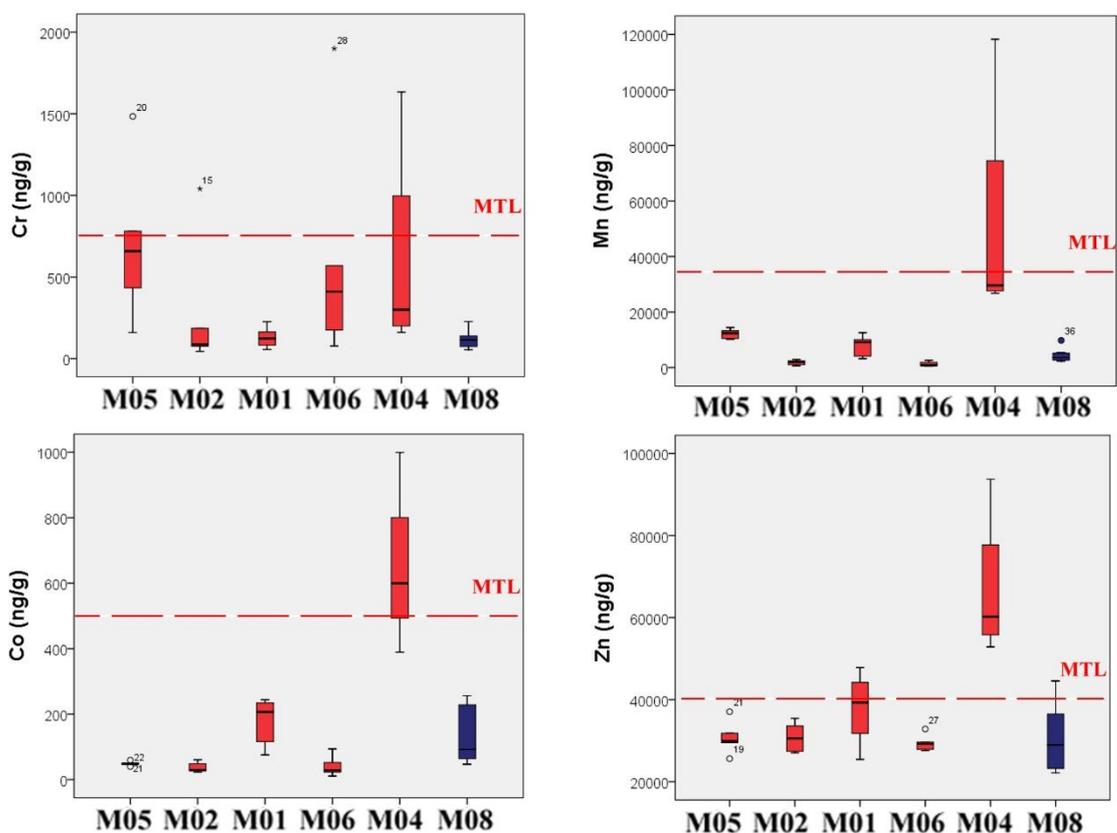


Simbología

M01: Conde
M02: Blanco
M04: Pacayacu
M05: Basura
M06: Guashito
M08: Yananas

Figura 10: Concentración de elementos mayores (µg/g, muestra seca) entre puntos de muestreo en tejido muscular de *Loricariidae* colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

Elementos Traza

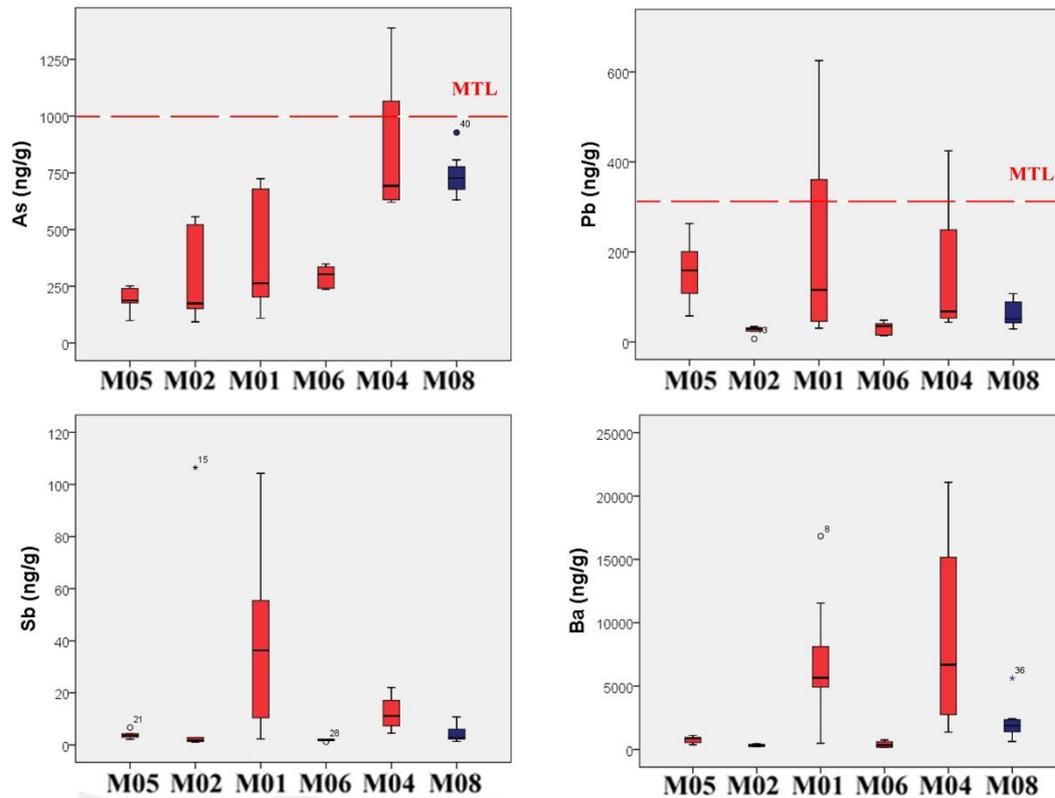


Simbología

M01: Conde
M02: Blanco
M04: Pacayacu
M05: Basura
M06: Guashito
M08: Yananas

Figura 11: Concentración de traza Indispensables ($\mu\text{g/g}$, muestra seca) entre puntos de muestreo en tejido muscular de *Loricariidae* colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana). MTL significa Limite Máximo Permissible.

No Esenciales



Simbología

M01: Conde
M02: Blanco
M04: Pacayacu
M05: Basura
M06: Guashito
M08: Yananas

Figura 12: Concentración de traza no indispensables ($\mu\text{g/g}$, muestra seca) entre puntos de muestreo en tejido muscular de *Loricariidae* colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

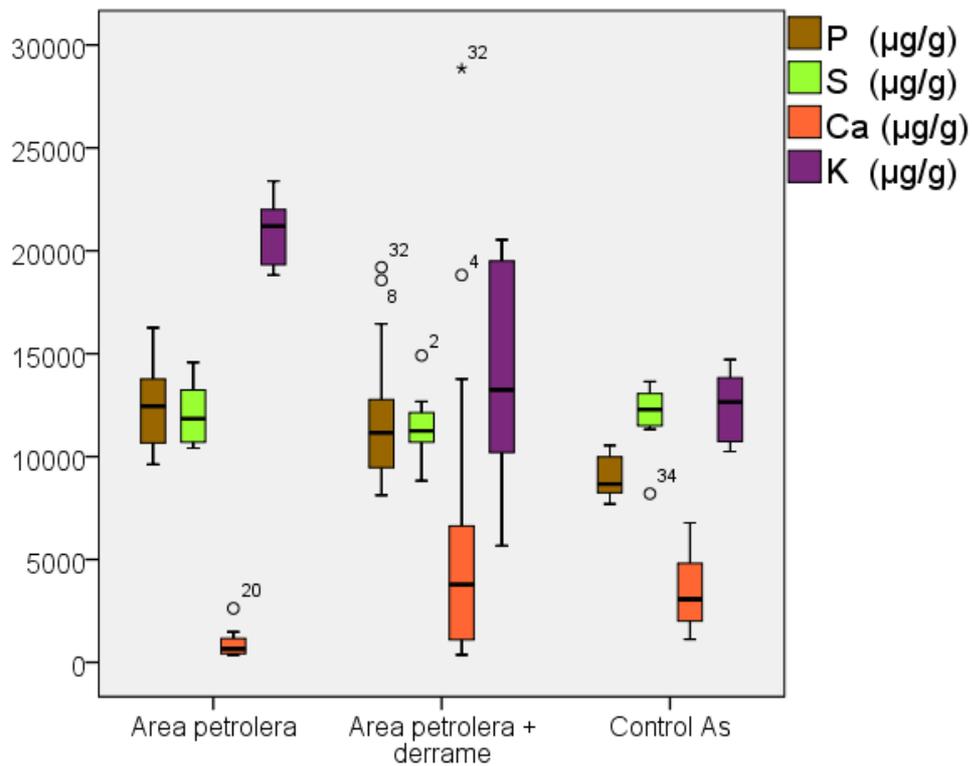


Figura 13: Concentración de elementos mayores (P, S, Ca y K) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

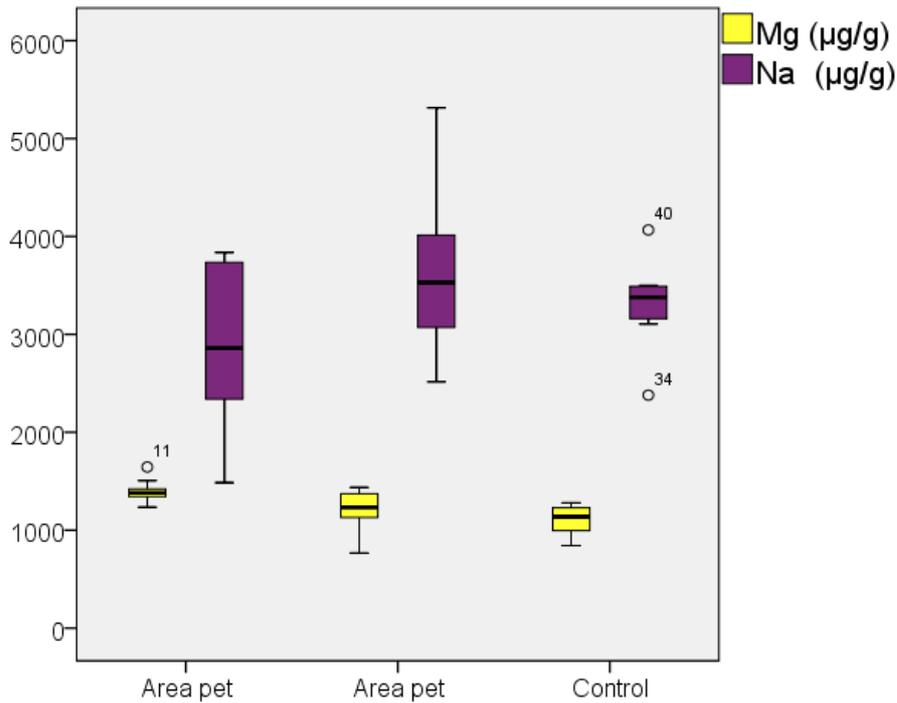


Figura 14: Concentración de elementos mayores (Mg y Na) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

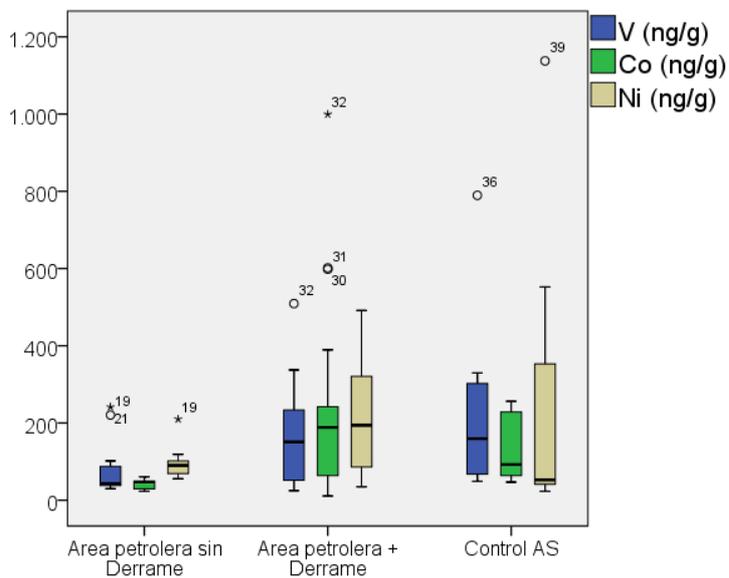


Figura 15: Concentración de elementos traza (V, Co y Ni) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

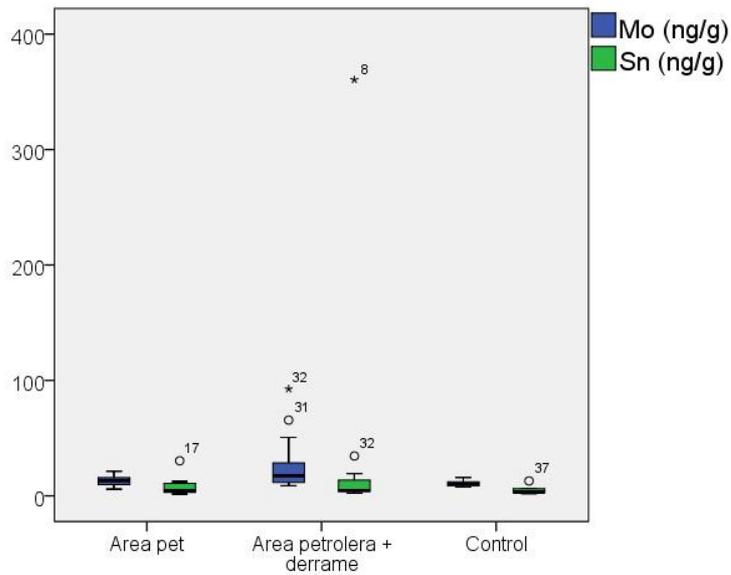


Figura 16: Concentración de elementos traza (Mo y Sn) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

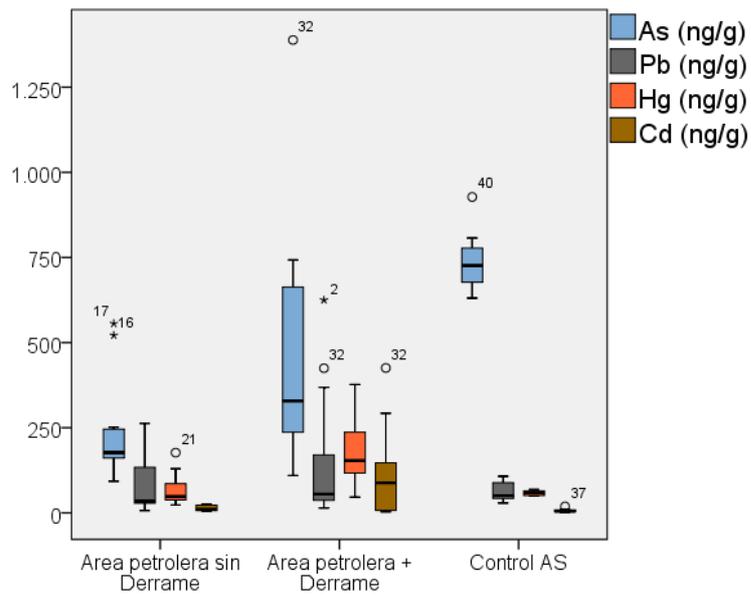


Figura 17: Concentración de elementos traza no indispensables (As, Pb, Hg y Cd) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

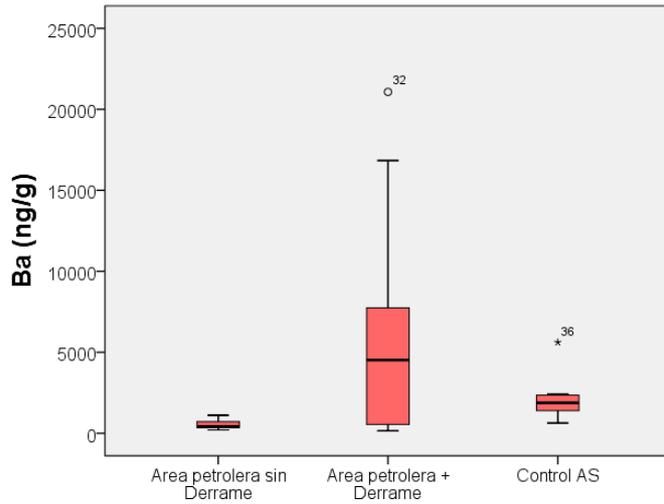


Figura 18: Concentración de elementos traza no indispensables (Ba) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

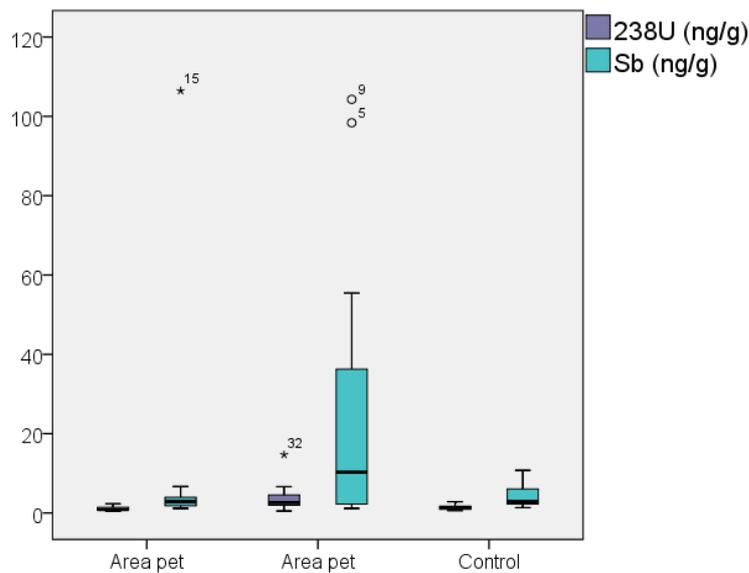


Figura 19: Concentración de elementos traza no indispensables (Sb y U) comparación entre área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y área control (Amazonía ecuatoriana).

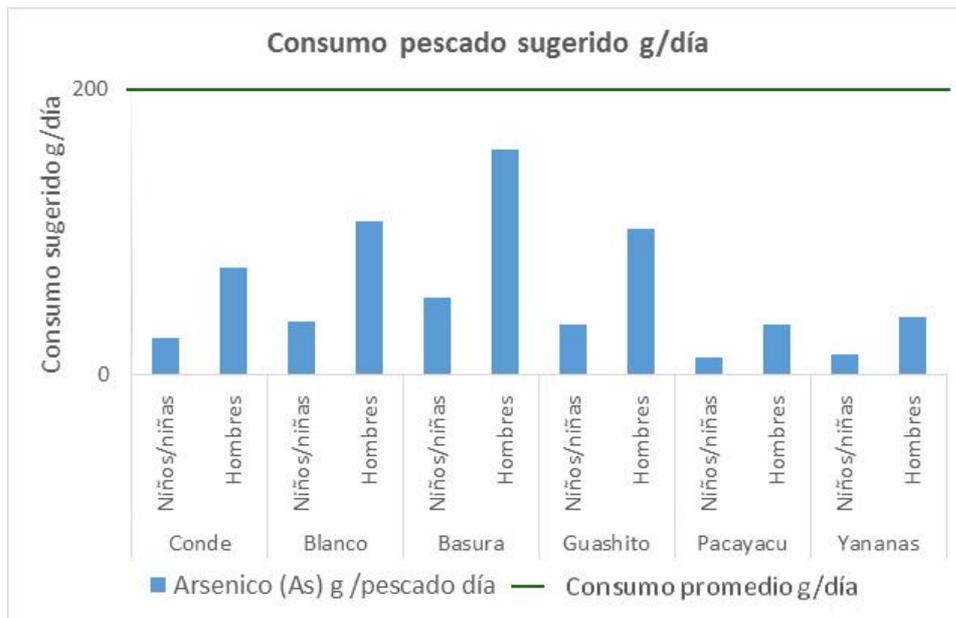


Figura 20: Consumo permisible (calculado a partir de la PTWI), de pescado (g/día) en base a concentración de arsénico (As) en peces de la familia Loricariidae, para niños y hombres adultos en los 6 ríos estudiados (Amazonía ecuatoriana). Comparación con el valor consumo promedio de 200 g pez /día/ persona.

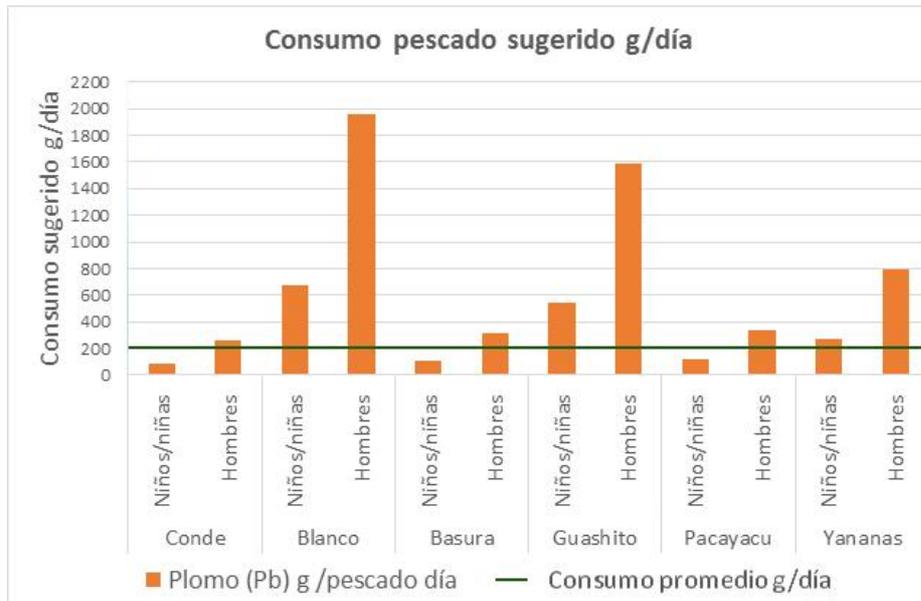


Figura 21: Consumo permisible (calculado a partir de la PTWI) de pescado (g/día) en base a concentración de plomo (Pb), para niños y hombres adultos en los 6 ríos estudiados (Amazonía ecuatoriana). Comparación con el valor consumo promedio de 200 g pez /día/ persona.

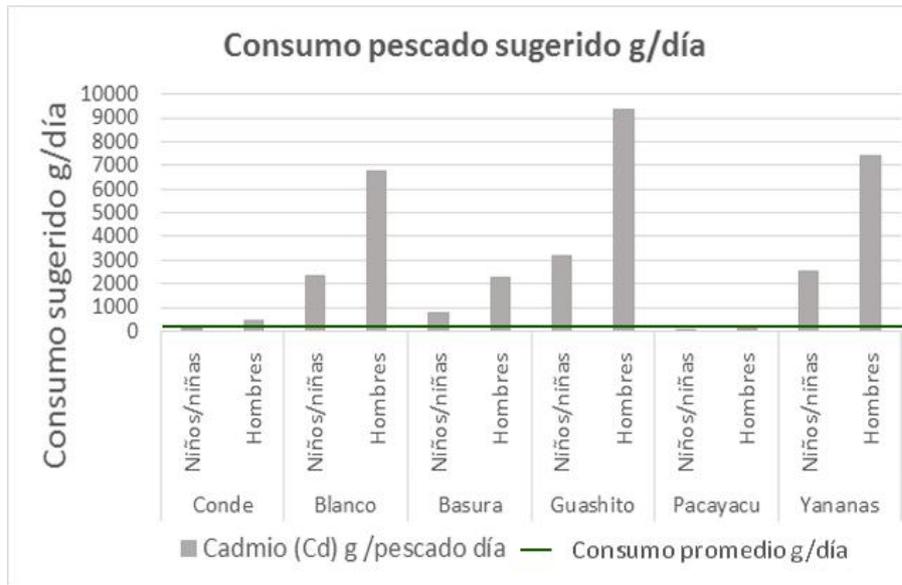


Figura 22: Consumo permisible (calculado a partir de la PTWI), de pescado (g/día) en base a concentración de cadmio (Cd), para niños y hombres adultos en los 6 ríos estudiados (Amazonía ecuatoriana). Comparación con el valor consumo promedio de 200 g pez /día/ persona.

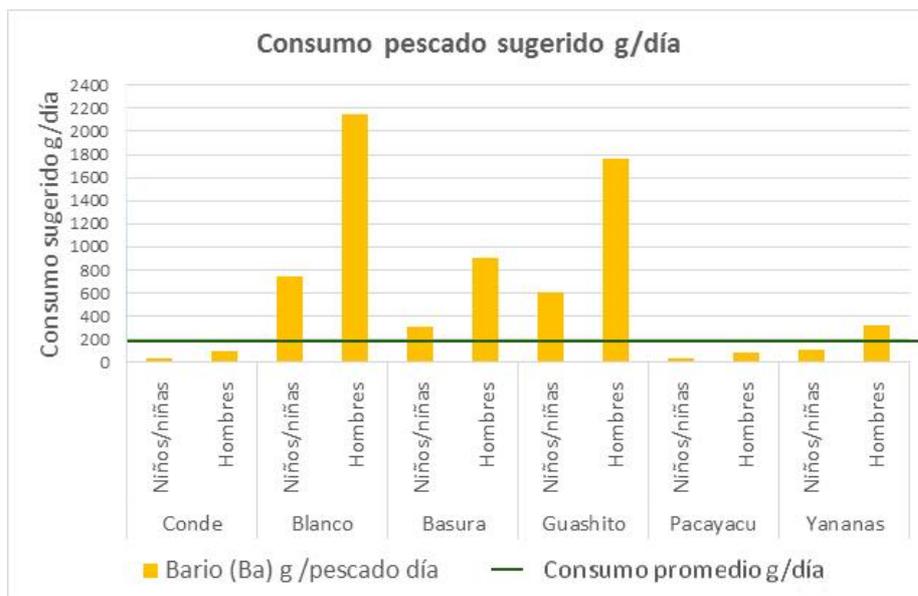


Figura 23: Consumo permisible (calculado a partir de la PTWI) de pescado (g/día) en base a concentración de bario (Ba), para niños y hombres adultos en los 6 ríos estudiados (Amazonía ecuatoriana). Comparación con el valor consumo promedio de 200 g pez /día/ persona.

ANEXO A

Anexo 1: ANOVA de los parámetros físico-químicos tomados en 6 ríos en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

ANOVA				
		gl	F	P
IHF	Entre grupos	1	0,299	0,613
	Dentro de grupos	4		
QBR	Entre grupos	1	0,540	0,503
	Dentro de grupos	4		
Coliformes	Entre grupos	1	0,579	0,489
	Dentro de grupos	4		
<i>E. coli</i>	Entre grupos	1	0,329	0,597
	Dentro de grupos	4		
Prof, total (cm)	Entre grupos	1	1,897	0,241
	Dentro de grupos	4		
Ancho afluente (cm)	Entre grupos	1	5,020	0,089
	Dentro de grupos	4		
T (°C)	Entre grupos	1	10,140	0,033
	Dentro de grupos	4		**
Cond (μS/cm)	Entre grupos	1	0,487	0,524
	Dentro de grupos	4		
pH	Entre grupos	1	0,062	0,816
	Dentro de grupos	4		

O ₂ Disuelto (mg/L)	Entre grupos	1	0,040	0,851
	Dentro de grupos	4		
O ₂ Disuelto (%sat)	Entre grupos	1	0,004	0,955
	Dentro de grupos	4		
Turb. (NTU)	Entre grupos	1	1,581	0,277
	Dentro de grupos	4		
ORP (mV)	Entre grupos	1	0,861	0,406
	Dentro de grupos	4		
Alcalinidad (mg/L)	Entre grupos	1	0,020	0,894
	Dentro de grupos	4		

**

Dif Significativa P > 0,05

Anexo 2: Parámetros físico-químicos tomados en 6 ríos en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

	N	Coliformes UFC/mL	E. coli UFC/mL	T (°C)	Cond (μ S/cm)	pH	O ₂ Disuelto (%sat)	Turb. (NTU)	Alcalinidad (mg/l)
Basura	5	12,00	3,33	26,06	73	2,44	87	10,60	12,72
Blanco	7	29,67	9,33	25,94	273	3,17	75	9,40	71,72
Conde	10	2,33	0,33	26,28	77	3,28	100	8,83	10,91
Guashito	6	82,33	3,00	27,51	253	6,07	68	24,18	22,78
Parcayaku	4	12,33	6,67	25,27	77	4,54	86	21,30	8,13
Yananas	8	1,00	2,33	23,36	72	4,29	84	4,82	21,14
Media total	40	21,06	3,72	25,69	136	3,90	84	11,90	25,33
Desviación estándar		27,96	3,16	1,33	90	1,13	11	6,80	22,25

Anexo 3: Parámetros físico-químicos tomados en 6 ríos en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

Estadísticos descriptivos					
	N	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
IHF	6	55	69	61,83	5,87
QBR	6	25	90	52,50	24,85
Coliformes	6	1,00	82,33	23,27	30,69
<i>E. coli</i>	6	,33	9,33	4,16	3,25
Prof, total (cm)	6	70,00	150,00	110,83	35,27
Ancho afluente (cm)	6	700,00	1200,00	933,33	175,11
T (°C)	6	23,36	27,51	25,73	1,37
Cond (μS/cm)	6	72,00	273,00	137,50	97,43
pH (in situ)	6	2,44	6,07	3,96	1,28
O ₂ Disuelto (mg/L)	6	5,40	9,60	6,83	1,51
O ₂ Disuelto (%sat)	6	67,90	100,00	83,13	10,95
Turb. (NTU)	6	4,82	24,18	13,18	7,70
ORP eau (mV)	6	30,60	173,70	111,75	66,17
Alcalinidad (mg/L)	6	8,13	71,72	24,56	23,81
N válido (por lista)	6				

Anexo 4: Rangos de calidad de hábitat fluvial según el índice IHF

Los rangos de calidad según el IHF son:

NIVEL DE CALIDAD	IHF	Color representativo	
Hábitat bien construido. Excelente para el desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados. Se pueden aplicar los índices biológicos sin restricciones.	> 60	Azul	
Hábitat que puede soportar una buena comunidad de macroinvertebrados pero en la que, por causas naturales (por ejemplo, riadas) o antrópicas, algunos elementos no están bien representados. Los índices biológicos no deberían ser bajos, pero no se descarta algún efecto en ellos.	40-60	Amarillo	
Hábitat empobrecido. Posibilidad de obtener valores bajos de los índices biológicos por problemas con el hábitat y no con la calidad del agua. La interpretación de los datos biológicos debe hacerse con precaución.	< 40	Rojo	

Anexo 5: Rangos de calidad de cobertura de ribera según índice QBR

Los rangos de calidad según el índice QBR son:

NIVEL DE CALIDAD	QBR	Color representativo	
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural	≥ 95	Azul	
Bosque de ribera con algunas alteraciones, calidad buena.	75-90	Verde	
Inicio de alteración importante, calidad intermedia	55-70	Amarillo	
Alteración fuerte, mala calidad	30-50	Naranja	
Degradación extrema, calidad pésima	≤ 25	Rojo	

Anexo 6: Concentración de macro nutrientes ($\mu\text{g/g}$, muestra seca) en tejido muscular de *Loricariidae* colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

Río	N	Estadístico	L Estándar (cm)	Peso (g)	P ($\mu\text{g/g}$)	S ($\mu\text{g/g}$)	Ca ($\mu\text{g/g}$)	K ($\mu\text{g/g}$)	Mg ($\mu\text{g/g}$)	Na ($\mu\text{g/g}$)
Conde	10	Media	8,22	19,08	12074	12057	6877	12160	1236	3682
		\pm	2,07	15,32	3347	1168	5375	2988	91	348
Blanco	7	Media	16,27	150,71	12494	12045	718	20678	1388	3203
		\pm	1,61	50,54	2401	1727	325	2567	126	894
Basura	5	Media	16,04	135,6	12658	12095	1178	22394	1408	2442
		\pm	2,92	61,24	2361	1443	931	962	71	493
Guashito	6	Media	17,37	177	11225	11139	969	20078	1387	2846
		\pm	1,7	33,49	828	806	729	471	30	258
Pacayaku	4	Media	6,93	14,44	12163	10315	12356	8618	873	4230
		\pm	3,9	22,03	4805	1162	11639	2694	120	814
Yananas	8	Media	12	78,62	9002	11942	3462	12421	1105	3313
		\pm	3,67	70,03	1041	1717	1920	1692	158	473
Promedio	6	Media	12,61	91,81	11462	11717	4065	15815	1244	3299
		\pm	4,68	76,71	2811	1416	5624	5288	197	728
Promedio A Norte	5	Media	12,76	95,11	12097	11658	4216	16664	1279	3295
		\pm	4,94	78,99	2779	1355	6232	5551	193	784
Promedio A Sur	1	Media	12	78,62	9002	11942	3462	12421	1105	3313
		\pm	3,67	70,03	1041	1717	1920	1692	158	473

Anexo 7: Concentración de micro nutrientes (ng/g, muestra seca) en tejido muscular de Loricariidae colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

Río	N	Estadístico	L Estándar (cm)	Peso (g)	V (ng/g)	Cr (ng/g)	Mn (ng/g)	Fe (ng/g)	Co (ng/g)	Ni (ng/g)	Cu (ng/g)	Zn (ng/g)	Mo (ng/g)	Sn (ng/g)
Conde	10	Mediana	8,22	19,08	186,39	124,09	7918,77	3751,95	183,57	228,45	187,877	3795,312	16,84	41,98
		±	2,07	15,32	76,3	51,84	3288,14	1379,047	61,25	94,98	497,22	7457,2	7,86	112,01
Blanco	7	Mediana	16,27	150,71	39,73	253,61	1836,85	2273,36	36,3	76,41	967,87	3078,041	10,28	7,22
		±	1,61	50,54	5,49	388,37	864,06	4668,73	14,95	17,05	167,99	3435,7	3,11	11,37
Basura	5	Mediana	16,04	135,6	133,54	703,21	1213,735	5043,268	49,01	117,89	135,408	3078,462	16,2	9,13
		±	2,92	61,24	92,88	496,45	1825,53	2610,982	7,07	55,85	336,5	4172,76	4,47	3,39
Guashito	6	Mediana	17,37	177	41,8	590,56	1205,12	3619,41	39,42	59,69	123,235	2939,244	14,78	3,92
		±	1,7	33,49	11,42	672,03	848,51	5858,31	29,89	21,64	214,25	1883,35	4,72	0,93
Pacayaku	4	Mediana	6,93	14,44	323,42	598,63	5105,165	6777,126	647,07	396,31	293,693	6676,064	63,47	18,23
		±	3,9	22,03	136,33	695,07	4485,053	5510,014	255,04	67,23	161,987	1835,108	21,23	11,97
Yananas	8	Mediana	12	78,62	237,03	117,05	4358,04	5354,746	134,08	256,82	194,56	3051,812	10,74	4,9
		±	3,67	70,03	245,34	55,47	2467,86	1490,684	88,66	397,28	455,14	8074,18	2,76	3,62
Promedio	6	Mediana	12,61	91,81	159,25	337,25	1018,454	4308,555	158,87	187,96	169,415	3604,305	18,96	16,52
		±	4,68	76,71	153,91	450,30	1927,616	2408,624	198,03	207,86	801,61	1331,629	17,25	57,00
Promedio A Norte	5	Mediana	12,76	95,11	139,18	394,08	1168,816	4038,570	165,27	170,19	162,926	3746,884	21,08	19,52
		±	4,94	78,99	118,03	489,76	2139,732	2542,211	218,25	127,70	862,78	1411,233	18,77	63,77
Promedio A Sur	1	Mediana	12,00	78,62	237,03	117,05	4358,04	5354,746	134,08	256,82	194,560	3051,812	10,74	4,90
		±	3,67	70,03	245,34	55,47	2467,86	1490,684	88,66	397,28	455,14	8074,18	2,76	3,62

Anexo 8: Concentración de elementos no esenciales (ng/g, muestra seca) en tejido muscular de *Loricariidae* colectados en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

Río	N	Estadístico	L Estándar cm	Peso (g)	Hg (ng/g)	As (ng/g)	Pb (ng/g)	Sb (ng/g)	Ba (ng/g)	Cd (ng/g)	U 238 (ng/g)
Conde	10	Media	8,22	19,08	237,17	401,75	194,29	42,2	6954,17	115,14	2,95
		±	2,07	15,32	84,5	254,45	197,32	36,24	4514,54	63,21	1,41
Blanco	7	Media	16,27	150,71	37,92	278,37	25,46	19,23	325,63	7,4	0,92
		±	1,61	50,54	10,73	204,14	9,8	42,73	91,54	1,78	0,41
Basura	5	Media	16,04	135,6	108,07	190,89	157,67	3,95	774,48	21,87	1,3
		±	2,92	61,24	45,86	60,88	79,68	1,72	303,4	4,54	0,71
Guashito	6	Media	17,37	177	125,81	294,68	31,44	1,89	397,67	5,35	1,65
		±	1,7	33,49	17,06	48,23	14	0,39	244,84	1,96	0,76
Parcayaku	4	Media	6,93	14,44	112,65	848,63	151,05	12,21	8956,59	247,69	7,49
		±	3,9	22,03	47,63	363,76	182,88	7,31	8715,92	149,73	5,07
Yananas	8	Media	12	78,62	58,55	740,09	62,65	4,3	2188,67	6,76	1,43
		±	3,67	70,03	7,48	92,94	28,98	3,35	1509,16	5,73	0,71
Promedio	6	Media	12,61	91,81	121,29	454,50	107,13	16,71	3361,27	61,08	2,38
		±	4,68	76,71	87,38	293,05	132,80	28,64	4686,90	94,49	2,52
Promedio A Norte	5	Media	12,76	95,11	136,97	380,80	118,61	19,91	3663,88	75,10	2,63
		±	4,94	78,99	91,23	281,79	146,56	31,38	5179,98	101,55	2,76
Promedio A Sur	1	Media	12,00	78,62	58,55	740,09	62,65	4,30	2188,67	6,76	1,43
		±	3,67	70,03	7,48	92,94	28,98	3,35	1509,16	5,73	0,71

Anexo 9: Límites de consumo de pescado g/día y comparación por rango de edad en hombres y mujeres en 6 ríos de la amazonía ecuatoriana.

Río	Grupos de población	Edad (años)	Peso (Kg)	Peso medio pescado Kg	As gr de pescado / día	Pb gr de pescado / día	Cd gr de pescado / día	Ba gr de pescado / día
Conde	Niños/níñas	4 - 9	24	0,019	25,60	88,23	148,88	34,51
	Adolescentes Hombres	10 - 19	56	0,019	59,74	205,88	347,39	80,53
	Adolescentes Mujeres	10 - 19	53	0,019	56,54	194,85	328,78	76,21
	Hombres	20 - 65	70	0,019	74,67	257,35	434,24	100,66
	Mujeres	20 - 65	55	0,019	58,67	202,20	341,19	79,09
	Hombres + 65 años	65- 80	65	0,019	69,34	238,96	403,22	93,47
	Mujeres + 65 años	65- 80	60	0,019	64,01	220,58	372,20	86,28
	Blanco	Niños/níñas	4 - 9	24	0,151	36,95	673,31	2317,50
Adolescentes Hombres		10 - 19	56	0,151	86,22	1571,06	5407,49	1719,76
Adolescentes Mujeres		10 - 19	53	0,151	81,60	1486,89	5117,81	1627,63
Hombres		20 - 65	70	0,151	107,77	1963,82	6759,37	2149,70
Mujeres		20 - 65	55	0,151	84,68	1543,00	5310,93	1689,05
Hombres + 65 años		65- 80	65	0,151	100,07	1823,55	6276,55	1996,15
Mujeres + 65 años		65- 80	60	0,151	92,37	1683,27	5793,74	1842,60
Basura		Niños/níñas	4 - 9	24	0,136	53,88	108,73	783,92
	Adolescentes Hombres	10 - 19	56	0,136	125,73	253,70	1829,14	723,07
	Adolescentes Mujeres	10 - 19	53	0,136	118,99	240,11	1731,15	684,33
	Hombres	20 - 65	70	0,136	157,16	317,12	2286,43	903,84
	Mujeres	20 - 65	55	0,136	123,48	249,17	1796,48	710,16

	Hombres + 65 años	65- 80	65	0,136	145,93	294,47	2123,11	839,28
	Mujeres + 65 años	65- 80	60	0,136	134,71	271,82	1959,79	774,72
Guashit o	Niños/niñas	4 - 9	24	0,177	34,90	545,22	3206,88	603,51
	Adolescentes Hombres	10 - 19	56	0,177	81,44	1272,17	7482,71	1408,19
	Adolescentes Mujeres	10 - 19	53	0,177	77,08	1204,02	7081,85	1332,75
	Hombres	20 - 65	70	0,177	101,81	1590,22	9353,39	1760,24
	Mujeres	20 - 65	55	0,177	79,99	1249,46	7349,09	1383,05
	Hombres mayores de 65 años	65- 80	65	0,177	94,53	1476,63	8685,29	1634,51
	Mujeres mayores de 65 años	65- 80	60	0,177	87,26	1363,04	8017,19	1508,78
Pacaya cu	Niños/niñas	4 - 9	24	0,014	12,12	113,49	69,21	26,80
	Adolescentes Hombres	10 - 19	56	0,014	28,28	264,81	161,49	62,52
	Adolescentes Mujeres	10 - 19	53	0,014	26,77	250,63	152,84	59,17
	Hombres	20 - 65	70	0,014	35,35	331,02	201,87	78,15
	Mujeres	20 - 65	55	0,014	27,78	260,09	158,61	61,41
	Hombres mayores de 65 años	65- 80	65	0,014	32,83	307,37	187,45	72,57
	Mujeres mayores de 65 años	65- 80	60	0,014	30,30	283,73	173,03	66,99
Yanana s	Niños/niñas	4 - 9	24	0,079	13,90	273,61	2534,66	109,66
	Adolescentes	10 - 19	56	0,079	32,43	638,42	5914,20	255,86

	Hombres							
	Adolescentes Mujeres	10 - 19	53	0,079	30,69	604,22	5597,36	242,16
	Hombres	20 - 65	70	0,079	40,54	798,03	7392,75	319,83
	Mujeres	20 - 65	55	0,079	31,85	627,02	5808,59	251,29
	Hombres mayores de 65 años	65- 80	65	0,079	37,64	741,03	6864,69	296,98
	Mujeres mayores de 65 años	65- 80	60	0,079	34,74	684,02	6336,64	274,14
Concentración PTWI recomendada OMS y FAO					Arsénico (As) 0.015 mg/kg bw	Plomo (Pb) 0.025 mg/kg bw	Cadmio (Cd) 0.025 mg/kg bw	Bario (Ba) 0.35 mg/kg bw

CAPITULO 2

Impactos de la actividad petrolera en la bioacumulación de mercurio en peces centinelas (piscívoros y detritívoros) de la Amazonia ecuatoriana

RESUMEN

La constante presión extractiva de actividades madereras, mineras y petroleras son las que generan mayores cambios en la integridad ecológica en el bosque tropical amazónico.

El presente estudio realizado en el marco del programa de investigación franco-ecuatoriano MONOIL, busca determinar si existen efectos relacionados a la contaminación petrolera en cuanto a la concentración de mercurio (Hg) en peces silvestres centinelas de la cuenca amazónica ecuatoriana. Se compararon las concentraciones de mercurio en peces colectados en 10 ríos geomorfológicamente similares: 6 ríos en Amazonia Norte (AN), área de explotación petrolera, en la subcuencas del río Napo y del río Aguarico y 4 ríos en Amazonía Sur (AS), que se consideró como control ya que no tiene extracción petrolera, en la cuenca del Rio Santiago. Se colectaron 150 individuos de la familia Loricariidae, y 22 de la especie *Hoplias malabaricus*, estos fueron identificados taxonómicamente y se realizó el análisis del mercurio total en el tejido muscular liofilizados de los peces colectados. Se compararon los datos de 2 regiones de la Amazonia ecuatoriana, Norte y Sur y se determinó que no existen diferencias significativas de bioacumulación entre los individuos de las mismas especies comparando la Amazonía Norte y la Amazonía Sur. Sin embargo, si, existen diferencias significativas entre los puntos de muestreo, siendo los ríos Conde y Pacayacu (Amazonia petrolera) y el río Kushapuku (Amazonia Sur) donde los peces de la familia Loricariidae presentan las concentraciones de Hg más altas. Al agrupar los datos en 3 categorías, Amazonia petrolera sin derrames recientes, Amazonia petrolera con derrame a partir de 2008, y Amazonía no petrolera (control), Se determinó que el Hg en los peces puede trazar los impactos de las actividades petroleras en ecosistemas acuáticos, y específicamente puede trazar los derrames recientes. Por el contrario, se observa que la tasa de deforestación (calculada sobre el periodo 2008-2014) en radios de 1,3 y 5 km alrededor de los puntos de pesca, no es una variable que afecta a la concentración de Hg en los músculos de los peces. Al evaluar la variación de las concentraciones de Hg en 2 niveles tróficos de interés, se observa que la especie piscívora presenta una mayor concentración de Hg debido a su nivel trófico. Al analizar si las concentraciones de Hg exceden los límites máximos establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la FAO, el estudio muestra que existe un riesgo latente al consumir pescado por concentración de Hg en todos los ríos estudiados, tanto en la Amazonia petrolera al norte, como en la Amazonia no petrolera al sur. Para la familia Erythrinidae el consumo máximo sugerido fue de 1.44 g/día en el río Kushapuku, siendo el valor más bajo, y por lo tanto el que representa mayor riesgo y en el río blanco fue de 15.02 g/día, siendo el valor más alto. Para la familia Loricariidae el valor más bajo es de 3.61 g/día en el río Conde y el valor más alto es de 63,93 g/día en el río Blanco, cabe recalcar que todos los datos están por debajo del la ingesta diaria estimada de 200 g/día. Se recomienda nuevos estudios en otros niveles tróficos incluyendo estudios en poblaciones humanas ribereñas para determinar los niveles de exposición y buscar alternativas que reduzcan el riesgo para la salud.

Palabras Clave: Loricariidae, *Hoplias malabaricus*, Metales pesados, mercurio, impactos petróleo, Amazonía, Amazonía ecuatoriana, ingesta recomendada.

ABSTRACT

The constant pressure of logging, mining and oil activities generate major changes in ecological integrity in the Amazon rainforest. The present study was carried out within the framework of the French-Ecuadorian research program, MONOIL, and seeks to determine if there are effects related to oil contamination in the concentration of mercury (Hg) in wild sentinel fishes in the Ecuadorian Amazon basin. Mercury concentration in fish collected in 10 geomorphological similar rivers were compared: 6 rivers in the Northern Amazon (AN), oil extraction area, in the subbasins of the Napo and the Aguarico rivers and 4 rivers in the South Amazon (AS), which was considered as control since it does not have oil extraction, in the Santiago river basin. A total of 150 individuals of the family Loricariidae and 22 of the specie *Hoplias malabaricus* were collected. These were taxonomically identified and the analysis of total mercury in the lyophilized muscle tissue of the fish collected was performed. Data from 2 regions of the Ecuadorian Amazon, North and South, were compared and it was determined that there are no significant differences in bioaccumulation between individuals of the same species comparing the Northern Amazon and the Southern Amazon. However, there are significant differences between the sampling points, with the Conde, Pacayacu (oil extraction area) and Kushapuku (Southern Amazonia, control) rivers with the highest Hg concentrations in fish of the Loricariidae family.

By grouping the data into 3 categories: recent oil spill, oil spill from 2008, and oil free Amazon (control). It was determined that Hg concentration in fish can trace the impacts of oil activities on aquatic ecosystems, and specifically recent spills. By contrast, it was observed that the rate of deforestation (calculated on the period 2008-2014) in radius of 1, 3 and 5 km around the sampling points, is not a variable that affects the concentration of Hg in muscles of the collected fishes.

When evaluating the variation of Hg concentrations in the 2 trophic levels of interest, it was observed that the piscivora species has a higher Hg concentration due to its trophic level. By analyzing if Hg concentrations exceed the maximum limits established by the World Health Organization (WHO) and FAO, the study shows that there is a latent risk when consuming fish by concentration of Hg in all the rivers studied. For Erythrinidae family maximum suggested consumption was 1.44 g / day in the Kushapuku river, being the lowest value, and therefore which represents the greater risk and in the Blanco River was 15.02 g/day, being the highest value. For the Loricariidae family the lowest value is 3.61 g/day in the Conde river and the highest value is 63.93 g/day in the Blanco River, it should be emphasized that all data are below the estimated daily intake of 200 g/day.

Further studies on other trophic levels are recommended including studies in human riverside populations to determine exposure levels and to seek alternatives that reduce health risk.

Keywords: Loricariidae, *Hoplias malabaricus*, heavy metals, mercury, oil impacts, Amazonian, Ecuadorian Amazon, recommended intake.

INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados puede tener efectos devastadores sobre el equilibrio ecológico del entorno receptor y la diversidad (Kaoud and El-Dahshan 2010, Kumar and Kumar 2016). La mayoría de los metales pesados liberados en el ambiente eventualmente terminan en el medio acuático (Kaoud and El-Dahshan 2010) debido a procesos naturales como la deposición atmosférica, la lixiviación de rocas y la erosión de suelos por las lluvias, efecto que se incrementa, debido a la deforestación, práctica de roza y quema y expansión de pastizales (Porto et al. 2005, Mainville et al. 2006), común en la región amazónica. Entre los metales pesados, el mercurio es considerado uno de los más peligrosos debido a su alta neurotoxicidad, capacidad de bioacumulación y de bioamplificación en la cadena trófica, y generación de daños genéticos y alteraciones mutagénicas (Porto et al. 2005, Kumar and Kumar 2016). El mercurio es potencialmente dañino para la mayoría de los organismos, incluso en concentraciones muy bajas (Lebel et al. 1998, Mainville et al. 2006, Kaoud and El-Dahshan 2010).

La presencia de mercurio en los ecosistemas puede ser natural, o estar ligada a actividades de origen antrópica. La mayor fuente de mercurio natural en el caso particular de la Amazonía ecuatoriana se debe a la constante actividad volcánica que emite en el atmosfera $Hg(0)$ gaseoso y a la presencia de suelos volcánicos en las cabeceras de los principales ríos cuya erosión puede afectar a los sistemas acuáticos (Webb et al. 2004, Mainville et al. 2006, Kumar and Kumar 2016). En lo que concierne las fuentes de origen antrópica, la actividad petrolera presente en la región genera impactos indirectos asociados a la infraestructura y accesibilidad a las áreas de explotación tales como deforestación, movimientos de tierras, desbroce de vegetación y apertura de trochas y vías de acceso a las diferentes instalaciones (Lopez 2013). La deforestación en la cuenca del río Napo es una de las más altas de América

del Sur, y está considerada como uno de los 14 frentes de deforestación del mundo (Webb et al. 2004, Mainville et al. 2006); el Ecuador ocupa el segundo lugar en América del Sur en tasa de deforestación con 250 000 ha/año y con 39% de deforestación sobre el bosque original en la Amazonia ecuatoriana (fuera de las áreas protegidas)(Cuéllar et al. 2015). La actividad petrolera, brinda nuevos frentes de colonización debido a la construcción de vías que mejoran la accesibilidad a áreas remotas. Adicionalmente la oferta de trabajo , acentúa los procesos de migración hacia las nuevas áreas de explotación (Webb et al. 2004, Cuéllar et al. 2015). Estos cambios en los ecosistemas modifican el ciclo natural del mercurio y su disponibilidad. El mercurio es arrastrado a los cuerpos de agua debido a la erosión de los suelos en época de lluvias (Bastos et al. 2008), siendo la erosión la principal fuente de Hg en ambientes acuáticos y generando importantes alteraciones en su ciclo natural (Maurice-Bourgoin et al. 2000, Porto et al. 2005, Bastos et al. 2008). En el medio acuático, las comunidades bacterianas participan activamente al proceso de especiación del Hg inorgánico en Hg orgánico, en el proceso de metilación, el mercurio entra en el agua en forma disuelta, como ion metálico (Hg^{2+}), o adsorbido en partículas finas, pero se acumula y se bioamplifica en la cadena trófica acuática en forma metilada (orgánica $Hg(CH_3)$) que es la forma biodisponible y neurotóxica (Maurice-Bourgoin et al. 2000, Souza et al. 2005a, Mancera-Rodríguez and Álvarez-León 2006, Kumar and Kumar 2016). El mercurio puede bio-acumularse en los organismos y bio-magnificarse en la cadena alimentaria acuática generando un grave riesgo para la salud ambiental, animal y humana (Maurice-Bourgoin et al. 2000, Kaoud and El-Dahshan 2010, Kumar and Kumar 2016). El consumo de pescado y mariscos es una de las principales rutas para que contaminantes químicos, como el Hg, entren en el cuerpo humano (Maurice-Bourgoin et al. 2000, Souza et al. 2005b, Domingo 2007, Bastos et al. 2008, Sánchez 2011, Dadar et al. 2016, Kumar and Kumar 2016). En la región Amazónica, el pescado es una de las principales fuentes de proteína para los pueblos indígenas y comunidades ribereñas (Webb et al. 2004,

Bastos et al. 2008, Durango 2013) debido a lo cual, la contaminación por mercurio en los peces comestibles es un problema ambiental de gran preocupación en la cuenca del Amazonas (Maurice-Bourgoin et al. 2000). Por esta razón, es importante evaluar los riesgos para la salud humana de las poblaciones indígenas y ribereñas, consumidoras de pescados de agua dulce (Mainville et al. 2006).

En la Amazonía Norte del Ecuador, específicamente en la cuenca del río Napo (Provincias de Napo, Sucumbíos y Orellana), donde actualmente se desarrolla la mayor actividad petrolera del país, la contaminación de los ecosistemas amazónicos y específicamente de los peces de consumo de la región, es una importante preocupación para los gestores de estas áreas naturales altamente biodiversas y para las comunidades que viven ahí, ya que se alimentan de los recursos locales. En este contexto, este estudio realizado en el marco del programa de investigación franco-ecuatoriano MONOIL (<http://www.monoil.ird.fr/>) busca determinar si existen efectos relacionados entre las actividades petroleras y la concentración de mercurio en especies centinelas colectadas en la cuenca amazónica ecuatoriana. El estudio se enfoca en: 1) determinar la concentración de Hg total en peces silvestres consumidos por las poblaciones locales, 2) comparar las concentraciones de mercurio en dos regiones de la Amazonia ecuatoriana: la Amazonia petrolera, al Norte (AN), y la Amazonía no petrolera al Sur (AS), 3) determinar si las concentraciones de Hg varían en dos niveles tróficos de interés (peces detritívoros de la familia Loricariidae, y peces piscívoros con la especie *Hoplias malabaricus*), 4) determinar si las concentraciones de Hg están dentro de los valores límites permisibles internacionales para el consumo humano o si pueden representar un riesgo para la salud humana en esta región.

METODOLOGÍA

Área de estudio

En la Figura 1 se presenta un mapa de las áreas de estudio ubicadas en la cuenca amazónica ecuatoriana que ocupa un área de 135 600 km² constituida por la vertiente oriental de los Andes y por la planicie amazónica (Pérez et al. 2015). Específicamente se compararon dos regiones (Tabla 1): 1) la región Amazonia Norte (AN) en las subcuencas del río Napo y del río Aguarico, que se encuentran en las Provincias de Napo, Orellana y Sucumbíos y donde actualmente existe explotación petrolera y 2) la región de la Amazonía Sur (AS) en la cuenca del río Santiago en la provincia de Morona-Santiago, en ríos que no tienen extracción petrolera ni minera y fue considerada como una zona control.

La cuenca binacional del río Napo, compartida entre Ecuador y Perú, es de mucha relevancia para la región, pues es un afluente directo del Río Amazonas. Los ríos y riachuelos que nutren esta cuenca tienen su origen en las vertientes nor-orientales donde se destacan por su altura los volcanes Cotopaxi, Antisana y Cayambe, y las zonas montañosas del Chalupas, Llanganates y de la Cordillera de los Guacamayos (REFERENCIA). Los principales afluentes del río Napo son los ríos Aguarico, Misahuallí, Suno, Payamino, Coca, Jivino, Tiputini y Yasuní (Pérez 2015). La cuenca del Napo abarca aproximadamente 59 000 km² y debido a su extensión, cubre una variedad de ecosistemas que van desde los páramos en las zonas más altas, pasando por diferentes ecosistemas correspondientes bosques montanos, pie de monte, y en las tierras bajas corresponde a la llanura amazónica o “bosque siempre verde de tierras bajas” (Troya 2014). Esta cuenca desciende rápidamente desde los 4000 m en los páramos, hasta los 200 m en el borde peruano en una distancia aproximada de 200 km (Stewart et al. 1987, Lessmann et al. 2016).

La cuenca del río Santiago en la parte alta corresponde al “bosque siempre verde” pie montano de las Cordilleras del Cóndor-Kutukú y en las tierras bajas corresponde al bosque húmedo tropical (Montalvo 2015). Esta cuenca se caracteriza por estar dentro de la Cordillera Oriental de los Andes destacando el volcán Sangay con 5 230 m de altura, donde se encuentra la cordillera del Kutukú, que por sus características geológicas y fisiográficas constituyen la zona subandina del país (Pérez 2012). El río Santiago es afluente del río Marañón, que mas abajo en Perú se une con el Ucayali, para formar el Amazonas.

La región amazónica se caracteriza por tener un clima tropical lluvioso con una temperatura media anual de 23°C y una pluviosidad que varía de 2000 a 4000 mm anuales (Stewart et al. 1987, Pérez et al. 2015). Se establecieron seis puntos de muestreo en la Amazonía Norte en la zona de explotación petrolera, y cinco puntos de muestreo en la Amazonia Sur, zona control (Figura 1, Tabla 1). A partir de los puntos de muestreo, mediante el uso de imágenes satelitales y de datos oficiales del gobierno ecuatoriano (MAE 2014, PRAS 2015) se estableció un radio de 1, 3 y 5 km para determinar la presencia de derrames petroleros reportados a partir de 2008 y el porcentaje de deforestación entre el período 2008-2014 en cada punto de muestreo (Figuras 2 y 3).

Medición de las características de los ríos de estudio

En cada punto de muestreo, tanto en la Amazoia Norte (AN) como la Amazonia Sur (AS), se caracterizó un tramo de río de aproximadamente de 150 m y se tomaron variables físico-químicas, biológicas y ecológicas para evaluar la calidad del agua y la integridad ecológica del sistema (Encalada et al. 2016). El pH, la conductividad, la temperatura del agua, la concentración de oxígeno disuelto (OD), y el potencial redox fueron medidos *in situ* utilizando una sonda multiparámetro (@YSI 556 MPS). Adicionalmente, se caracterizaron parámetros físicos como la profundidad y anchura de los ríos, y el tipo de sedimento y

granulometría. Se caracterizó el hábitat fluvial y ribereño mediante la aplicación del Índice del Hábitat Fluvial (IHF) y del índices de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)(Prat et al. 2012). Además, se analizó la presencia de coliformes, material orgánico particulado y nutrientes (N, P) para entender la contribución autotrófica o heterotrófica de los ríos de estudio.

Toma y procesamiento de muestras de peces

En cada punto de muestreo, se utilizó varios métodos de pesca artesanal y se tuvo un esfuerzo de muestro por sitio de muestreo de 2 personas/12 horas. En total se recolectaron 150 individuos de la familia *Loricariidae* (especies sedentarias - baja capacidad de migración- y detritívoras) y 22 individuos de la especie *Hoplias malabaricus* (especie sedentaria - baja capacidad de migración- y piscívoras). Los peces capturados durante cada muestreo se colocaron en bolsas plásticas, y fueron refrigerados durante 8 horas a 3°C para el procesamiento de los individuos a la mañana siguiente. Se etiquetaron los individuos, tomaron datos de longitud total, peso y longitud estándar y se realizó un registro fotográfico de características claves para la identificación taxonómica de todos los individuos.

De cada uno de los peces colectados, se extrajo el tejido muscular caudal que fue almacenado en fundas zip-lock y se congeló a -18°C en el terreno hasta regresar al Laboratorio. Las muestras fueron liofilizadas durante 24 h (Ilshin modelo TFD 5503). A continuación, las muestras fueron pulverizadas y homogenizadas usando un mortero de cerámica, fueron pesadas y separadas en sub-muestras de 1g, y guardadas en un contenedor hermético para evitar la rehidratación de los tejidos. Las muestras con pesos menores a 1g se fusionaron con otras (individuos de género, peso y tamaños similares) hasta conseguir el peso mínimo de 1g necesario para realizar los análisis químicos de Hg total.

Identificación taxonómica de los peces

La identificación taxonómica de cada individuo se realizó siguiendo las claves taxonómicas de Colombia (Maldonado-Ocampo et al. 2015) y de Ecuador (Jiménez-Prado et al. 2005, Maldonado-Ocampo et al. 2005). Los *Loricariidae* se clasificaron hasta género, con la ayuda de un experto (Valdivieso, comm. Pers.) y unos especímenes fueron conservados en alcohol al 90% y depositados en el museo de la Escuela Politécnica Nacional (permiso de investigación del MAE No. 024-2015- FAU –DPAO -PNY).

Análisis del mercurio total

El análisis de mercurio total se realizó en el laboratorio GET “Géosciences Environnement Toulouse”, Francia, directamente en los tejidos liofilizados de músculo de los peces colectados por espectrometría de absorción atómica. Se utilizó un analizador de mercurio directo para muestras sólidas y líquidas (Milestone DMA-80). Se colocó en promedio 0.03 g de muestra liofilizada con 2 a 4 réplicas. Cada 10 muestras se analizaron 2 blancos y 1 material certificado (TORT-3) para controlar el rendimiento y la precisión del equipo. Cuando fue necesario, los resultados fueron corregidos en función del promedio de los blancos y del rendimiento promedio del material de referencia del día correspondiente a cada análisis (Tabla 2).

Las concentraciones de mercurio para cada muestra de pez fueron corregidas en función de los valores de reproducibilidad diario obtenidos para el CRM (TORT-3), empleando las fórmulas a continuación:

$$\text{Límite de detección} = 3 \times \sigma \text{ blancos} \quad (1)$$

$$\text{Límite de cuantificación} = 10 \times \sigma \text{ blancos} \quad (2)$$

$$\text{Precisión (\%)} = \frac{\sigma \text{ CRMs} \times 100}{\text{Promedio de la concentración CRMs}} \quad (3)$$

$$\text{Reproducibilidad} = \frac{\text{Concentración media de CRM} - 1}{\text{Concentración certificada CRMs}} \quad (4)$$

$$\text{Recuperación} = \frac{\text{Concentración obtenida de análisis} \times 100}{\text{Concentración certificada CRMs}} \quad (5)$$

Los límites de detección y de cuantificación obtenidos fueron de 0,334 ng y 1,115 ng, respectivamente. La reproducibilidad obtenida en muestras de CRM TORT-2 y TORT-3 fue de 97%.

Análisis estadístico de los datos

Los datos se sometieron al software estadístico SPSS 23 (SPSS Inc., Chicago, IL, ESTADOS UNIDOS). El nivel de significancia que se utilizó en este estudio fue $P \leq 0,05$. Para todas las variables analizadas se realizó estadística descriptiva y la prueba Shapiro-Wilk, para analizar la homogeneidad de varianza y su normalidad. La variable concentración de Hg total en peces o no cumple con la ley de normalidad, pese a las transformaciones aplicadas (Log 10, Inv, Ln)

Para todas las variables físico-químicas de los ríos, se realizó estadística descriptiva y a partir de los escenarios An y AS se aplicó el análisis estadístico ANOVA de una vía, para evaluar si existen diferencias entre parámetros físico-químicos entre las regiones evaluadas.

1) Características morfológicas de los peces estudiados

Se tomaron medidas morfológicas a todos los peces para comparar si existen diferencias entre las dos regiones de estudio o entre los diferentes ríos estudiados. Se realizó la prueba Kruskal Wallis para determinar si existe diferencia entre sitios en el tamaño y peso de los peces, y luego se usó la prueba de Mann-Whitney comparando estas medidas morfológicas con la región.

2) Concentración mercurio en peces, comparación entre Amazonía Norte y Amazonía Sur

Para determinar si existe diferencia en las concentraciones de mercurio en los peces de la Amazonía Norte (AN) vs Amazonia Sur (AS) y entre los puntos de muestreo se utilizó la prueba de Kruskal Wallis.

Para analizar si existe impacto de los derrames de petróleo en la Amazonía, los datos fueron re agrupados y clasificados en tres grupos: 1) Área petrolera sin derrames (ríos: Blanco, Hidro Alto, y Basura), 2) Área petrolera con derrames (ríos: Conde, Pacayacu y Guashito) y 3) Área control (ríos Yananas, Kushapuku, Kusuini, Chichis, y Cushis, Amazonía Sur). Clasificación que permite determinar si las áreas que presentan derrames recientes tienen una mayor concentración de Hg.

Para analizar si existe impacto de la deforestación en la Amazonía, a partir de imágenes satelitales, se calculó el porcentaje de deforestación en radios de 1km, 3 km y 5km, a partir de cada punto de muestreo. Este análisis permite determinar si la deforestación a escala local influye en la concentración de Hg. Para comparar las concentraciones de mercurio se analizó los datos a nivel de región (AN y AS), y después al nivel de puntos de muestreo (11 ríos), y se los comparo con los valores de Hg presentes en los tejidos de los peces analizados, se usó una correlación no paramétrica de Spearman.

3) Concentración de Hg en dos niveles tróficos de interés

Para analizar si las concentraciones de Hg encontradas varían en dos niveles tróficos de interés: detritívoro y piscívoro. Se usó la prueba U de Mann Witney para comparar entre los dos niveles tróficos analizados.

4) Riesgos para la salud humana

Para determinar si existe un riesgo para la salud al consumir el pescado de las áreas de estudio, las concentraciones de Hg obtenidas en los tejidos de los peces fueron comparadas con las normas recomendadas por la OMS (2011) y la FAO (1998). Para comparar los resultados de concentraciones de Hg en peces de la cuenca amazónica ecuatoriana con el nivel máximo tolerable (MTL) de un contaminante en un producto alimenticio, se usó la concentración máxima de Hg recomendada por la comisión del Codex Alimentarius (CCCF 1995) por kg de peso corporal y por semana. Para calcular los valores de exposición humana, se utilizó la concentración semanal máxima tolerable (PTWI) de Hg de 1 µg Hg/kg de peso corporal (PC) propuesto por la OMS (WHO 2011).

Para estimar el nivel de exposición de la población local al mercurio por el consumo de peces de aguas dulces, se calculó la ingesta total según la fórmula 6, considerando la ingesta promedio de pescado en la región en 200 g al día (Souza et al. 2005a, Durango 2013). Finalmente se calculó el consumo máximo de peces recomendado para cada una de los ríos muestreados, según la fórmula 7 y se comparó con el consumo estimado de 200g/persona/día para los diferentes rangos de edad entre los 4 y 65 años en hombres y mujeres.

$$IT = \frac{CCE \times PA}{PC} \quad (6)$$

IT: Ingesta total

CCE: Concentración elemento en tejido muscular (obtenido o recomendado)

PA: Peso alimento (Consumo de pescado diario)

PC: Peso corporal (Varía dependiendo el rango de edad)

$$\text{Consumo Sugerido Semanal } kg = \frac{* \text{Peso Corporal } kg \times \text{Valor referencia (OMS) } \frac{mg}{kg}}{\text{Concentración Calculada Elemento } \frac{mg}{kg}} \quad (7)$$

RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1 Caracterización físico-química de los ríos

Según nuestros análisis, los ríos de la Amazonía Norte (AN) y Sur (AS) son geomorfológicamente similares en su composición físico-química (Tablas 3 y 4). De todos los parámetros analizados (Tabla 5), el índice IHF es la única variable que muestra diferencias significativas entre las dos regiones evaluadas ($F_{(1, 4)}=11,519$, $p=0,008$), con una media de $61,83 \pm 5,88$; sin embargo, los valores son comparables y al tratarse de un índice no es una variable concluyente tomada de forma aislada.

Los ríos blancos provenientes de cordillera se caracterizan por tener gran cantidad de sólidos suspendidos, su conductividad se encuentra entre 40 y 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Dutra et al. 2009). La conductividad promedio en los ríos muestreados $165,00 \pm 110,27$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ valores que se encuentran fuera del rango para este tipo de sistemas (Tabla 3), En este contexto, los ríos Yananas (AS) y Blanco (AN) presentan la conductividad más baja y alta respectivamente, sin embargo no existen diferencias significativas entre las dos regiones de estudio (Tabla 5). al ser una variable que posee variaciones dependientes de los caudales, lluvias y variables temporales, la toma de una muestra única, no es representativa para los sistemas.

El porcentaje de oxígeno disuelto presenta valores promedio de $79,87 \% \pm 17,06$ estos valores se encuentra dentro del criterio de calidad para agua dulce establecido por la legislación ecuatoriana (80% OD) (Cuesta 2016).

Según nuestros análisis, los ríos de la Amazonía Norte (AN) presentan una mayor turbidez. Los valores obtenidos están en un rango de 0,73 NTU en el río Chichis y 24,18 NTU en el río Guashito, con una media de $13,19 \pm 7,7$ NTU (Tabla 3), esta variable no presenta una diferencia significativa entre la región norte (AN) y sur (AS).

El pH presenta valores predominantemente ácidos $4.28 \pm 1,25$ (Tablas 3 y 4) y no existe diferencias significativas entre la región norte (AN) y sur (AS) (Tabla 5), el pH ácido es característico en ríos de la región amazónica, debido a la fuerte carga orgánica y la presencia de ácidos húmicos y fúlvicos presente en los sistemas forestales amazónicos (Mancera-Rodríguez and Álvarez-León 2006, Pérez et al. 2015, Maurice-Bourgoin 2016). Un pH ácido permite mayor movilización y biodisponibilidad de cationes en los cuerpos de agua, (Márquez et al. 2008a, Márquez et al. 2008b, Eneji et al. 2011, Marrugo and Paternina 2011, Pérez et al. 2015). Una mayor presencia de elementos biodisponibles genera una mayor interacción con los diferentes componentes del ecosistema, como los peces los cuales se encuentran expuestos al medio y contaminantes mediante la dieta, la respiración y la osmoregulación (Pandey et al. 2008).

El potencial Redox (ORP) se encontró en un rango entre 30,60 y 224,60 mV con una media de $121,77 \pm 64,41$ mV (Tabla 4), esta variable no presenta una diferencia significativa entre la Amazonia Norte (AN) y la Amazonía Sur (AS).

En todos los ríos muestreados se encontró presencia de coliformes totales en un rango de 1 UFC/mL en el río Yananas a 82 UFC/mL en el río Guashito y una media de $23,28 \pm 30,69$ UFC/mL. A pesar de tener una alta variabilidad en la presencia de coliformes entre los ríos muestreados, no existe una diferencia significativa entre las regiones norte (AN) y sur (AS) de la amazonía ecuatoriana. La presencia de *Escherichia coli* está en un rango entre 0,33 UFC/mL en el río Conde y 9,33 UFC/mL en el río Blanco y una media de $4.17 \pm 3,26$ UFC/mL. No existe una diferencia significativa entre las regiones norte (AN) y sur (AS) de la amazonía ecuatoriana para esta variable. La presencia de *E. coli* en los cuerpos de agua puede estar ligada a descargas urbanas, o al ser una región tan diversa puede estar ligada a la fauna local. Los valores obtenidos en UFC/mL son bajos, lo cual nos lleva a pensar que se debe a la

presencia de fauna local (peces aves mamíferos, entre otros) que dependen de los sistemas acuáticos y sus desechos entran en contacto con los cuerpos de agua.

El Índice de calidad del bosque de ribera (QBR) osciló entre 25 para el río Basura y 95 para el río Chichis. El Índice del Hábitat Fluvial (IHF) se encuentra entre 53 para el río Blanco y 80 para el río Chichis. A partir de los rangos de calidad (Anexo 2 y 3) podemos decir que según el índice IHF, los ríos en su mayoría presentan condiciones heterogéneas de hábitat que pese a algunas alteraciones pueden mantener comunidades saludables de organismos a excepción de los ríos Pacayacu y Conde que presentan una mayor alteración de su hábitat. Según el índice QBR la calidad de los bosques de ribera en su mayoría presenta alteraciones fuertes. El río Blanco presenta una degradación extrema de los bosques de ribera lo cual afecta a la calidad general de este afluente.

3.2 Impactos de la actividad petrolera en las características morfológicas de los peces

Las características morfológicas de los individuos capturados se muestran en la Tabla 6 y las Figuras 3 y 4. La longitud estándar de los Loricariidae varía entre $5,94 \pm 1,32$ cm y $17,37 \pm 1,7$ cm, el peso entre $8,64 \pm 6,16$ g y $177,00 \pm 33,49$ g. La longitud estándar de los *Hoplias malabaricus* varía entre $11,70 \pm 4,43$ cm y $19,45 \pm 5,59$ cm, el peso entre $45,59 \pm 59,87$ g y $177,32 \pm 152,29$ g. Los ríos Basura, Blanco y Guashito presentan los individuos de mayor tamaño y peso, y los ríos Pacayacu, Conde, y Hidro Alto presentan los individuos de menor tamaño y peso corporal, siendo los ríos Pacayacu y Conde que presentan derrames petroleros a partir de 2008 en la Amazonia ecuatoriana. Las medidas morfológicas para las familias *Erythrinidae* y *Loricariidae* no presentan diferencias significativas entre la Amazonía Norte (AN) y la Amazonía Sur (AS). Entre los puntos de muestreo (Figura 5), los individuos de la

familia *Loricariidae* presentan diferencias significativas; L. estándar ($X^2_{(10, 89)}58,07$, $p<0,0001$), peso ($X^2_{(10, 89)}57,64$, $p<0,0001$). Entre los puntos de muestreo la familia *Erythrinidae* no muestra diferencias significativas (Figura 5); L. estándar ($X^2_{(4, 23)}5,18$, $p=0,27$), peso ($X^2_{(4, 23)}4,57$, $p=0,33$).

3.3 Impactos de las actividades petroleras en las concentraciones de mercurio en especies centinelas de peces

Para las dos familias de peces estudiadas en 11 ríos amazónicos, las concentraciones de Hg medidas se presentan en la Tabla 7. El promedio de las concentraciones más bajas de Hg correspondió a las especies detritívoras ($111,98 \pm 79,68$ ng/g peso seco) y la mayor a la especie piscívora ($340,57 \pm 205,05$ ng/g peso seco). La concentración promedio de Hg en todos los peces de la AN y de la AS muestra que la región sur (AS) presenta la más elevada ($160,50 \pm 184,30$ ng/g); los ríos que presentan las concentraciones más altas de Hg son Kushapuku y Conde (Figura 6).

La prueba U de Mann-Whitney se usó para determinar si existe diferencias entre la concentración de Hg presente en el tejido muscular de los peces, entre la Amazonía petrolera al norte (AN) y la Amazonía no petrolera al sur (AS), la prueba determina que no existe una diferencia significativa entre concentración de Hg entre estas regiones ($U_{(1, 112)}1364,00$, $p=0,245$) (Figura 7) siendo que en la AN, hay 3 ríos sobre 6 que no fueron afectados por derrames; los Rio Basura y Hidroalto (o Lumbaqui, según Pato) (AN) no tienen ninguna infraestructura petrolera (pozos, mecheros, piscinas, etc.) y el rio Blanco casi no sufrió de derrames (10 barriles en 9 años).

Por otra parte, se determinó que existen diferencias significativas a nivel local en la concentración de Hg ($X^2_{(10, 112)}58,07$, $p<0,0001$). Con la prueba de Kruskal-Wallis se comparó las concentraciones de Hg obtenidas en los 10 puntos de muestreo, los rangos promedios

muestran que los ríos con mayor concentración de Hg en las especies de pez centinelas estudiadas son Conde y Kushapuku y los de menor concentración son Yananas y Blanco (Figura 6).

Finalmente se comparó 3 escenarios, área petrolera sin derrames, área petrolera con derrames y control que se refiere a la amazonia sur no petrolera (AS), mediante la prueba Kruskal-Wallis. Esta prueba muestra que existe una diferencia significativa en la concentración de Hg ($X^2_{(2, 112)}8,07$, $p=0,018$), entre estas zonas, siendo el área petrolera con derrame la que presenta una mayor concentración de Hg en los tejidos de pez analizados (Figura 8).

3.4 Otros factores de control de las concentraciones de mercurio en especies centinelas de peces

En este estudio también se evaluó si la variable deforestación está influyendo los resultados. Se analizó el porcentaje de deforestación en radios de 1, 3 y 5 km alrededor de cada punto de muestreo, y a partir de la correlación de Spearman (Figura 9) se determinó que no existe una correlación significativa entre deforestación y concentración de Hg en las dos especies centinelas analizadas. Al separar los datos por familia, la Familia *Loricariidae*, no presenta una correlación significativa entre la concentración de Hg y la tasa local de deforestación (Figura 10). Este resultado no concuerda con estudios previos, que relacionan a la deforestación con la concentración de Hg en los ambientes acuáticos y su fauna (Lebel et al. 1998, Webb et al. 2004, D. Sampaio et al. 2005, Mainville et al. 2006).

En general los datos de concentración de Hg en peces fueron altos en todos los ríos muestreados, esto puede explicarse por la presencia de suelos volcánicos en las cabeceras de los ríos. Se ha determinado que los suelos amazónicos en Brasil poseen altos niveles de mercurio natural (Lebel et al. 1998). Sin embargo, en el marco del programa MONOIL, para

verificar el papel de la erosión en el enriquecimiento de mercurio en las sub-cuencas estudiadas, se estudió la concentración de Hg total en sedimentos finos de cada río. Se determinó que la concentración de Hg en los sedimentos es muy baja, de $0,027 \pm 0,021 \mu\text{g/g}$ (MONOIL 2016), valores que no explican las concentraciones encontradas en los peces analizados. No hay ninguna relación entre las concentraciones de Hg total en sedimentos y las concentraciones halladas en peces, en todos los ríos estudiados.

Por otra parte, se ha reportado el incremento de las concentraciones de Hg en áreas de minería aurífera (Maurice-Bourgoin et al. 2000), variable que no se analiza en este estudio, pero en las zonas de estudio no hay actividad minera reportada.

En el caso de mercurio no hay reportes de variación de la concentración de Hg en tejidos de peces en áreas con explotación petrolera, sin embargo se ha reportado un incremento de las concentraciones de Hg en la orina de personas que trabajan en la limpieza de crudo o que viven en áreas cercanas a eventos de derrame de crudo (Webb et al. 2016). Los datos sugieren que los cambios en la concentración de Hg, que se observan en el tejido muscular de los peces estudiados, están vinculados con la actividad petrolera y puntualmente se deben a la presencia de derrames recientes en un radio de 5 km del área de estudio (figura 8).

3.5 Bioamplificación de mercurio en la cadena trófica acuática

Al comparar la concentración de Hg en los dos niveles tróficos seleccionados, la prueba mostró que existe diferencias significativas ($U_{(1, 112)}180,00$, $p>0,0001$) entre las dos familias de peces amazónicos estudiados, siendo la especie piscívora la que presenta una mayor concentración de Hg debido a su nivel trófico (Figuras 11 y 12). Este resultado concuerda con otros estudios de la literatura en donde las especies piscívoras son las que tienen mayor concentración de Hg (Maurice-Bourgoin et al. 2000, Webb et al. 2004). Los valores promedio obtenidos en este estudio para las especies piscívoras ($0,34 \pm 0,205 \mu\text{g/g}$) guardan relación

con los valores reportados por Webb (0.36 $\mu\text{g/g}$), pero los datos para las especies detritívoras (0,112 \pm 0,079 $\mu\text{g/g}$) superan a la media reportada en dicho estudio para especies no piscívoras (0,05 $\mu\text{g/g}$). En el caso de los detritívoros esta diferencia puede deberse a los hábitos alimenticios de los Loricariidae (Armbruster 2003, Nonogaki et al. 2007, García-Alzate et al. 2012, Zúñiga-Upegui et al. 2014), familia que se encuentran permanentemente en contacto con las fracciones finas de sedimento que concentran los contaminantes presentes en el medio.

3.6 Cálculos de riesgo para la salud humana

De acuerdo a los resultados obtenidos, el consumo de peces en todos los ríos muestreados representa un riesgo para la salud de las poblaciones locales, tomando como referencia una ingesta promedio de 200 g/día (Sirén 2011, Durango 2013), los datos sugieren, que todas las poblaciones excederían la ingesta recomendada (Fisheries. 2003, WHO 2011) para no correr riesgo de intoxicación (Figuras 13 y 14). Numerosos estudios han reportado que el contenido de Hg en los peces del sistema fluvial amazónico sobrepasan el valor límite de riesgo sanitario de 0,5 $\mu\text{g/g}$ de peso fresco (Lebel et al. 1997, Lebel et al. 1998), lo cual concuerda con los resultados obtenidos en este estudio (Loricariidae 0,44 \pm 0,26 $\mu\text{g/g}$; Erithrynidae 1,30 \pm 0,66 $\mu\text{g/g}$). Es particularmente preocupante, ya que las comunidades que viven en la región Amazónica dependen del pescado siendo una fuente importante de proteínas (Barbosa et al. 1995, Lebel et al. 1997, Lebel et al. 1998, Webb et al. 2004), El problema se incrementa al exponer a poblaciones sensibles como los niños, mujeres embarazadas y mujeres con niños lactantes a una dieta con consumo regular de pescado (Barbosa et al. 1995, Maurice-Bourgoin et al. 2000). Según pruebas neuro-comportamentales desarrolladas en Brasil se ha podido correlacionar el consumo de pescado contaminado con Hg, con la disminución de funciones

visuales y motoras (Lebel et al. 1998), incluso con niveles de mercurio por debajo del umbral reportado por la OMS para signos clínicos (50-125 $\mu\text{g/g}$) (Webb 2004).

CONCLUSIONES

Se determina que las características fisicoquímicas de los ríos muestreados son similares a estudios realizados en otros ríos de la cuenca amazónica, y no reflejan por si solos una alteración o contaminación de origen antropogénico. Al analizar las características morfológicas de los peces estudiados presentan diferencias significativas entre los diferentes ríos estudiados. En el caso de la familia Loricariidae existe una diferencia significativa al comparar todos los puntos, siendo los ríos Conde, H. Alto y Pacayacu los ríos que presentan los individuos de menor tamaño.

Al comparar las concentraciones de Hg no existe diferencias significativas entre la región petrolera al norte con la no petrolera al sur, sin embargo, se observa que las concentraciones más altas de Hg fueron analizadas en peces piscívoros de la Amazonia Sur (Rio Kushapuku).

Al analizar la variable deforestación en los radios establecidos en el estudio, se descarta que la variable deforestación influya en la concentración de Hg, resultado que no concuerda con estudios previos, lo que nos lleva a pensar que la variable deforestación medida en el radio de 1, 3 y 5 km no es representativo para el sistema, la escala de medición no es la adecuada, para el tipo de sistema lo cual debe ser revisado en posteriores estudios.

Al analizar los datos obtenidos en las especies detritívoras agrupados en 3 escenarios, se encuentran diferencias significativas entre las áreas petroleras con derrames recientes, las áreas petroleras sin derrames recientes, y el escenario de control (áreas no petroleras). Siendo las áreas petroleras con derrames las que presentan una mayor concentración de Hg en los tejidos de los peces Loricariidae. Lo cual corrobora el estudio planteado por Webb y

colaboradores (2016) en el cual reporta incrementos de Hg en orina de obreros que han estado en contacto con petróleo crudo. Este es un estudio pionero en determinar que la presencia de derrames petroleros recientes, influye en la concentración de Hg en la vida acuática (peces). al comparar los dos niveles tróficos estudiados, se determinó que existe diferencias significativas, en la concentración de Hg entre estos dos niveles tróficos, resultado que concuerda con estudios previos.

Finalmente los datos sugieren que existe un riesgo potencial significativo para la salud de las poblaciones, al consumir pescado, en todos los puntos de muestreo. Los niveles de Hg presentes en las muestras, superan ampliamente los niveles recomendados por la WHO, el riesgo de afecciones o intoxicación por Hg se incrementa en poblaciones vulnerables.

REFERENCIAS

- Armbruster, J. W. 2003. The species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae). *Zootaxa* **249**:1-60.
- Barbosa, A. C., A. A. Boischio, E. G. A., I. Ferrari, A. Gonçalves, P. R. M. Silva, and T. M. E. Cruz. 1995. Mercury Contamination In The Brazilian Amazon. Environmental And Occupational Aspects: Water, Air, and Soil Pollution **80**:109-121.
- Bastos, W., Rodrigues, M. d. F. Rebelo, M. d. F. Fonseca, R. Almeida, and O. Malm. 2008. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica* **38**:431-438.
- CCCF, C. C. o. C. i. F. 1995. CODEX GENERAL STANDARD FOR CONTAMINANTS AND TOXINS IN FOOD AND FEED (CODEX STAN 193-1995). Page 44 *in* health, editor.
- Cuéllar, S., H. Gómez, F. P. v. Hildebrand, D. M. Larrea, V. López A., R. Müller, M. A. Oliveira-Miranda, A. Sarmiento-Dueñas, and R. C. Smith. 2015. Deforestación en la Amazonía (1970-2013). RAISG Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada:48.
- Cuesta, S., Irina, Esthela. 2016. Determinación de hidrocarburos aromáticos policíclicos en aguas y sedimentos de ríos de la Amazonía ecuatoriana. Universidad San Francisco De Quito USFQ.
- D. Sampaio, D. S., M. Lucotte, M. Roulet, H. Poirier, D. Mergler, E. O. Santos, and M. Cossa. 2005. Trophic Structure And Bioaccumulation Of Mercury In Fish Of Three Natural Lakes Of The Brazilian Amazon. *Water, Air, and Soil Pollution* **165**:77-94.
- Dadar, M., M. Adel, H. N. Saravi, and M. Dadar. 2016. A comparative study of trace metals in male and female Caspian kutum (*Rutilus frisii kutum*) from the southern basin of Caspian Sea. *Environmental Science and Pollution Research*:1-7.
- Domingo, J. L. 2007. Health risks arising from the dietary intake of chemical contaminants: a case study of the consumption of edible marine species in Catalonia, NE Spain. *Contributions To Science* **3**:459-468.
- Durango, P. E. 2013. Evaluación Socio-económica de la pesca artesanal en cuatro comunidades Kichwa de la ribera del río Napo, Ecuador. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Dutra, M., Poliana, L. Maurice, E. Tessier, D. Amouroux, D. Cossa, M. Pérez, P. Moreira-Turcq, and I. Rhéault. 2009. Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplain lakes. *Science of the Total Environment* **407**:6073-6084.
- Eneji, I. S., R. Sha' Ato, and P. A. Annune. 2011. Bioaccumulation of Heavy Metals in Fish (*Tilapia Zilli* and *Clarias Gariepinus*) Organs From River Benue, North Central Nigeria. *Pak. J. Anal. Environ. Chem.* **12**:1-8.
- Fisheries., M. o. 2003. Heavy Metals Regulations Legal Notice No 66/2003. *Gazette of Eritrean Laws, Gazette of Eritrean Laws.*
- García-Alzate, C. A., C. Román-Valencia, and A. M. Barrero. 2012. Biología alimentaria y reproductiva de *Farlowella vittata* (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Güejar, Orinoquía, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* **60**:1873-1888.
- Jiménez-Prado, P., W. Aguirre, E. Laaz, M. Ronald, N. Amaya, F. Nugra, S. Eduardo, R. Monsalve, E. H. Zárate, A. Torres-Noboa, and J. Valdiviezo Rivera. 2005. Guia De Peces Para Aguas Continentales En La Vertiente Occidental Del Ecuador Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas (PUCESE); Universidad del Azuay (UDA) y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad. Esmeraldas, Ecuador.
- Kaoud, H. A., and A. R. El-Dahshan. 2010. Bioaccumulation and histopathological alterations of the heavy metals in *Oreochromis niloticus* fish. *Nature and Science* **8**:147-157.
- Kumar, G., Yogesh., and P. Kumar. 2016. Effect of mercury (HG) on some biological parameters of *channa punctatus*. *International Journal of Biological Research* **4**:29-35.

- Lebel, J., D. Mergler, F. Branches, M. Lucotte, M. Amorim, F. Larribe, and J. Dolbec. 1998. Neurotoxic Effects of Low-Level Methylmercury Contamination in the Amazonian Basin. *ENVIRONMENTAL RESEARCH*, **79**:20-32.
- Lebel, J., M. Roulet, D. Mergler, M. Lucotfe, and F. Larribe. 1997. Fish Diet And Mercury Exposure In A Riparian Amazonian Population. *Water, Air and Soil Pollution* **97**:31-44.
- Lessmann, J., J. Fajardo, J. Muñoz, and E. Bonaccorso. 2016. Large expansion of oil industry in the Ecuadorian Amazon: biodiversity vulnerability and conservation alternatives. *Ecology and Evolution* **6**:4997-5012.
- Lopez, F. 2013. Determinación de Metales Pesados en el medio biótico y abiótico en tres cuerpos de agua receptores de los efluentes del complejo industrial Shushufindi Escuela Politecnica Nacional.
- MAE. 2014. Deforestacion entre 2008-2014, Ministerio del ambiente Page mapa cobertura. Ministerio del ambiente
- Mainville, N., J. Webb, M. Lucotte, R. Davidson, O. Betancourt, E. Cueva, and D. Mergler. 2006. Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Science of the Total Environment* **368**:88-98.
- Maldonado-Ocampo, J. A., A. Ortega-Lara, J. S. Usma-Oviedo, G. Galvis-Vergara, F. A. Villa-Navarro, L. Vásquez-Gamboa, S. Prada-Pedrerros, and C. Ardila-Rodríguez. 2005. Peces De Los Andes De Colombia Colombia, Diversa Por Naturaleza Guía De Campo. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos «Alexander von Humboldt».
- Mancera-Rodríguez, N., Javier., and R. Álvarez-León. 2006. Estado Del Conocimiento De Las Concentraciones De Mercurio Y Otros Metales Pesados En Peces Dulceacuícolas De Colombia. *Acta Biológica Colombiana* **11**:3-23.
- Márquez, A., W. Senior, I. Fermín, G. Martínez, J. Castañeda, and Á. González. 2008a. Cuantificación De Las Concentraciones De Metales Pesados En Tejidos De Peces Y Crustáceos De La Laguna De Unare, Estado Anzoátegui, Venezuela. *FCV-LUZ* **18**:73-86.
- Márquez, A., W. Senior, G. Martínez, J. Castañeda, and Á. González. 2008b. CONCENTRACIONES DE METALES EN SEDIMENTOS Y TEJIDOS MUSCULARES DE ALGUNOS PECES DE LA LAGUNA DE CASTILLERO, VENEZUELA. *FCV-LUZ* **18**:121-133.
- Marrugo, N., Jose Luis., and U. Paternina, Roberth. . 2011. Evaluación De La Contaminación Por Metales Pesados En La Ciénaga La Soledad Y Bahía De Cispatá, Cuenca Del Bajo Sinú, Departamento De Córdoba. Proyecto Presentado Para La Convocatoria Interna De La Universidad De Córdoba:78.
- Maurice-Bourgoin, L. 2016. Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien. *IRD*:167-201.
- Maurice-Bourgoin, L., I. Quiroga, J. Chincheros, and P. Courau. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment* **260**:73-86.
- Montalvo, A. 2015. Estudio Comparativo de la Diversidad de Especies Vegetales Halladas en las Huertas de Cuatro Comunidades Shuar de Morona Santiago. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Nonogaki, H., J. A. Nelson, and W. P. Patterson. 2007. Dietary histories of herbivorous loriciid catfishes: evidence from d13C values of otoliths. *Environ Biol Fish* **78**:13-21.
- Pandey, S., S. Parvez, R. A. Ansari, M. Ali, M. Kaur, F. Hayat, F. Ahmad, and S. Raisuddin. 2008. Effects of exposure to multiple trace metals on biochemical, histological and ultrastructural features of gills of a freshwater fish, *Channa punctata* Bloch. *Chemico-Biological Interactions* **174**:183-192.
- Pérez, G. 2015. Determinación de elementos mayores en sedimentos provenientes de zonas afectadas por actividades petroleras en Ecuador. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Pérez, M. A. 2012. Aplicación de los sistemas de información geográfica como herramienta para la planificación territorial dentro de una metodología ajustada a la parroquia Macuma. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.

- Pérez, N., Cristina, Gabriela., L. Maurice, V. Ochoa-Herrera, F. López, D. A. Egas, C. Lagane, and P. Besson. 2015. Determinación de elementos mayores en sedimentos provenientes de zonas afectadas por actividades petroleras en Ecuador. *Avances en ciencias e ingenierías* **7**:95-115.
- Porto, J. I. R., C. S. O. Araujo, and E. Feldberg. 2005. Mutagenic effects of mercury pollution as revealed by micronucleus test on three Amazonian fish species. *Environmental Research* **97**:287-292.
- PRAS. 2015. Derrames de petróleo Programa de Reparación Ambiental y Social. .
- Prat, N., M. Rieradevall, and P. Fortuño. 2012. Metodología F.E.M. para la evaluación del ESTADO ECOLÓGICO de los ríos Mediterráneos. Page 44. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona.
- Sánchez, L., Juan, Manuel. 2011. Evaluación de la concentración de mercurio en diversas marcas de atún enlatado comercializadas en la ciudad de Cartagena de Indias. Universidad Nacional de Colombia.
- Sirén, A. 2011. El Consumo de Pescado y Fauna Acuática Silvestre en la Amazonía Ecuatoriana. FAO, Organización de las Naciones Unidas para La Alimentacion y la Agricultura.
- COPESCAL.
- Souza, L., Ana Paula. , S. Souza, Jorge, Eduardo., S. Miho, Helena., and M. I. Sarkis, Regina, Celi. 2005a. Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piriá Municipality, Pará State, Brazil. *Environmental Research* **97**:236-244.
- Souza, L., Ana Paula., S. Souza, Jorge Eduardo., S. Miho, Helena., and R. C. Sarkis Muller. 2005b. Mercury and selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piriá Municipality, Pará State, Brazil. *Environmental Research* **97**:236-244.
- Stewart, D., R. Barriga, and M. Ibarra. 1987. ICTIOFAUNA DE LA CUENCA DEL RIO NAPO, ECUADOR ORIENTAL: LISTA ANOTADA DE ESPECIES. Escuela Politecnica Nacional
- University of Wisconsin.
- Troya, M. J. 2014. Human threats to the freshwater ecosystems in the Napo Watershed. UNIVERSIDAD SAN FRANCISCO DE QUITO.
- Webb, J. 2004. Use of the Ecosystem Approach to Population Health, The Case of Mercury Contamination in Aquatic
- Environments and Riparian Populations, Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Canadian Journal of Public Health* **96**:41-47.
- Webb, J., O. T. Coomes, N. Ross, and D. Mergler. 2016. Mercury concentrations in urine of amerindian populations near oil fields in the peruvian and ecuadorian amazon. *Environmental Research* **151**:344–350.
- Webb, J., N. Mainville, D. Mergler, M. Lucotte, O. Betancourt, R. Davidson, E. Cueva, and E. Quizhpe. 2004. Mercury in Fish-eating Communities of the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Eco Health* **2**:59-71.
- WHO, W. H. O. 2011. Food Contaminant METALS, Mercury Hg. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on food Additives (JECFA).
- Zúñiga-Upegui, P., Tatiana., F. Villa-Navarro, Antonio., L. García-Melo, José., J. García-Melo, Enrique., G. Reinoso-Flórez, D. Gualtero-Leal, María., and V. Ángel-Rojas, Julio. 2014. Aspectos ecológicos de *Chaetostoma* sp. (Siluriformes: Loricariidae) en el alto río Magdalena, Colombia. *Biota Colombiana* **15**:82-95.

TABLAS

Tabla 1: Datos geográficos de los once puntos de muestreo de la región amazónica del Norte (AN) y del Sur de Ecuador (As).

Codigo	Río	Región	Provincia	Altitud (msnm)	UTM / UPS		
M15-01	Conde	A. Norte	Orellana	255	18 S	291520	9923055
M15-02	Blanco	A. Norte	Sucumbios	272	18 S	318689	9961878
M15-03	H. Alto	A. Norte	Sucumbios	544	18 S	233592	10003169
M15-04	Pacayaku	A. Norte	Sucumbios	245	18 S	325469	10000141
M15-05	Basura	A. Norte	Orellana	284	18 S	279648	9963505
M15-06	Guashito	A. Norte	Orellana	269	18 S	269232	9955379
M15-08	Yananas	A. Sur	Morona Santiago	290	18 S	168127	9664373
M15-09	Kushapuku	A. Sur	Morona Santiago	332	17 S	829986	9663818
M15-10	Kusuimi	A. Sur	Morona Santiago	287	18 S	177656	9668659
M15-11	Chichis	A. Sur	Morona Santiago	289	18 S	167464	9663947
M15-12	Kushis	A. Sur	Morona Santiago	--	--	--	--

Tabla 2: Precisión, reproducibilidad, límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) de las mediciones DMA 80 (GET, Toulouse, Francia). * N: Blancos y Material de Referencia Certificado (TORT-3, TORT-2).

Parámetro	Hg	N	Blanco
Precisión Tort3	3,633	18	91
Reproducibilidad Tort 3 %	97%		
Precisión Tort2	1,759	11	
Reproducibilidad Tort 2 %	97%		
Límite de detección ng/g	0,334	91	
Límite de Cuantificación ng/g	1,115		

Tabla 3: Parámetros físico-químicos tomados en 10 ríos en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

	N	Coliformes	E. coli UFC	T	Cond (μ S/cm)	pH	O2 Disuelto (%sat)	Turb. (NTU)	Alcalinidad (mg/L)
		(unidades)		($^{\circ}$ C)					
Basura	11	12,00	3,33	26,06	73	2,44	87	10,60	12,72
Blanco	10	29,67	9,33	25,94	273	3,17	75	9,40	71,72
Chichis	10	1,00	2,33	23,86	115	4,25	41	0,73	36,48
Conde	12	2,33	0,33	26,28	77	3,28	100	8,83	10,91
Guashito	6	82,33	3,00	27,51	253	6,07	68	24,18	22,78
H Alto	16	8,67	1,67	25,33	112	4,60	100	1,30	34,99
Kushapuku	16	30,00	4,00	26,55	209	6,47	79	2,35	21,53
Kusuini	10	14,67	3,00	24,25	389	3,68	80	6,33	57,03
Pacayaku	4	12,33	6,67	25,27	77	4,54	86	21,30	8,13
Yananas	8	1,00	2,33	23,36	72	4,29	84	4,82	21,14
Media	103	19,40	3,60	25,44	165	4,28	80	8,98	29,74
Desviación estándar		24,47	2,60	1,30	110	1,25	17	8,03	20,7662

Tabla 4: Estadística descriptiva de las variables físico-químicas de los ríos de estudio

Estadísticos descriptivos					
	N	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar
IHF indice	11	53	85	67,55	9,78
QBR indice	10	25	95	64,5	23,03
Coliformes	10	1	82,33	19,4	24,47
E. coli	10	0,33	9,33	3,6	2,6
Prof, Muestreo (cm)	11	20	30	29,09	3,02
Prof, total (cm)	11	50	150	100,45	39,4
Ancho afluente (cm)	11	600	1200	836,36	185,86
T (°C)	10	23,36	27,51	25,44	1,3
Cond (µS/cm)	10	72	389	165	110
pH (in situ)	10	2,44	6,47	4,28	1,25
O ₂ Disuelto (% sat)	10	40	100	80	17
Turb. (ntu)	10	0,73	24,18	8,98	8,03
ORP eau (mV)	10	30,6	224,6	121,77	64,41
Alcalinidad (mg/L)	10	8,13	71,72	29,74	20,77
N válido (por lista)	9				

Tabla 5: ANOVA de los parámetros físico-químicos de los ríos de las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).

ANOVA				
		gl	F	Sig.
IHF	Entre grupos	1	11,519	0,008
	Dentro de grupos	9		**
QBR	Entre grupos	1	3,067	0,118
	Dentro de grupos	8		
Coliformes	Entre grupos	1	0,639	0,447
	Dentro de grupos	8		
<i>E. coli</i>	Entre grupos	1	0,431	0,530
	Dentro de grupos	8		
Prof, total (cm)	Entre grupos	1	0,818	0,389
	Dentro de grupos	9		
Ancho afluente (cm)	Entre grupos	1	0,397	0,544
	Dentro de grupos	9		
T (°C)	Entre grupos	1	0,003	0,956
	Dentro de grupos	9		
Cond (µS/cm)	Entre grupos	1	5,026	0,055
	Dentro de grupos	8		
pH	Entre grupos	1	0,506	0,497
	Dentro de grupos	8		
O ₂ Disuelto (mg/l)	Entre grupos	1	0,630	0,450
	Dentro de grupos	8		
O ₂ Disuelto (%sat)	Entre grupos	1	2,044	0,191
	Dentro de grupos	8		
Turb. (NTU)	Entre grupos	1	4,083	0,078
	Dentro de grupos	8		
ORP (mV)	Entre grupos	1	2,396	0,160
	Dentro de grupos	8		

Alcalinidad (mg/L)	Entre grupos	1	0,263	0,622
	Dentro de grupos	8		

**

Dif Significativa $P > 0,05$

Tabla 6: Especies, tamaños de individuos pescados, nivel trófico y medidas morfológicas promedios en los ríos muestreados en la Amazonía Norte Petrolera (AN) y Sur No Petrolera (AS) en Ecuador.

Rio	Familia	Genero	N	Dieta	Longitud (cm)	Peso (cm)
Conde	Loricariidae	<i>Ancistrus</i>	10	Detritívoro	8,22 ± 2,07	19,09 ± 15,32
Blanco	Loricariidae	<i>cochliodon</i>	7	Detritívoro	16,27 ± 1,61	150,71 ± 50,54
H Alto	Loricariidae	<i>Cordilancistrus</i>	10	Detritívoro	5,94 ± 1,32	8,64 ± 6,16
Pacayaku	Loricariidae	<i>cochliodon</i>	4	Detritívoro	6,93 ± 3,9	14,44 ± 22,03
Basura	Loricariidae	<i>Cochliodon oculus</i>	5	Detritívoro	16,04 ± 2,92	135,60 ± 61,24
Guashito	Loricariidae	<i>Cochliodon ericeus</i> y <i>Hypostomus hemicochliodon</i>	6	Detritívoro	17,37 ± 1,7	177,00 ± 33,49
Yananas	Loricariidae	<i>Chaetostoma sp.</i>	8	Detritívoro	12,00 ± 3,67	78,62 ± 70,03
Kushapuku	Loricariidae	<i>Ancistrus sp.</i> y <i>Chaetostoma sp.</i>	10	Detritívoro	9,23 ± 2,00	36,30 ± 22,92
Kusuini	Loricariidae	<i>Ancistrus sp.</i> Y <i>Chaetostoma sp.</i>	10	Detritívoro	10,01 ± 2,57	45,90 ± 34,69
Chichis	Loricariidae	<i>Ancistrus sp.</i> Y <i>Chaetostoma sp.</i>	10	Detritívoro	9,99 ± 2,75	40,18 ± 36,8
Kushis	Loricariidae	<i>Chaetostoma sp.</i>	9	Detritívoro	12,90 ± 3,10	83,33 ± 50,70
Conde	Erythrinidae	<i>Hoplias Malabaricus</i>	2	Piscívoro	19,45 ± 5,59	177,32 ± 152,29
Blanco	Erythrinidae	<i>Hoplias Malabaricus</i>	3	Piscívoro	14,93 ± 5,33	88,33 ± 71,00
H Alto	Erythrinidae	<i>Hoplias Malabaricus</i>	6	Piscívoro	18,75 ± 3,43	130,17 ± 70,37
Basura	Erythrinidae	<i>Hoplias Malabaricus</i>	6	Piscívoro	11,70 ± 4,43	45,59 ± 59,87
Kushapuku	Erythrinidae	<i>Hoplias Malabaricus</i>	6	Piscívoro	13,85 ± 7,78	100,30 ± 102,61

Tabla 7: Variables morfométricas y concentración de Hg por familia (Loricariidae y Erythrinidae) y región (Amazonía Norte (AN) y Amazonía Sur (AS))

Familia	Estadístico	Max	Min	Media	Desv est
Región					
Loricariidae	L Estándar (cm)	20,20	3,63	11,13	5,25
Norte	Peso (g)	221,00	1,15	74,52	78,20
	Cc Hg ng/g	377,25	22,97	119,49	86,61
Loricariidae	L Estándar cm	18,20	6,60	10,73	3,04
Sur	Peso (g)	217,00	10,00	55,38	46,82
	Cc Hg ng/g	345,45	43,34	105,27	73,24
Erythrinidae	L Estándar cm	23,40	6,90	15,67	5,16
Norte	Peso (g)	285,00	5,31	98,48	83,48
	Cc Hg ng/g	520,28	125,39	251,41	98,14
Erythrinidae	L Estándar cm	21,40	4,20	13,85	7,78
Sur	Peso (g)	207,00	1,28	100,30	102,61
	Cc Hg ng/g	869,22	359,19	593,20	224,85
Todos los individuos	L Estándar cm	23,40	3,63	12,44	5,58
Norte	Peso (g)	285,00	1,15	81,43	79,78
	Cc Hg ng/g	520,28	22,97	157,50	107,66
Todos los individuos	L Estándar cm	21,40	4,20	11,08	3,87
Sur	Peso (g)	217,00	1,28	60,46	56,20
	Cc Hg ng/g	869,22	43,34	160,50	184,30

FIGURAS

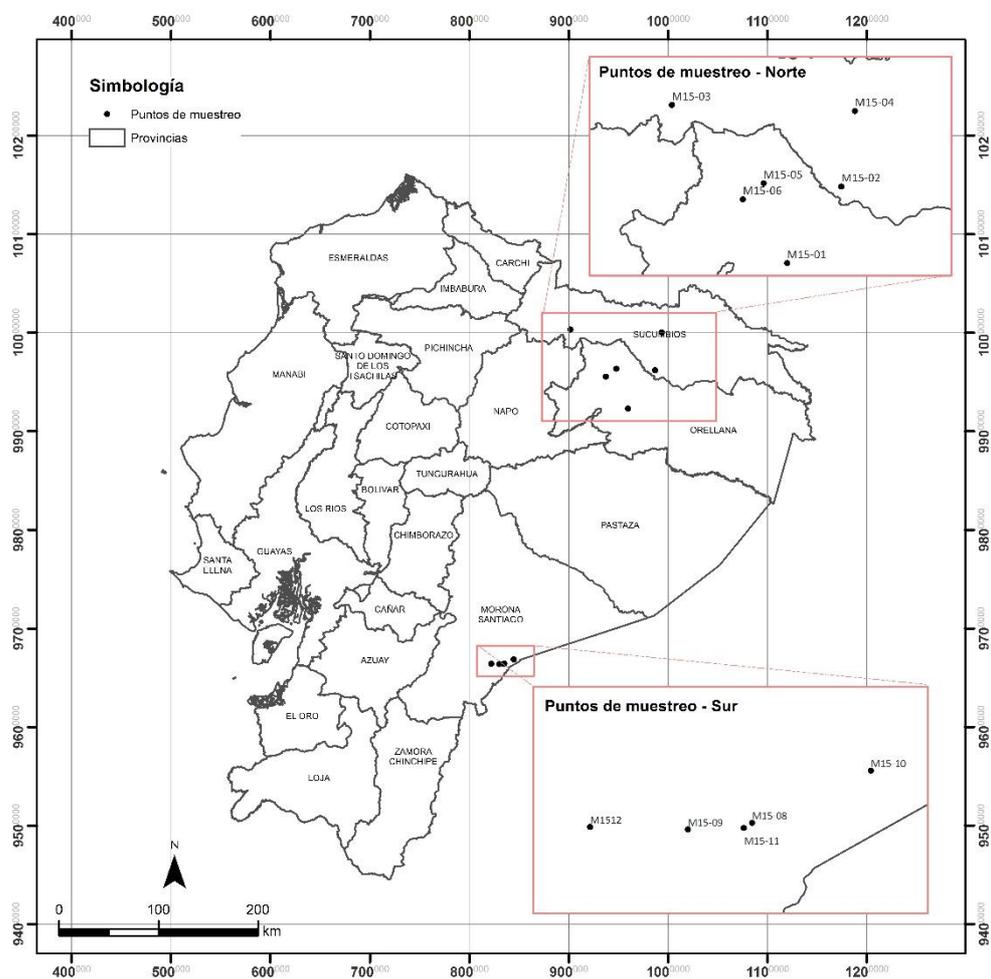


Figura 1. Puntos de muestreo en la Amazonía Norte (AN) en zona de explotación petrolera, y en la Amazonia Sur (AS) (Campaña MONOIL, 2015-2016).

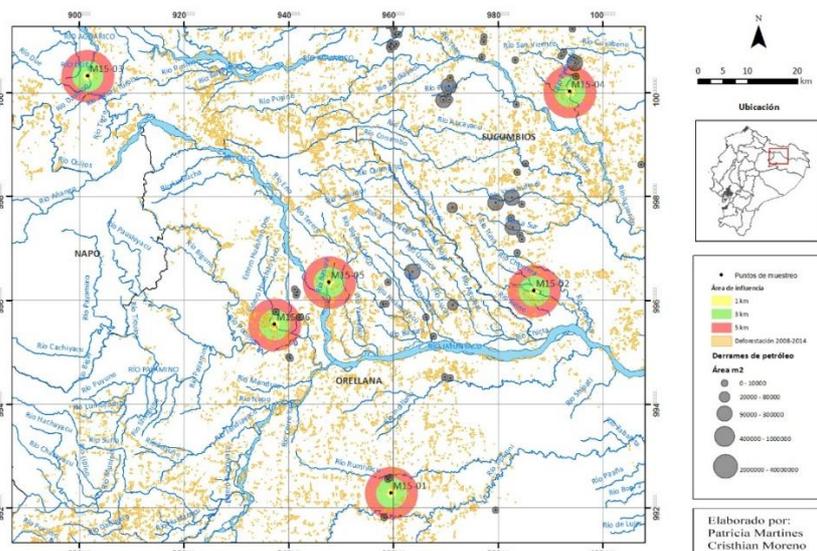


Figura 2. Puntos de muestreo en la Amazonía Norte (AN) en zona de explotación petrolera, derrames reportados a partir de 2008, cobertura vegetal y Porcentaje de deforestación a 1,3 y 5 Km del punto de muestreo (Campaña MONOIL, 2015-2016).

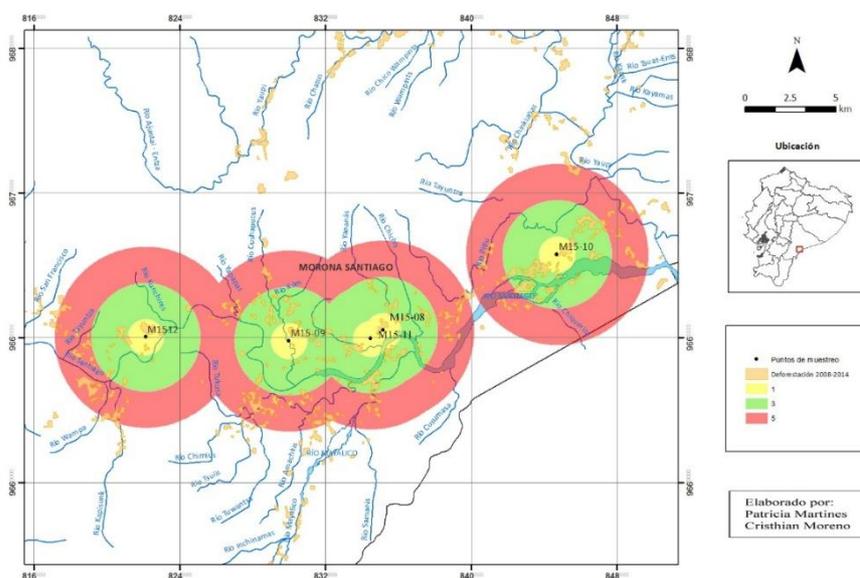


Figura 3. Puntos de muestreo en la Amazonia Sur (AS), cobertura vegetal y porcentaje de deforestación a 1,3 y 5 km del punto de muestreo (Campaña MONOIL, 2015-2016).

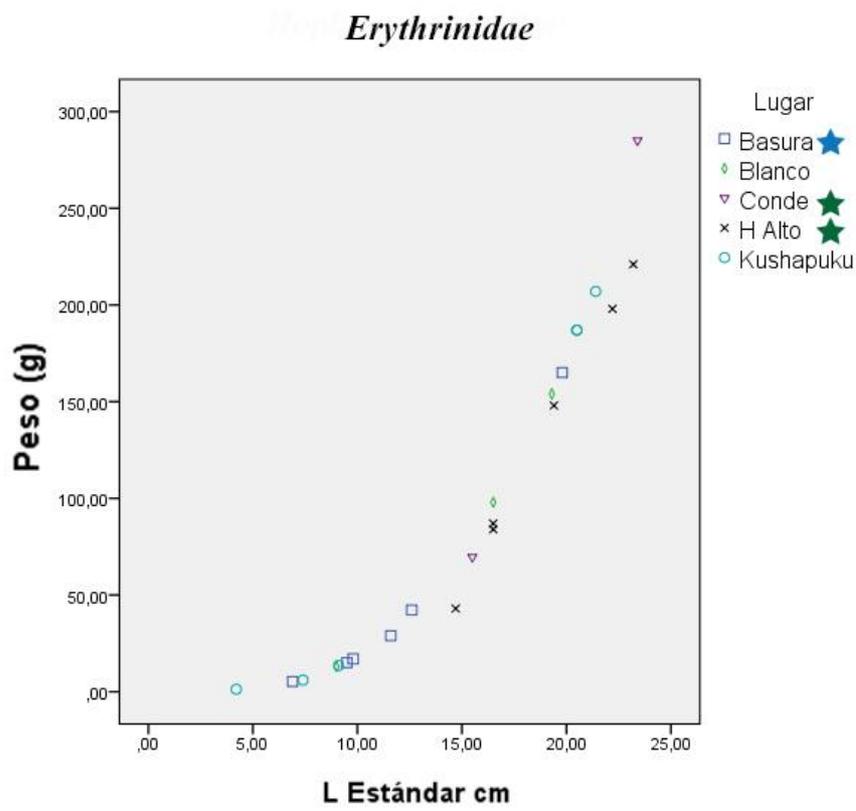


Figura 3: Longitud Estándar vs peso de Erythrinidae colectados en las cuenca del Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

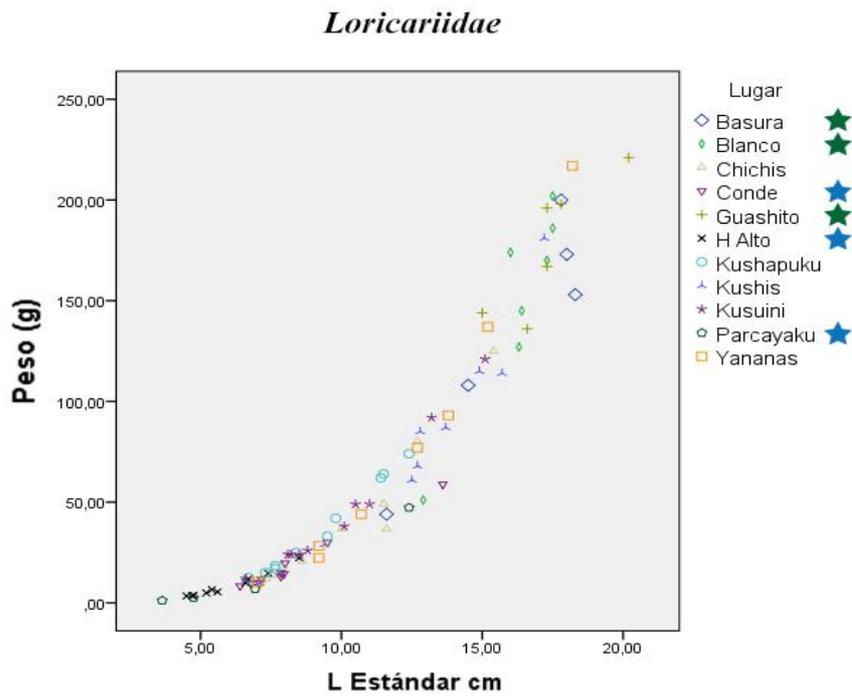


Figura 4: Longitud Estándar vs peso de *Loricariidae* colectados en las cuenca del Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

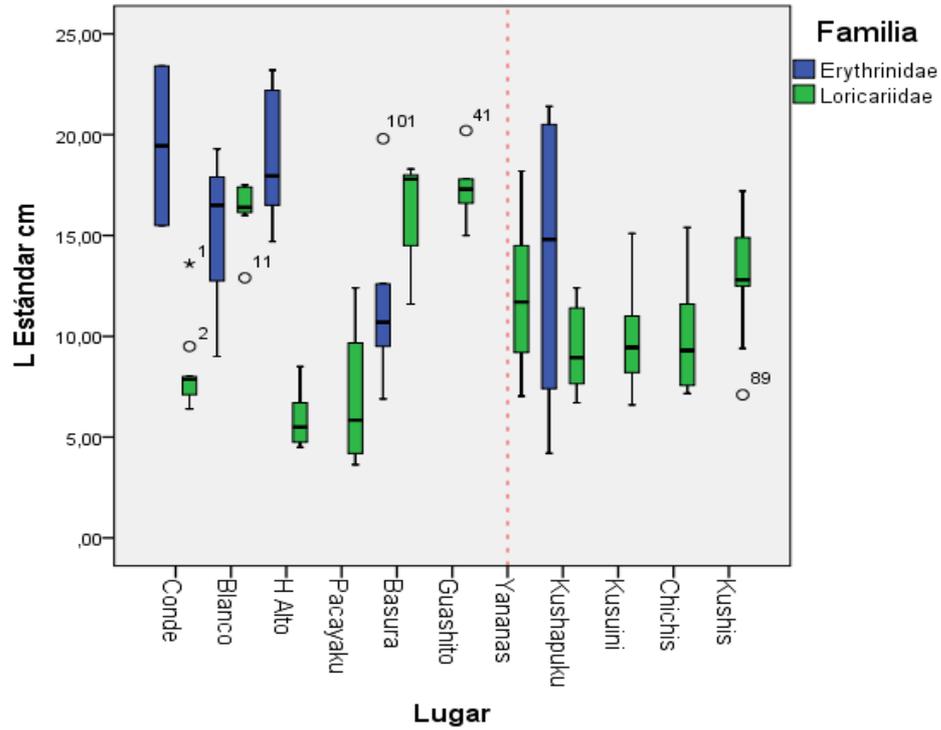


Figura 5: Cajas de bigote de las longitudes estándares de Loricariidae y Erythrinidae colectados en las cuencas del Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

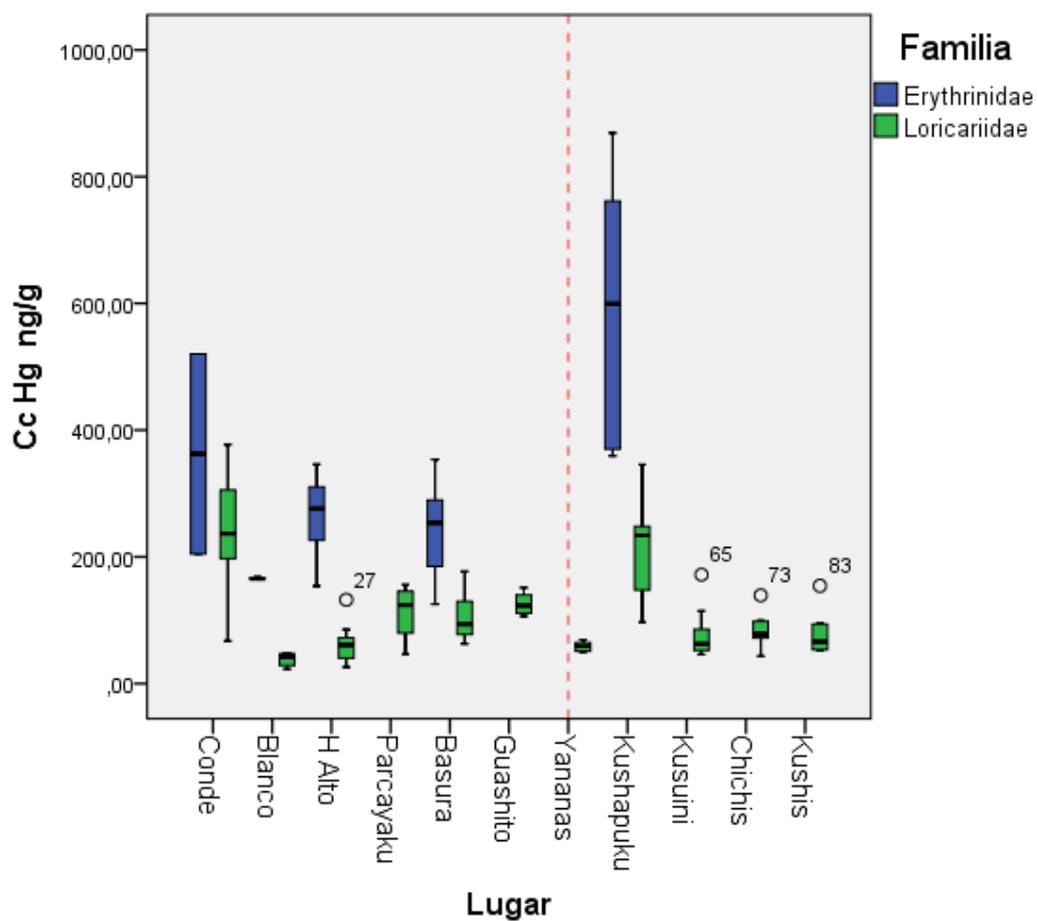


Figura 6: Cajas de bigote de las concentraciones de Hg (ng/g, peso seco) en tejido muscular de 2 especies colectadas en las cuenca del Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

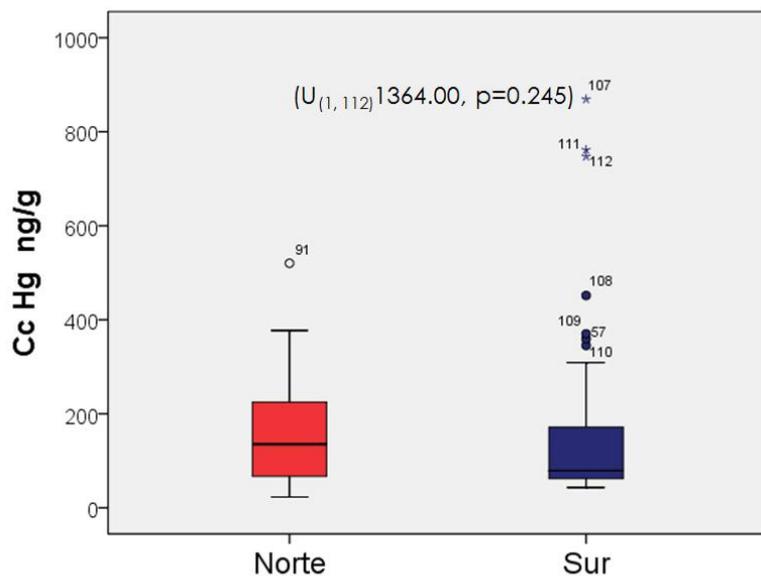


Figura 7: Cajas de bigote de las concentraciones de Hg (ng/g, peso seco) en tejido muscular de 2 especies colectadas en cuencas de la Amazonia Norte petrolera y de la Sur, ni petrolera, ni minera (Amazonía ecuatoriana).

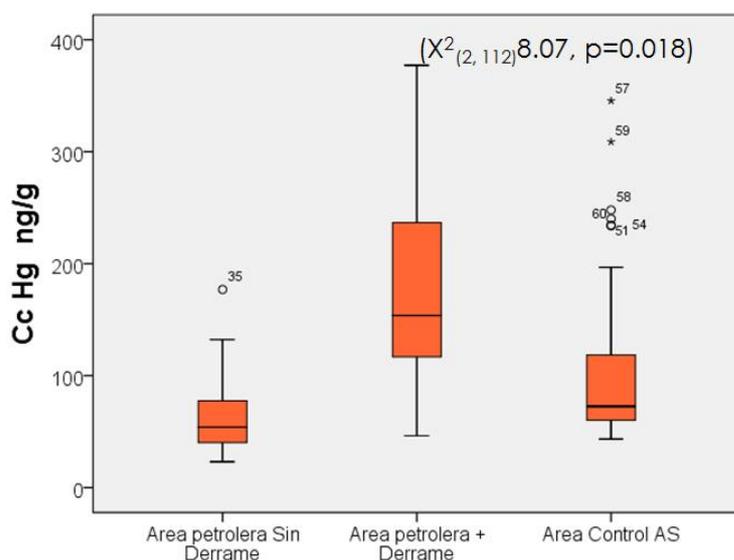


Figura 8: Rangos de concentración de Hg (ng/g, muestra seca), datos agrupados en 3 escenarios: áreas petroleras sin derrames, áreas petroleras con derrames recientes y áreas de control (Amazonía ecuatoriana).

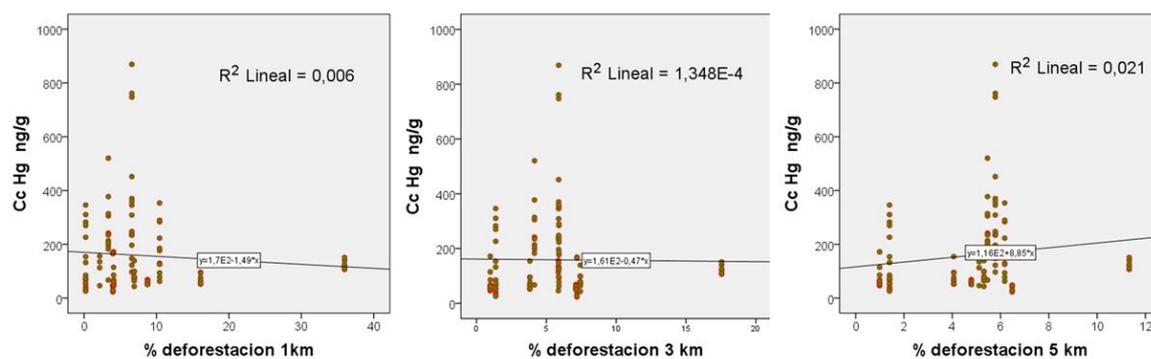


Figura 9: Correlación concentración de Hg en tejido muscular de 2 familias de peces *Erythrinidae* (Piscívoros) y *Loricaridae* (Detritívoros) y deforestación en radios de 1, 3 y 5 km desde los puntos de muestreo (Amazonía ecuatoriana).

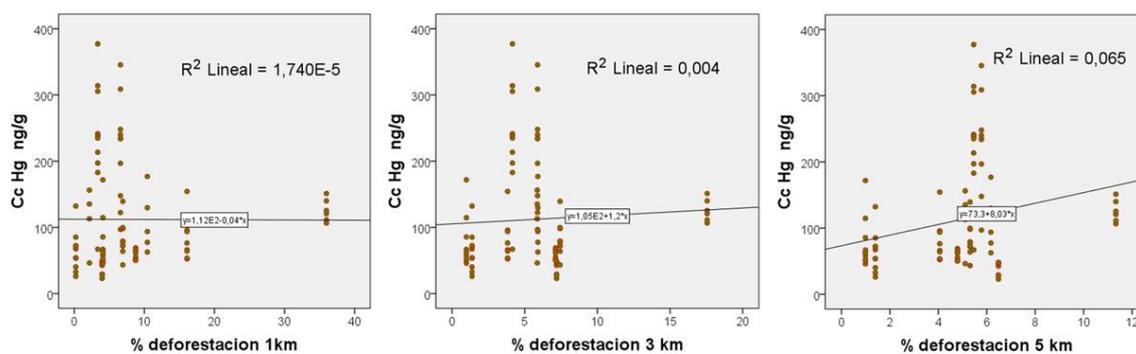


Figura 10: Correlación concentración de Hg en tejido muscular en la familia *Loricaridae* (Detritívoros) y deforestación en radios de 1, 3 y 5 km desde los puntos de muestreo (Amazonía ecuatoriana).

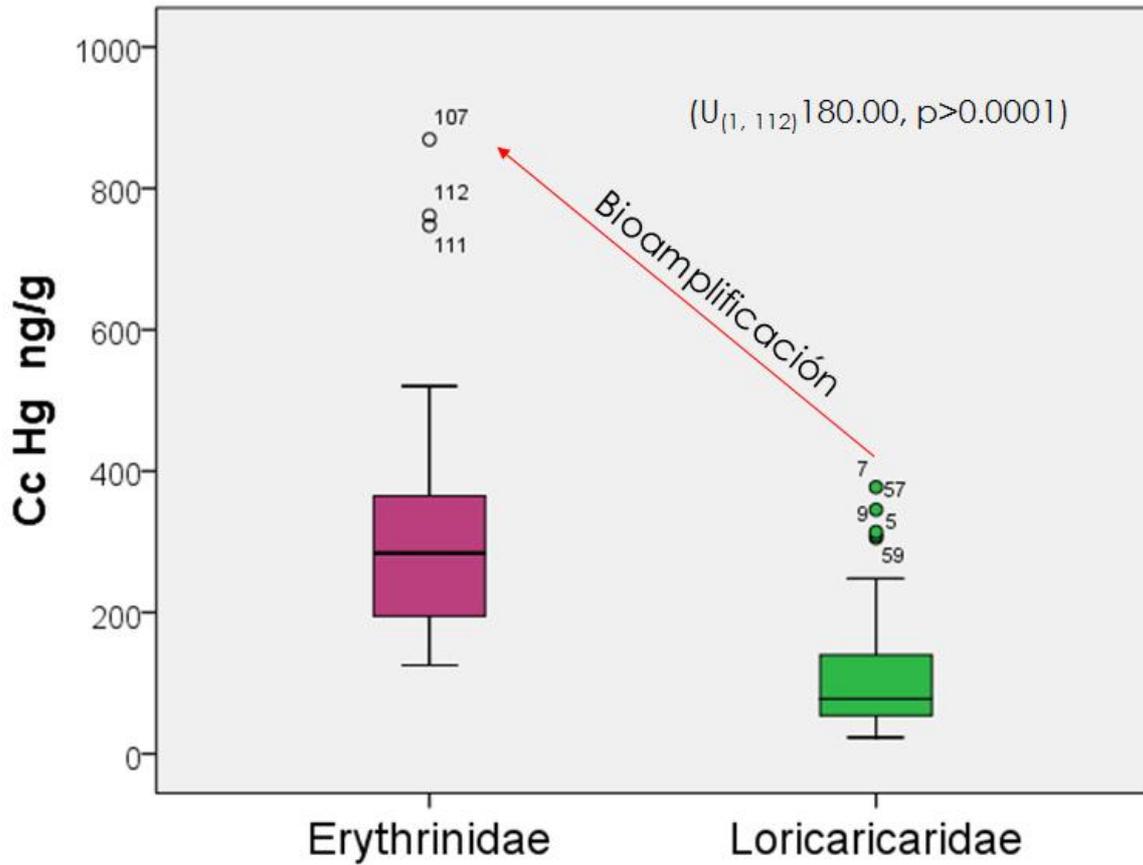


Figura 11: Comparación de los rangos de concentración de Hg (ng/g, peso seco) en tejido muscular de 2 familias de peces Erythrinidae (Piscívoros) y Loricaridae (Detritívoros) colectadas la Amazonía ecuatoriana.

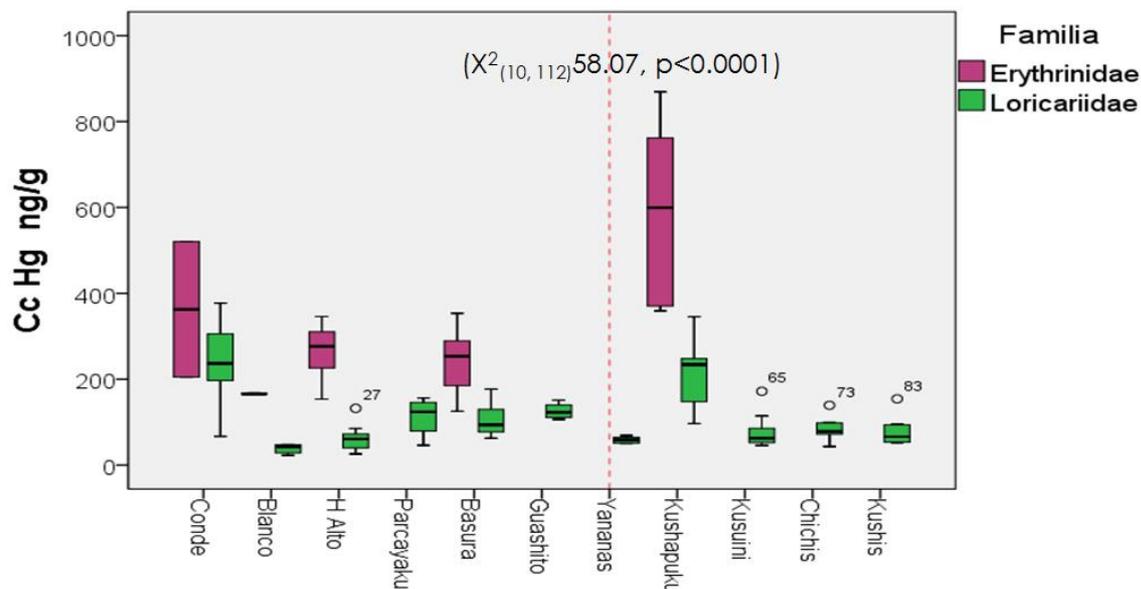


Figura 12: Rangos de concentración de Hg (ng/g, peso húmedo) en tejido muscular de 2 familias de peces colectadas en 11 ríos en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana)

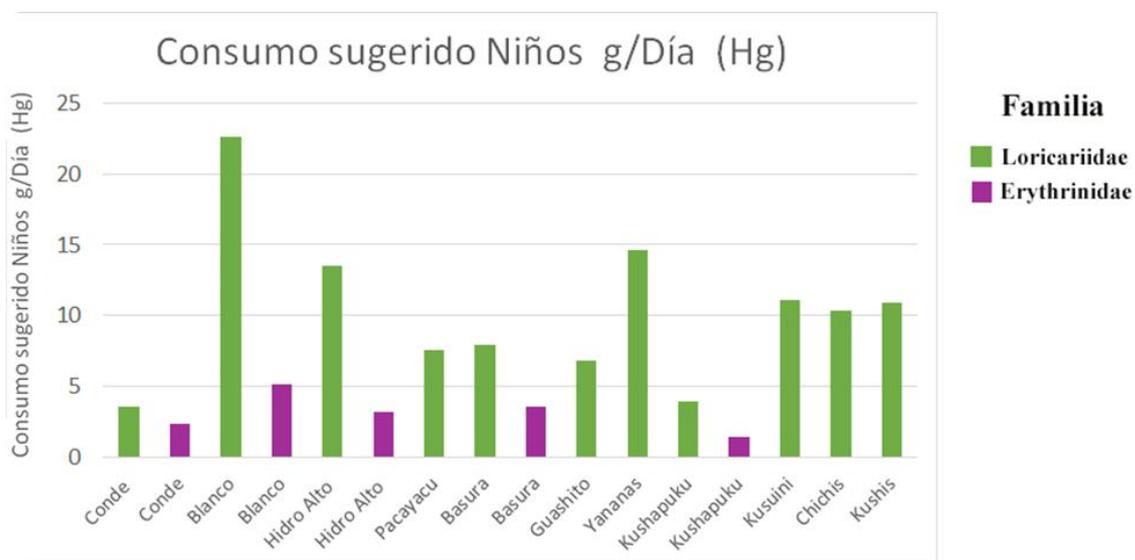


Figura 13: Consumo máximo de peces (en g/día) de las la familia Erythrinidae (piscívora) y Loricariidae (detritívora) recomendado para niños, según el PCWI (WHO 2011).

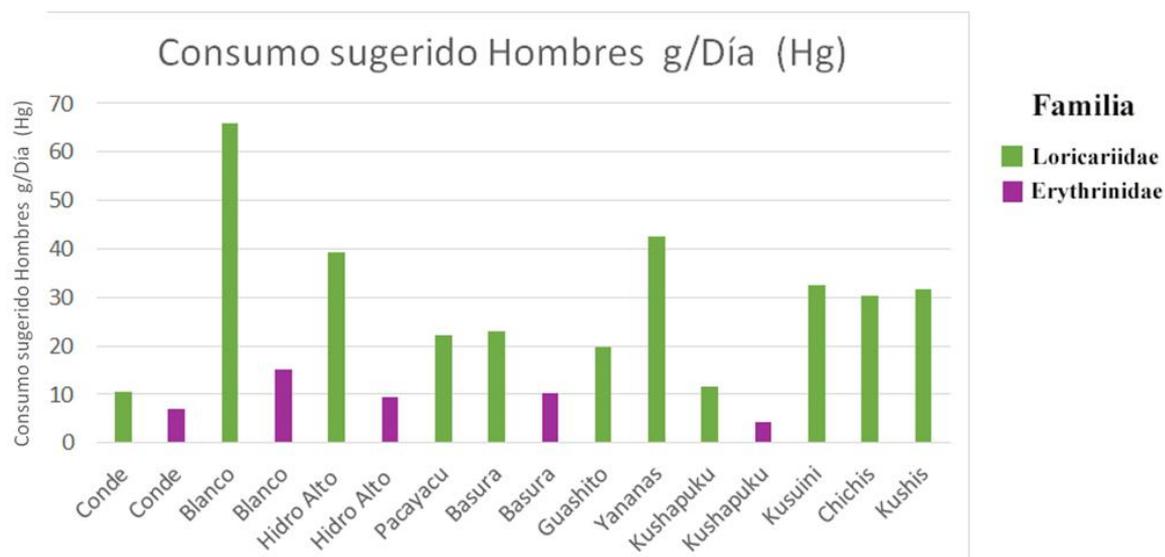
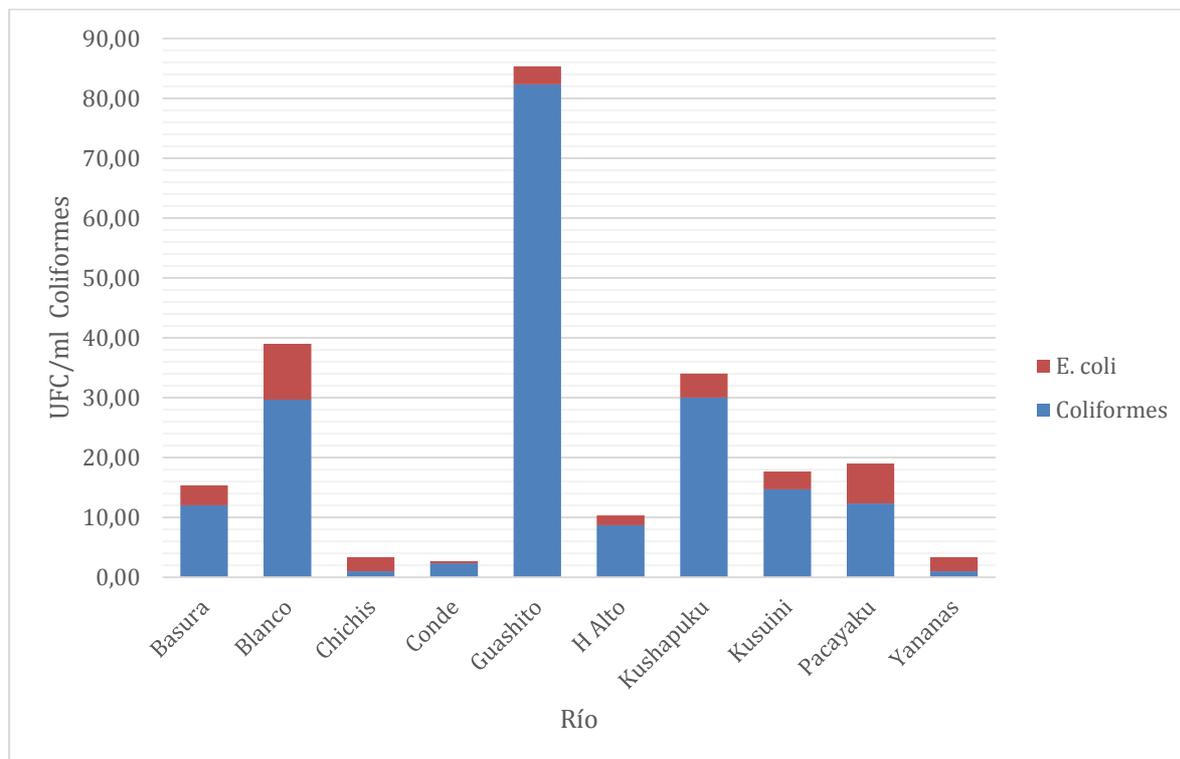


Figura 14: Consumo máximo de peces (en g/día) de las la familia Erythrinidae (piscívora) y Loricariidae (detritívora) recomendado para hombres adultos, según el PCWI (WHO 2011).

ANEXO B

Anexo 1: Número de UFC/mL de coliformes ambientales y *Escherichia coli* tomados en 10 ríos en las cuencas de los ríos Napo, Aguarico y Santiago (Amazonía ecuatoriana).



Anexo 2: Rangos de calidad de hábitat fluvial según el índice IHF

Los rangos de calidad según el IHF son:

NIVEL DE CALIDAD	IHF	Color representativo	
Hábitat bien construido. Excelente para el desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados. Se pueden aplicar los índices biológicos sin restricciones.	> 60	Azul	
Hábitat que puede soportar una buena comunidad de macroinvertebrados pero en la que, por causas naturales (por ejemplo, riadas) o antrópicas, algunos elementos no están bien representados. Los índices biológicos no deberían ser bajos, pero no se descarta algún efecto en ellos.	40-60	Amarillo	
Hábitat empobrecido. Posibilidad de obtener valores bajos de los índices biológicos por problemas con el hábitat y no con la calidad del agua. La interpretación de los datos biológicos debe hacerse con precaución.	< 40	Rojo	

Anexo 3: Rangos de calidad de vegetación de ribera según índice QBR

Los rangos de calidad según el índice QBR son:

NIVEL DE CALIDAD	QBR	Color representativo	
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural	≥ 95	Azul	
Bosque de ribera con algunas alteraciones, calidad buena.	75-90	Verde	
Inicio de alteración importante, calidad intermedia	55-70	Amarillo	
Alteración fuerte, mala calidad	30-50	Naranja	
Degradación extrema, calidad pésima	≤ 25	Rojo	