

Mercurio en peces amazónicos de consumo alimenticio como base de recomendación de ingesta para poblaciones locales

Mercury in amazonian food fish as a basis for consumption recommendations for local populations

Ricardo Ernesto Burgos Morán¹, Jorge Rivas², Laurence Maurice³

¹ Universidad Estatal Amazónica, <https://orcid.org/0000-0002-4383-158X>

² World Wildlife Fund - WWF Ecuador.

³ Institut de Recherche pour le Développement, <https://orcid.org/0000-0003-3482-3892>

Autor de correspondencia: rburgos@uea.edu.ec

DOI: <https://doi.org/10.63804/CIBEN.25.icta.e7>

Resumen

Las poblaciones amazónicas locales están expuestas a riesgos de contaminación por mercurio (Hg) debido al alto consumo de pescado, un fenómeno influenciado por procesos de biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación, derivados de fuentes naturales o actividades humanas. Esta investigación tuvo como objetivo determinar la concentración de Hg total en peces clave comercializados y consumidos por comunidades de la Amazonía ecuatoriana, con el fin de proponer recomendaciones de uso. Se recolectaron 151 peces en mercados, centros de acopio y mediante pescadores artesanales y deportivos durante mayo y junio de 2018, representando la captura mínima disponible localmente. Cada espécimen fue identificado taxonómicamente, medido, pesado, registrado por sitio de colecta y se extrajeron entre 2 y 10 gramos de músculo. Las muestras fueron liofilizadas y analizadas en el Laboratorio GET de Toulouse (Francia) mediante espectrofotometría de absorción atómica directa (Milestone® DMA-80). Se identificaron 20 especies, agrupadas en ocho familias de tres órdenes y clasificadas en ocho roles tróficos, mostrando patrones diversos de concentración de Hg según su posición ecológica y talla. El 97% de los Bagres (Pimelodidae), clasificados como carnívoros y carroñeros, superaron en promedio hasta cinco veces el límite máximo de Hg recomendado por la OMS y la EPA-FDA para consumo humano ($p \leq 0,05$). Las especies con menor concentración, recomendables para el consumo, se encuentran en las partes altas de las cuencas, mientras que en tramos bajos se observa mayor bioacumulación, con una relación inversa entre altitud y talla de captura. Se concluye que existe contaminación por Hg en los recursos pesqueros amazónicos del Ecuador, especialmente en los Bagres, que

enfrentan mayor presión de pesca por parte de los mercados locales. La pesca de subsistencia, en cambio, presenta riesgos variables según el lugar de extracción.

Abstract

Local Amazonian populations are exposed to mercury (Hg) contamination risks due to high fish consumption, a phenomenon influenced by processes of bioavailability, bioaccumulation, and biomagnification derived from natural sources or human activities. This study aimed to determine total Hg concentrations in key fish species marketed and consumed by communities in the Ecuadorian Amazon in order to propose consumption recommendations. A total of 151 fish specimens were collected from markets, collection centers, and through artisanal and sport fishers during May and June 2018, representing the minimum locally available catch. Each specimen was taxonomically identified, measured, weighed, and recorded according to collection site, and between 2 and 10 g of muscle tissue were extracted. Samples were freeze-dried and analyzed at the GET Laboratory in Toulouse, France, using direct atomic absorption spectrophotometry (Milestone® DMA-80). Twenty species belonging to eight families and three orders were identified and classified into eight trophic roles, showing diverse Hg concentration patterns according to ecological position and body size. Ninety-seven percent of catfish species (Pimelodidae), classified as carnivores and scavengers, exceeded by up to five times the maximum Hg limits recommended by the WHO and EPA-FDA for human consumption ($p \leq 0.05$). Species with the lowest Hg concentrations, and therefore more suitable for consumption, were found in the upper sections of river basins, whereas greater bioaccumulation was observed in lower sections, with an inverse relationship between altitude and capture size. The study concludes that Hg contamination is present in fishery resources of the Ecuadorian Amazon, particularly in catfish species, which are under greater fishing pressure from local markets. Subsistence fishing, however, presents variable risks depending on the extraction site.

Introducción

La cuenca del río Amazonas abarca aproximadamente 6,7 millones de km² en América del Sur tropical, de los cuales cerca del 2% corresponde al territorio ecuatoriano. Para el año 2016, se estimó una población de 34 millones de personas en toda la cuenca, incluyendo alrededor de 0,9 millones en Ecuador, de los cuales aproximadamente el 65% reside en zonas urbanas (Charity, Dudley, Oliveira, & Stolton, 2016). En esta región, se ha registrado la mayor desigualdad por ingresos económicos en Ecuador, caracterizada por una alta informalidad laboral entre los sectores de menor poder adquisitivo, quienes dependen directamente de los recursos naturales, principalmente en agricultura de subsistencia, extracción forestal y pesca. Esta situación, junto con una prevalencia de al menos un 10% de desnutrición infantil (ARA,

2011), configura un escenario complejo en el que la gestión de los recursos naturales representa una oportunidad estratégica para el desarrollo y la conservación del paisaje amazónico.

La pesca ha sido aprovechada principalmente por grupos indígenas amazónicos ($\approx 25\%$ de la población regional), quienes presentan un consumo per cápita superior a 18 kg/año (Siren, 2005), mientras que el resto de la población mantiene un consumo promedio nacional de 6,4 kg/año (Wiefels, 2006). En este contexto, caracterizado por amenazas constantes como la pérdida de bosques, el fraccionamiento de hábitats acuáticos, el cambio climático y la contaminación urbana (Antunes et al., 2016; Foley et al., 2007; Guimberteau et al., 2017), adquiere relevancia el estudio de contaminantes como los metales pesados en especies de consumo humano.

El mercurio (Hg) ha sido identificado como uno de los principales indicadores de presión antrópica sobre los ecosistemas (Beltrán-Pedrerros et al., 2011; Forsberg et al., 2017; Maurice-Bourgoin & Quiroga, 2002). Este metal pesado destaca por su alta neurotoxicidad, capacidad de bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica, además de sus efectos mutagénicos y teratogénicos (Forsberg et al., 2017; Moreno-Vallejo, 2017), lo que hace crítica su medición para evaluar riesgos en la salud humana. En Ecuador, se ha evidenciado la presencia de Hg en peces amazónicos y su consumo por comunidades locales (Moreno-Vallejo, 2017; Webb et al., 2004), aunque los estudios se han concentrado en la cuenca del río Napo. Por ello, se propone ampliar el análisis hacia otras cuencas, con énfasis en especies de consumo alimenticio.

Diversas iniciativas han sido desarrolladas para el manejo pesquero, como la propuesta de WCS en 2012 para la región del río Napo (Utreras, Cueva, Palacios, & Zapata-Ríos, 2012), y el enfoque del programa Yasuní de la FAO en 2011 (Burgos-Morán et al., 2011a). Asimismo, el diagnóstico realizado por WWF y UEA plantea como objetivo principal el manejo sustentable de los recursos pesqueros, promoviendo acciones de regularización, cooperación con poblaciones vulnerables, conservación de especies clave como *Arapaima gigas*, y sensibilización pública.

En este contexto, se planteó evaluar la presencia de mercurio total (Hg) en especies ícticas de consumo humano frecuente en comunidades locales de la Amazonía ecuatoriana. Se determinó las concentraciones de Hg en peces clave comercializados y consumidos, se analizó comparativamente dichas concentraciones según la cuenca de captura y el nivel trófico de las especies, y se establecieron recomendaciones sobre el consumo humano basadas en los límites permisibles internacionales, con el fin de identificar potenciales riesgos para la salud de las poblaciones amazónicas. Esta aproximación busca aportar evidencia científica que fortalezca las estrategias de manejo sustentable y conservación de los recursos pesqueros, en un entorno altamente vulnerable a presiones ambientales y socioeconómicas.

Metodología

Área de estudio

La investigación fue desarrollada en sistemas fluviales amazónicos ecuatorianos, comprendiendo las cuencas de los ríos San Miguel–Putumayo, Aguarico, Napo, Pastaza, Morona y Santiago. Estos ríos, originados en la cordillera de los Andes, presentan un marcado gradiente altitudinal y climático (Barriga, 2012), estabilizándose temporalmente entre los 1.200 y 700 m s.n.m., donde se forman valles andino-amazónicos que influyen significativamente en la configuración de hábitats acuáticos y en la biodiversidad regional.

En este rango altitudinal se ubican las principales ciudades amazónicas del Ecuador, desde donde se ejerce presión sobre los ecosistemas fluviales, evidenciándose un consumo local de peces provenientes de diversos ambientes acuáticos, incluyendo zonas cercanas a las fronteras con Colombia y Perú. Las modalidades de pesca observadas incluyen prácticas artesanales, deportivas y furtivas.

Colecta e identificación de muestras

Durante los meses de mayo y junio se recolectaron 151 ejemplares de peces en mercados locales, puertos de acopio y mediante acompañamiento a pescadores. Las muestras fueron seleccionadas para representar tanto las especies de mayor consumo como los principales nichos tróficos de los ecosistemas estudiados. Para cada espécimen se registraron datos morfométricos (longitud estándar, peso), lugar de captura, sexo (cuando fue posible) y se realizó la identificación taxonómica con base en guías especializadas (Nugra-Salazar et al., 2016) y apoyo de expertos (Nugra y Rodríguez, comm. pers.).

Se identificaron 20 especies pertenecientes a 8 familias distribuidas en tres órdenes: Siluriformes, Characiformes y Perciformes. La cuenca del río Morona presentó baja representatividad debido a restricciones climáticas y de accesibilidad, además de la temporalidad de pesca, que inicia en agosto con la migración de peces.

Análisis de mercurio

Para el análisis de mercurio, se extrajeron entre 2 y 10 gramos de músculo por individuo, de la región abdominal o dorsal, almacenados en fundas zip-lock y congelados a -18°C en campo, luego a -20°C en laboratorio. Las muestras fueron liofilizadas en la Escuela Politécnica Nacional (EPN) durante 48 a 96 horas, pulverizadas y homogeneizadas con mortero de cuarzo inerte. Posteriormente, se redistribuyeron en viales de 1 g y almacenaron herméticamente para evitar rehidratación.

Dado que el mercurio es altamente volátil y susceptible a contaminación cruzada (Laffont et al., 2011), se emplearon materiales certificados de referencia (Certified Reference Material - CRM) para calibración y control de calidad: NIST-1632 para peces herbívoros y planctófagos sedimentarios; TORT-3 para omnívoros e insectívoros; y IAEA-436 para carnívoros y carroñeros. Estos CRMs permitieron asegurar precisión (Pr), reproducibilidad (Rep) y recuperación (Rec) en rangos superiores al 90%.

Los análisis fueron realizados en el laboratorio Géosciences Environnement Toulouse (GET) de la Universidad de Toulouse, en colaboración con el IRD de Francia, utilizando espectrometría de absorción atómica con el equipo Milestone® DMA-80, adaptado para medición directa en muestras sólidas y líquidas. Se analizaron aproximadamente 30 mg de muestra liofilizada por espécimen, con al menos dos réplicas. Cada 10 lecturas se incluyeron dos blancos y un CRM correspondiente al rol trófico del pez. Se aplicaron curvas de calibración y regresión para validar la fiabilidad de los datos, descartando aquellos fuera del intervalo de confianza.

En total se realizaron 567 lecturas, de las cuales 267 fueron validadas para análisis estadístico, con un límite de detección de 0,10 µg/kg y de cuantificación de 0,34 µg/kg (blancos N=152).

Análisis de datos

Las concentraciones de mercurio (Hg) fueron procesadas en Excel 2010® y analizadas en SPSS 23® ($P \leq 0,05$). Dada la distribución no gaussiana, se aplicaron pruebas no paramétricas como Kruskal-Wallis para comparar cuencas y roles tróficos. Se realizaron regresiones entre niveles tróficos (Froese & Pauly, 2018; Rodríguez D., comm. pers.) y concentración de Hg, además de gráficos de caja y dispersión según longitud estándar (LE).

La exposición humana fue estimada adaptando la metodología de la EPA (2000; EPA & FDA, 2018) y valores de referencia de la OMS (WHO, 2011). Se calculó el valor discriminante (VD) de Hg en pescado, considerando peso corporal (Freire et al., 2014) y consumo segmentado (Durango T., 2013; Sirén, 2011; Vasco & Sirén, 2018). Se categorizaron especies por riesgo de consumo (CSS) y se elaboró un mapa georreferenciado en ArcGIS® con los niveles de Hg detectados.

Resultados

Se analizaron 150 especímenes pertenecientes a 20 especies de peces amazónicos (Tabla 1), recolectados durante la temporada de aguas altas (mayo-junio), representando la oferta mínima disponible para consumo humano en poblaciones urbanas (Burgos-Morán et al., 2011; Jácome-Negrete, 2013). Las muestras fueron heterogéneas, y se detectaron diferencias

significativas entre cuencas (Kruskal-Wallis $X^2(5,150)=21,412$; $p \leq 0,05$) y entre roles tróficos (Kruskal-Wallis $X^2(8,150)=73,839$; $p \leq 0,05$).

Las mayores concentraciones de Hg se registraron en especies carnívoras y carroñeras, especialmente de la familia Pimelodidae, como *Pseudoplatystoma fasciatum* ($3,36 \pm 1,22$ $\mu\text{g/g}$) y *Calophysus macropterus* ($2,53 \pm 2,80$ $\mu\text{g/g}$), superando los límites recomendados por la WHO (2011). En contraste, especies herbívoras y planctófagas como *Piaractus brachypomus* y *Chaetostoma sp* presentaron concentraciones significativamente menores ($<0,1$ $\mu\text{g/g}$).

Tabla 1. Peces para consumo humano y pesca incidental de la Amazonía ecuatoriana organizadas por rol trófico y descendientemente según concentración de Hg en músculo.

Rol Trófico	Especie	N	[Hg] $\mu\text{g/g}$			Tipo de captura ^a
			\pm sd	min	Max	
Carnívoros	<i>Aguarunichthys torosus</i>	6	1,40 \pm 1,42	0,58	4,28	AC, CS
	<i>Hoplias malabaricus</i>	19	0,33 \pm 0,60	0,05	2,73	CS, I
	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	4	3,36 \pm 1,22	2,11	4,50	AC, CS
	<i>Surubim lima</i>	1	0,54	-	-	AC, CS
	<i>Zungaro zungaro</i>	3	2,00 \pm 1,77	0,93	4,04	AC, CS
Carroñeros	<i>Calophysus macropterus</i>	16	2,53 \pm 2,80	0,21	8,57	AC
	<i>Cetopsis sp</i>	2	0,47	0,47	0,48	I
Herbívoros	<i>Mylossoma duriventre</i>	5	0,10 \pm 0,06	0,06	0,21	AC, CS
	<i>Piaractus brachypomus</i>	5	0,05 \pm 0,03	0,0015	0,10	I, P
Insectívoros	<i>Oxydoras niger</i>	1	0,01	-	-	CS
	<i>Rhamdia sp</i>	2	0,36 \pm 0,11	0,28	0,44	CS
Omnívoro	<i>Bujurquina spp</i>	12	0,23 \pm 0,13	0,09	0,50	CS

omnívoros – carnívoros	<i>Brycon amazonicus</i>	14	0,10 ± 0,21	0,02	0,82	AC, CS, P
	<i>Crenicichla anthurus</i>	4	0,14 ± 0,04	0,10	0,20	CS, I
Omnívoro - herbívoro	<i>Astyanax sp</i>	3	0,23 ± 0,17	0,08	0,41	CS, I
	<i>Ancistrus sp</i>	16	0,10 ± 0,05	0,02	0,23	AC, CS
	<i>Chaetostoma sp</i>	20	0,09 ± 0,03	0,04	0,14	AC, CS
Planctófago sedimentario	<i>Hypostomus sp</i>	1	0,02	-	-	AC, CS
	<i>Loricaria sp</i>	2	0,42 ± 0,43	0,12	0,73	AC, CS
	<i>Prochilodus nigricans</i>	14	0,15 ± 0,10	0,01	0,31	AC, CS
Total		150	0,60 ± 1,34	0,0015	8,57	

Nota: ^a AC, artesanal comercial; CS, consumo de subsistencia; I, incidental; P, Piscicultura.

Se observó una correlación positiva entre la concentración de Hg y la talla (LE) en varias cuencas, evidenciando procesos de bioacumulación y biomagnificación (Marshall et al., 2016; Beltrán-Pedrerros et al., 2011). Las cuencas del Pastaza ($R^2=0,6706$; $p \leq 0,05$) y Santiago ($R^2=0,8146$; $p \leq 0,05$) mostraron patrones más claros, mientras que Morona no presentó correlación significativa ($R^2=0,0014$; $p \geq 0,05$).

En cuanto al origen de los peces, se identificaron diferencias entre ejemplares silvestres y de piscicultura. Por ejemplo, *Brycon amazonicus* silvestre presentó $0,82 \mu\text{g/g}$, mientras que los cultivados mostraron $0,04 \pm 0,02 \mu\text{g/g}$. En *P. brachypomus*, los ejemplares silvestres tuvieron menor concentración ($0,0015 \mu\text{g/g}$) que los cultivados ($0,06 \pm 0,03 \mu\text{g/g}$).

El análisis por sitio de venta evidenció diferencias significativas (Kruskal-Wallis $X^2(14,150)=59,237$; $p \leq 0,05$), con mayor concentración de Hg en peces comercializados en centros urbanos como Macas y Puyo, donde confluyen capturas de diversas cuencas (Burgos-Morán et al., 2011; Vasco & Sirén, 2018).

El análisis gráfico discriminante del Consumo Sugerido Semanal (CSS), basado en valores de referencia de la EPA & FDA (2018) y WHO (2011), reveló que especies como los bagres Pimelodidae exceden los límites seguros de ingesta para grupos vulnerables, especialmente mujeres en edad fértil. En contraste, especies como *Mylossoma duriventre* y *Brycon amazonicus* se consideran seguras para el consumo regular.

Discusión

Los resultados confirman la presencia de concentraciones elevadas de Hg en peces amazónicos, especialmente en especies de niveles tróficos superiores. Este patrón coincide con estudios previos en la Amazonía brasileña y boliviana (Webb et al., 2004; Beltrán-Pedrerros et al., 2011; Castro et al., 2016), y evidencia la bioacumulación y biomagnificación del Hg en la cadena trófica acuática.

La variabilidad entre cuencas puede explicarse por factores ecológicos y antropogénicos. Por ejemplo, en la cuenca del Aguarico, la alta concentración de Hg en *P. fasciatum* y *Loricaria* sp podría estar relacionada con actividades extractivas como la minería y el petróleo (Fierro, 2015; Maurice-Bourgoin & Quiroga, 2002). En el Napo, la presión pesquera y la presencia de asentamientos humanos y actividades industriales podrían contribuir a la mayor biodisponibilidad de Hg (Durango T., 2013; Holland et al., 2014).

La diferencia entre peces silvestres y de cultivo es relevante. Los ejemplares cultivados mostraron menores concentraciones de Hg, lo que sugiere que la dieta controlada y el ambiente de crianza influyen en la bioacumulación. Esta diferencia podría ser aprovechada para promover prácticas de piscicultura como estrategia de seguridad alimentaria en zonas de alta exposición.

La exposición de las poblaciones locales al Hg a través del consumo de pescado es preocupante. Estudios previos han demostrado niveles elevados de Hg en cabello humano en comunidades ribereñas (Webb et al., 2004; Lebel et al., 1997, 1998), comparables a los de trabajadores expuestos directamente a mercurio en minería (Counter, 2005; Passos, 2008). Esto sugiere que el consumo frecuente de bagres amazónicos podría representar un riesgo similar al de la exposición ocupacional.

El análisis espacial (Mapa 2) muestra que los peces capturados en zonas altas presentan menores concentraciones de Hg, mientras que los de zonas bajas, con mayor acumulación de sedimentos y lixiviación de metales, presentan niveles más elevados (Guimaraes et al., 2011; Pouilly et al., 2013). Esta relación altitudinal debe considerarse en las recomendaciones de consumo.

Finalmente, se destaca la necesidad de establecer políticas de manejo pesquero que consideren la calidad sanitaria del recurso, diferenciando especies y zonas de captura. La promoción del consumo de especies de bajo nivel trófico y menor concentración de Hg, junto con el fortalecimiento de la piscicultura, podría contribuir a reducir la exposición de las poblaciones amazónicas al mercurio.

Conclusiones

Los resultados obtenidos evidencian una contaminación significativa por mercurio (Hg) en los recursos pesqueros amazónicos del Ecuador, atribuible a procesos de biodisponibilidad, bioacumulación y biomagnificación. Este fenómeno se manifestó con mayor intensidad en especies del grupo de los bagres (Pimelodidae), donde únicamente un individuo presentó una concentración aceptable; el resto superó los valores considerados peligrosos para la salud humana según los criterios de la WHO (2011) y la EPA & FDA (2018), considerando variables como edad, peso y sexo de la población amazónica. Aunque no se identificó una fuente específica de contaminación, se observó que los niveles más altos de Hg se concentran en la parte baja de los sistemas fluviales, donde se capturan peces de mayor tamaño y nivel trófico. En contraste, en zonas altas se registraron menores concentraciones en especies más pequeñas y de niveles tróficos inferiores.

La exposición de las poblaciones amazónicas al Hg varía según el tipo de pesca y el lugar de comercialización. En consumidores urbanos que acceden a pescado proveniente de faenas artesanales-comerciales, el riesgo depende de la frecuencia de consumo, mientras que en pescadores de subsistencia debe considerarse además el sitio de extracción. En ciertas subpoblaciones se han reportado ingestas de pescado superiores a 200 g/día (Durango T., 2013; Moreno-Vallejo, 2017; Siren, 2011), lo que representa un riesgo elevado, especialmente en individuos con menor masa corporal. Se observó una correlación positiva entre la concentración de Hg y la talla de los peces, lo que respalda la implementación de estrategias de manejo pesquero basadas en tallas de captura, complementadas con estudios temporales que evalúen la viabilidad de establecer vedas como mecanismo de reducción de carga de Hg en músculo.

Con base en estos hallazgos, se recomienda profundizar el estudio sobre la biodisponibilidad de Hg en condiciones amazónicas ecuatorianas, limitar las fuentes de contaminación hacia los hidrosistemas (incluyendo prácticas agrícolas, deforestación, minería y extracción petrolera), y fortalecer las capacidades locales en torno al consumo seguro de pescado amazónico. Se sugiere establecer recomendaciones específicas para el consumo de bagres amazónicos y fomentar la producción en cautiverio de especies clave para la seguridad alimentaria. Además, se propone implementar controles y registros pesqueros artesanales como base para políticas públicas focalizadas. En especies como *Brycon amazonicus* y *Piaractus brachypomus*, se observó que la piscicultura puede ser una opción viable para ofrecer pescado con bajas concentraciones de Hg, lo cual podría extenderse a *Pseudoplatystoma fasciatum* y *Calophysus macropterus* por su potencial de cultivo.

Bibliografía

Agudelo-Cordoba, E., Salinas-Coy, Y., Sanchez, C. L., Muñoz-Sosa, D. L., Alonso, J. C., Nuñez, M., & Valdés, H. (2000). *Bagres de la Amazonia Colombiana: Un recurso sin fronteras*. (N. N. Fabrè, J. C. Donato, & J. C. Alonso, Eds.). Instituto Amazònico de Investigaciones Científicas Sinchi.

Antunes, A. P., Fewster, R. M., Venticinque, E. M., Peres, C. A., Levi, T., Röhe, F., & Shepard Jr., G. H. (2016). Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, 2(10), e1600936–e1600936. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600936>

ARA, (Articulaci3n Regional Amaz3nica). (2011). *La Amazonía y los Objetivos de Desarrollo del Milenio*. Quito, Ecuador.

Barriga, R. S. (2012). Lista de peces de agua dulce e intermareales del ecuador. *Revista Politecnica*, 30(3), 83–119.

Beltrán-Pedrerros, S., Forsberg, B. R., Beltran-pedrerros, S., Zuanon, J., Leite, R. G., & Reinaldo, J. (2011). Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different. *Neotropical Ichthyology*, 9(4), 901–908. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000400022>

Burgos-Morán, R. E., Noboa, D., Valladares, B., Ordoñez-Delgado, L., & Sarango, V. (2011). *Plan de acci3n en ARPE y repoblamiento de especies bioquímicamente para la RBY*. Quito, Ecuador.

Burgos-Morán, R. E., Rivas, J., Rivadeneira, L., & Pico, L. (2017). *Diagn3stico de la situaci3n actual de los Recursos Pesqueros Amaz3nicos del Ecuador; y, Plan de acci3n con fines de uso, manejo y conservaci3n*. Quito, Ecuador.

Castello, L., & Macedo, M. N. (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Global Change Biology*, 22(3), 990–1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>

Castello, L., Mcgrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., ... Arantes, C. C. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4), 217–229. <https://doi.org/10.1111/conl.12008>

Castro, N. S. S. de, Braga, C. M., Trindade, P. A. de A., Giarrizzo, T., & Lima, M. de O. (2016).

Mercury in fish and sediment of Purus River, Acre State, Amazon. *Cadernos Saúde Coletiva*, 24(3), 294–300. <https://doi.org/10.1590/1414-462x201600030142>

Charity, S., Dudley, N., Oliveira, D., & Stolton, S. (2016). *Living Amazon Report 2016. A regional approach to conservation in the Amazon*. Brasília & Quito: WWF Living Amazon Initiative.

Cladis, D. P., Kleiner, A. C., & Santere, C. R. (2014). Mercury Content in Commercially Available Finfish in the United States. *Journal of Food Protection*, 77(8), 1361–1366. <https://doi.org/10.4315/0362-028X.JFP-14-097>

Doria, C. R. C., Duponchelle, F., Lima, M. A. L., Garcia, A., Carvajal-Vallejos, F. M., Méndez, C. C., ... Van Damme, P. A. (2018). Review of Fisheries Resource Use and Status in the Madeira River Basin (Brazil, Bolivia, and Peru) Before Hydroelectric Dam Completion. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture*, 26(4), 494–514. <https://doi.org/10.1080/23308249.2018.1463511>

dos Anjos, M. R., Machado, N. G., da Silva, P. M. E., Bastos, W. R., Miranda, M. R., de Carvalho, D. P., ... Fulan, J. Â. (2016). Bioaccumulation of methylmercury in fish tissue from the Roosevelt River, Southwestern Amazon basin. *Ambiente & Água*, 11(3), 508–518. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

Durango T., 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.

EPA. (2000). *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 2 Risk Assessment and Fish Consumption Limits* (Third Edit, Vol. 2). Washinton, D.C.: U. S. Environment Protection Agency.

EPA, & FDA. (2018). EPA-FDA Fish Advice: Technical Information. Retrieved from <https://www.epa.gov/fish-tech/epa-fda-fish-advice-technical-information>

Fierro, C. (2015). Ecuador. El caso de Zamora Chinchipe. In *Las Rutas del Oro Ilegal. Estudios de caso en cinco países amazónicos* (pp. 182–234). Lima, Perú: SPDA. Retrieved from <https://cedib.org/wp-content/uploads/2015/08/las-rutas-del-oro.pdf>

Foley, J. A., Asner, G. P., Costa, M. H., Coe, M. T., Defries, R., Gibbs, H. K., ... Snyder, P. (2007). Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5((1)), 25–32. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[25:ARFDAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2)

Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C. D., ... Weisser, S. (2017). The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS ONE*, 12(8), 1–35. <https://doi.org/doi.org/10.1371/journal.pone.0182254>

Freire, W., Ramírez-Luzuriaga, M., Belmont, P., Mendieta, M., Silva-Jaramillo, M., Romero, N., ... Monge, R. (2014). *Tomo I: Encuesta Nacional de Salud y Nutrición de la población ecuatoriana de cero a 59 años. ENSANUT-ECU 2012*. Quito, Ecuador: Ministerio de Salud Pública/ Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Retrieved from http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Estadisticas_Sociales/ENSANUT/MSP_ENSANUT-ECU_06-10-2014.pdf

Froese, R., & Pauly, D. (2018). FishBase. Retrieved September 14, 2017, from www.fishbase.org

García-Dávila, C., Sánchez, H., Flores, M., Mejía, J., Angulo, C., Castro-Ruiz, D., ... Renno, J.-F. (2018). *Peces de consumo de la amazonía peruana*. Iquitos, Perú: Instituto de la Amazonía Peruana (IIAP).

Guarderas, L., Jácome-Negrete, I., Inmunda, R., Mayancha, C., Alvarado, V., Cuji, A., ... Tapuy, T. (2013). Catálogo de Familias y especies de peces más comunes de la cuenca media y baja del río Curaray. In L. Guarderas & I. Jácome-Negrete (Eds.), *Curaray Causac Yacu. Conocimiento y gestión territorial de los humedales del Pueblo Kichwa de la cuenca media y baja del río Curaray desde la visión del Sumac Allpa y del Sumac Causai* (pp. 51–170). Quito, Ecuador: Instituto Quichua de Biotecnología Sacha Supai (IQBSS).

Guimaraes, J. R. D., Betancourt, O., Miranda, M. R., Barriga, R., Cueva, E., & Betancourt, S. (2011). Long-range effect of cyanide on mercury methylation in a gold mining area in southern Ecuador. *Science of the Total Environment*, 409(23), 5026–5033. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.021>

Guimberteau, M., Ciais, P., Pablo Boisier, J., Paula Dutra Aguiar, A., Biemans, H., De Deurwaerder, H., ... Verbeeck, H. (2017). Impacts of future deforestation and climate change on the hydrology of the Amazon Basin: A multi-model analysis with a new set of land-cover change scenarios. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(3), 1455–1475. <https://doi.org/10.5194/hess-21-1455-2017>

Holland, M. B., de Koning, F., Morales, M., Naughton-Treves, L., Robinson, B. E., & Suárez, L. (2014). Complex Tenure and Deforestation: Implications for Conservation Incentives in the Ecuadorian Amazon. *World Development*, 55, 21–36. <https://doi.org/10.1016/j>

worlddev.2013.01.012

Jácome-Negrete, I. (2013). Etnoictiología Kichwa de las lagunas de la cuenca baja del río Curaray (Amazonia), Ecuador. *Biota Colombia*, 14, 144. Retrieved from <http://www.humboldt.org.co/component/k2/item/211-revista-biota-colombiana-vol-14-1-especial-carne-de-monte-y-recursos-hidrobiologicos>

Junk, W. J. ., & Soares, M. G. M. (2001). Freshwater Fish Habitats in Amazonia: State of Knowledge, Management, and Protection. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 4(4), 437–451. <https://doi.org/10.1080/146349801317276107>

Laffont, L., Sonke, J. E., Maurice, L., Monrroy, S. L., Chincheros, J., Amouroux, D., & Behra, P. (2011). Hg speciation and stable isotope signatures in human hair as a tracer for dietary and occupational exposure to mercury. *Environmental Science & Technology*, 45(23), 9910–6. <https://doi.org/10.1021/es202353m>

Lebel, J., Mergler, D., Branches, F., Lucotte, M., Amorim, M., Larribe, F., & Dolbec, J. (1998). Neurotoxic Effects of Low-Level Methylmercury Contamination in the Amazonian Basin. *Environmental Research*, (79), 20–32. <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3846>

Lebel, J., Roulet, M., Mergler, D., Lucotte, M., & Larribe, F. (1997). Fish diet and Mercury exposure in a riparias amazonian population. *Water, Air and Soil Pollution*, (97), 31–44. <https://doi.org/10.1007/BF02409642>

Lees, A. C., Peres, C. A., Fearnside, P. M., Schneider, M., & Zuanon, J. A. S. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1072-3>

Marshall, B. G., Forsberg, B. R., Thomé-Souza, M., Peleja, R., Moreira, M. Z., & Freitas, C. E. C. (2016). Evidence of mercury biomagnification in the food chain of the cardinal tetra *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes: Characidae) in the Rio Negro, central Amazon, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 220–240. <https://doi.org/10.1111/jfb.12952>

Maurice-Bourgoin, L., & Quiroga, I. (2002). Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the Bolivian Amazon. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*, 6(6), 49–66 ST–Total mercury distribution and importa.

Moreno-Vallejo, C. A. (2017). *Impactos de la actividad petrolera en peces de la Amazonía ecuatoriana*. Universidad San Francisco de Quito.

Nugra-Salazar, F., Benítez, M. B., Zarate, E., Fernández de Córdova, J., & Celi, J. E. (2016). *Peces comunes del río Napo y sistemas lacustres de Limoncocha y Cuyabeno*.

Passos, C. J. S. (2008). Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon : A review Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon : a review Exposição humana ao mercúrio e efeitos adversos à saúde na Amazônia : uma revisão. *Cadernos Saúde Pública*, 24(4), 503–520. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2008001600004>

Pouilly, M., Rejas, D., Pérez, T., Duprey, J. L., Molina, C. I., Hubas, C., & Guimarães, J. R. D. (2013). Trophic Structure and Mercury Biomagnification in Tropical Fish Assemblages, Iténez River, Bolivia. *PLoS ONE*, 8(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065054>

Reis, R. E., Albert, J. S., Di Dario, F., Mincarone, M. M., Petry, P., & Rocha, L. A. (2016). Fish biodiversity and conservation in South America. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

Rivadeneira, J. F., Anderson, E., & Dávila, S. (2010). *Peces de la Cuenca del Pastaza Ecuador* (1ra ed.). Quito: Fundación Natura.

Salinas-Coy, Y., & Agudelo-Cordoba, E. (2000). *Peces de importancia económica en la cuenca Amazónica Colombiana*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas. Bogotá D. C.: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas Sinchi. Retrieved from <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=UNC.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=008326>

Silva, E. A., & Stewart, D. J. (2017). Reproduction , feeding and migration patterns of *Prochilodus nigricans* (Characiformes : Prochilodontidae) in northeastern Ecuador. *Neotropical Ichthyology*, 15(October), 1–13. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20160171>

Siren, A. (2011). *Consumo de pescado y fauna acuática en la Amazonía ecuatoriana*. (FAO, Ed.). Roma: COPESCAL:Documento ocasional.

Sirén, A., & Machoa, J. (2008). Fish, wildlife, and human nutrition in tropical forests: A fat gap? *Interciencia*, 33(3), 186–193.

Utreras, V. (2010). *Caracterización de la pesca de grandes bagres en el alto río Napo (Ecuador), recomendaciones para su manejo y conservación*. Universidad Internacinal de Andalucía (UNIA).

Utreras, V., Cueva, R., Palacios, J., & Zapata-Ríos, G. (2012). *Informe Técnico Caracterización de*

la Pesquería en el Alto Río Napo de la Amazonía Ecuatoriana , y Propuesta de Gestión para su Manejo y Conservación Victor Utreras , Rubén Cueva , Jaime Palacios y Galo Zapata-Ríos. Quito, Ecuador.

Vasco, C., & Sirén, A. (2018). Determinants of Wild Fish Consumption in Indigenous Communities in the Ecuadorian Amazon. *Society & Natural Resources*, 0(0), 1–13. <https://doi.org/10.1080/08941920.2018.1475587>

Villacís, B., & Carrillo, D. (2012). País atrevido: la nueva cara sociodemográfica del Ecuador. *Analitika, Edición Es*.

Webb, J., Mainville, N., Mergler, D., Lucotte, M., Betancourt, O., Davidson, R., ... Quizhpe, E. (2004). Mercury in Fish-eating Communities of the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *EcoHealth*, 1(S2), SU59-SU71. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0063-0>

WHO. (2011). *Safety evaluation of certain contaminants in food. MERCURY addendum*. (M. Feeley, L. Barraj, D. C. Bellinger, R. Bronson, T. Guérin, J. C. Larsen, ... W. Slob, Eds.), *WHO Food Additives Series* (Vol. 63). Geneva / Roma: World Health Organization. Retrieved from <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/6359>

Wiefels, R. (2006). *Desarrollo de los mercados internos de pescado en América Latina*. Montevideo, Uruguay.

Zuluaga Rodríguez, J., Gallego Ríos, S. E., & Ramírez Botero, C. M. (2015). Content of Hg, Cd, Pb and as in fish species: a review. *Revista Vitae*, 22(2), 148–159. <https://doi.org/10.17533/udea.vitae.v22n2a09>