

Implicancia ambiental del mercurio en ecosistemas acuáticos de la Amazonía: Situación en Bolivia

**Carlos I. Molina^{1,2,3}, François-Marie Gibon², Yuba Sánchez¹,
Dario Achá⁴, Eric Benefice⁵, y Jean-Remy D. Guimaraes⁶**

1 Instituto de Ecología, Unidad de Limnología, UMSA, Casilla postal #10077, La Paz, Bolivia

2 Institut de Recherche pour le Développement IRD, La Paz, Bolivia

3 Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina

4 Trend University, Environmental and Life Science, Graduate Program, Ontario, Canadá

5 Institut de Recherche pour le Développement IRD, Vientián, Laos

6 Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil

Resumen

El artículo muestra los principales procesos que gobiernan el origen y destino del mercurio en diferentes compartimentos ambientales de la Amazónica. No se sabe con exactitud la cantidad de contribución del Hg al ambiente entre los diferentes procesos naturales y antropogénicos, pero el trabajo muestra que estos niveles de acumulación son cada vez más altos. La forma orgánica de mercurio (metilmercurio) es la más abundante y la cual se le atribuye su potencial toxicidad en los sistemas vivientes. Los sistemas acuáticos son los más afectados por su vulnerabilidad a procesos de bioacumulación y biomagnificación del metilmercurio a través de las cadenas alimentarias que pueden afectar a los seres humanos.

Abstract

The article shows the main processes governing the origin and fate of mercury in different environmental compartments of the Amazon. No one knows exactly how much is the contribution of Hg to the environment among various natural and anthropogenic processes, but the paper shows that these accumulation rates are increasingly high. The organic form of mercury (methylmercury) is the most abundant and it is potentially the most toxic for living systems. Aquatic systems are most affected due to their vulnerability to bioaccumulation and biomagnification processes of methylmercury through the food chain that may affect humans.

Palabras clave.– Mercurio, Metilmercurio, Metilación, Bioacumulacion, Biomagnificación, Amazonía.

Keywords.– Mercury, Methyl Mercury, Methylation, Bioaccumulation, Biomagnification, Amazon.

Introducción

El mercurio (Hg) es uno de los metales más tóxicos de amplia distribución en el ambiente. Es uno de los seis metales conocidos desde la antigüedad junto al oro, plata, plomo, hierro y estaño, forman el conjunto de los metales que ya fueron empleados por las primeras y grandes civilizaciones humanas (Veiga y Meech 1995). El Hg es particular entre otros metales, porque es el único metal que es líquido a temperatura ambiental, y posee una presión de vapor elevada. Esta particularidad, hace que permanezca mucho tiempo en suspensión en la atmósfera, característica

responsable de su amplia resiliencia y distribución mundial (Roulet 2001, O'Driscoll *et ál.* 2005). Por lo general este elemento en su forma natural en el ambiente tiene una concentración de ultra-trazas (pg a ng por g), que se encuentran en rocas, suelos, aguas, y cenizas volcánicas bajo diferentes especies inorgánicas y orgánicas (Roulet 2001). La mayor cantidad de Hg disponible en el planeta, proviene de emanaciones de la corteza terrestre como fumarolas de volcanes y otras fallas geológicas (Porcella *et ál.* 1997). Pero la problemática radica en la modificación del ciclo natural del mercurio por actividades antropogénicas, que no se limitan a causar un aumento y flujo

continuo del Hg en la biosfera. Estas actividades antropogénicas han sido el resultado de la revolución industrial, tras el empleo del Hg en numerosas actividades, como ser; la metalurgia, minería, medicina, elaboración de fungicidas y principalmente la combustión de combustibles fósiles (Lacerda 1997, Roulet 2001). Según estimaciones de Boudou y Ribeyre (1997), se cree que estos aportes antropogénicos son de aproximadamente entre 50 al 70% del total de las emisiones globales de Hg en el ambiente.

La mayor contribución de Hg liberado al ambiente en la región Amazónica es el resultado de actividades mineras, como también la deforestación de la selva. La lista de estos contribuyentes esta encabezada por Brasil (3000 t desde 1979), seguida por Venezuela (360 t desde 1898), Perú (596 t desde 1934), Bolivia (300 t desde 1979), Colombia (248 t desde 1987), Guyana (240 t desde 1970) y la Guiana Francesa (130 t desde 1980) (Lacerda 1997, Fréry et al. 2001, Eisler 2003, Miller et al. 2003). Ante esta problemática desde fines de los años 80 se han realizado muchos estudios científicos y evaluaciones sobre posibles efectos en la salud humana, además programas de prevención por contaminación de Hg (Dolbec y Fréry 2001, Roulet 2001). Con lo que respecta a la Amazonía boliviana, aun son escasos los estudio y los pocos que existen únicamente se basan en evaluaciones de niveles de Hg en el agua, sedimentos superficiales, plantas acuáticas, invertebrados, peces y poblaciones humanas que dependen de estos recursos (Maurice-Bourgoin et al. 1999, 2002, Roulet et al. 2004, López 2005, Achá 2005, Luna-Monroy 2008, Barbieri et al. 2009, Molina et al. 2010). Es por esto que por medio de este trabajo, pretendemos mostrar una breve revisión histórica y científica de los principales estudios sobre el uso del Hg y su efecto en los ecosistemas acuáticos de las diferentes regiones Amazónicas en comparación con la región boliviana. También en base a esta revisión, deseamos mostrar las principales líneas de investigación que se podrían asumir en futuros estudios de contaminación por Hg.

La región Amazónica

La Amazonía o Selva Amazónica tropical es una de las planicies inundables más extensas del mundo, dominada principalmente por bosques, sabanas y atravesada por un sin número de aguas de diferentes características biogeoquímicas. La cuenca Amazónica se considera que tiene una extensión de aproximadamente 6 869 000 de km² compartidos entre nueve países sudamericanos: Brasil (posee más del 50%), Bolivia, Colombia, Ecuador, Guyana, Perú (posee más del 13%), Surinam, Venezuela y la Guyana Francesa que forma parte de la región ultraperiférica (menos del 5%) (Barthem et al. 2004). En Bolivia, la cuenca Amazonía tiene una superficie aproximada de 744 000 km², lo cual representa aproximadamente el 65,9% del territorio boliviano (Loubens et al. 1992). La cuenca Amazónica boliviana, esta compuesta principalmente por cuatro subcuencas; la del Madre de Dios, Beni, Mamoré e Iténez, todas estas conforman la parte alta del río Madera, principal tributario del gran río Amazonas (Fig. 1).

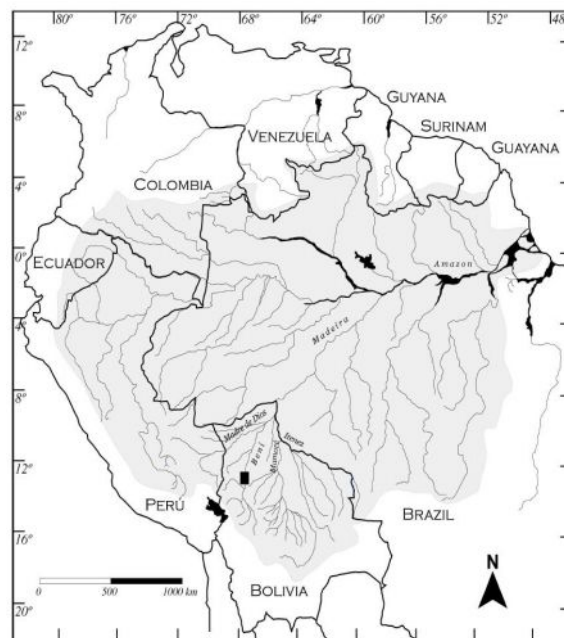


Figura 1. Ubicación de la cuenca Amazónica

Breve historia del mercurio en Sudamérica y Amazonia

Los Incas ya conocían el Hg (en forma de cinabrio), al cual lo denominaban “ilampi” y lo empleaban como pintura (Galaor *et ál.* 1998). Prueba de esto, en la época de la colonia los españoles encontraron pequeñas bocaminas de azogue (denominación colonial del mercurio) entre Huarina y el sur de Achacaqui (altiplano boliviano, La Paz), como también cerámicas incaicas pintadas con bermellón (cinabrio) (Galaor *et ál.* 1998; Serrano, 2004). Tras el mito de la leyenda del Pititi y la búsqueda de los tesoros escondidos de los Incas, los españoles se lanzaban a realizar temerarias expediciones al continente Sudamericano (García 1982), sobre todo a la región Amazónica que estaba desconocida en esas épocas.

En Europa la amalgamación del oro con Hg era un asunto conocido, mientras para la plata el mérito se lo debían a los alquimistas medievales del siglo XVI. A ciencia cierta, no se sabe como se desarrolló el método de recuperación de la plata con Hg, pero si se sabe que el sevillano Bartolomé de Medina de forma experimental introdujo este método a los virreinos de México y Perú (Serrano, 2004). Luego este método fue intensamente empleado en Sudamérica y popularmente conocido como el “método del patio o de Medina”, que no solo servía para la recuperación de plata, sino también del oro (Nriagu *et ál.* 1992, Lacerda 1997a).

Durante la primera etapa colonial minera, los españoles emplearon el Hg para la recuperación de metales preciosos que lo traían desde los yacimientos mercuríferos de Almadén en España. Luego esta actividad tuvo un fuerte crecimiento, lo que motivó que en el año 1556 se descubrieran uno de los más grandes yacimientos mercuríferos en Sudamérica, en la región de Huancavelica al sureste de Lima en el Perú (Navarro 1997, Serrano 2004). Estos yacimientos mostraron su auge a mediados del siglo XVII, y abastecieron a los virreinos de México y Perú. En el siglo XIX, estas minas mostraron un decaimiento, por un lado la corona española demandó más esclavos para el trabajo forzado en estas minas, pero dichos esclavos desaparecían paradójicamente a poco

tiempo de trabajo (Serrano 2004). Es así que el año 1619 (siglo XIX), Juan de Solórzano informó a su monarca, que en estos yacimientos mercuríferos los esclavos indios no aguantaban más de cuatro años de trabajo, ya que morían por debilitamiento y constantes temblores. Prueba de esta intoxicación, los dibujos de los cronistas de la época, recrean el transporte de Hg en llamas a través de los Andes y personifican a los esclavos como personas delgadas, algo torpes, de ojos muy hundidos y sin cabello (Galaor *et ál.* 1998).

Por otro lado, el decaimiento de los yacimientos de Huanvéllica se debió a la falta de inversiones, porque en esta época se estaba consumiendo la etapa final del régimen colonial y se difundía el otro tipo de minería; de los Humaches o mineros indígenas, que bloquearon el progreso de la minería moderna. A causa de tal acontecimiento, los empresarios mineros privados importaban el Hg a bajos costos desde los nuevos y modernos yacimiento mercuríferos en California (Nueva Almadén) (Navarro 1997).

Por la buena cotización del precio internacional del oro, en 1930 comenzaron las explotaciones auríferas en la región Amazónica del Madre de Dios y del Beni (García 1982). En Bolivia, por medio del empresario minero Carlos Víctor Aramayo, la explotación del oro comenzó en el 1936 en la región del río Tipuani, más tarde se extendió a los ríos Mapiri y Kaka, efluentes del río Beni y cabecera del río Madera (Serrano 2004). En dicha región, en la década de los cincuenta estaban reportadas aproximadamente 500 cooperativas mineras y más de 60 000 personas dedicadas a la actividad minera del oro (Maurice-Bourgoin *et ál.* 1999). Pero para dicha región ya existían reportes de que los españoles encontraban el oro en su forma pura dentro el lecho del río, es decir recuperaban pepitas de color plomo (oxidación), de aproximadamente 460 gramos de peso (expediciones realizadas en 1826 por ingeniero de minas Pentland: Galaor *et ál.* 1998, Serrano 2004).

Pero la amalgamación del oro creció en la década de los 70 y 80, época conocida como la “fiebre del oro” (Galeano 1971, Nriagu *et ál.* 1992, Lacerda 1997b, Roulet 2001). Esta actividad ha estado dada

principalmente entre los márgenes de la Cordillera Oriental y la cuenca Amazónica, entre las regiones de los países de: Bolivia (Maurice-Bourgoin *et ál.* 1999), Brasil (Veiga y Meech 1995, Roulet 1999), Colombia, Ecuador, Venezuela (Meech *et ál.* 1998), Guiana Francesa (Boudou *et ál.* 2006), Guyana y Surinam (Miller *et ál.* 2003). Para esta época en la región de Tipuani en Bolivia, la empresa minera consolidada, Aramayo S.A., construyó un pista de aviación para el traslado directo del oro hacia los Estados Unidos, sin fiscalizaciones y restricciones del gobier-

no boliviano (Serrano 2004).

Una de las principales técnicas artesanales de recuperación de oro por amalgamación que se practicaba en la región Amazónica boliviana, inicialmente consiste en recuperar material mineral ya sea por dragado del río o por desmonte de los márgenes del río. El material es triturado y molido hasta obtener partículas de tamaño menor a 5 mm., luego el material ingresa al trapiche (molino) en donde se adiciona Hg. Posteriormente el material es bateado para su concentración, para después ser nuevamente amalgamado y finalmente quemado a cielo abierto (Fig. 2) (Quiroga 1997, Serrano 2004).

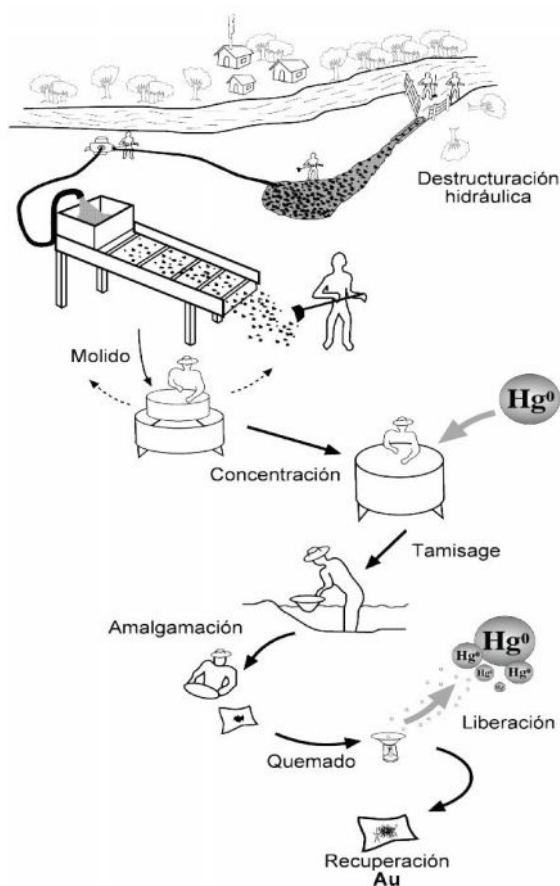


Figura 2. Principales etapas de recuperación de oro por amalgamación con mercurio en la Amazonía
Recopilado de: Quiroga 1997, Lacerda 1997b

Ciclo biogeoquímico del mercurio

El ciclo del Hg se refiere a los múltiples y complejos intercambios entre la hidrósfera, atmósfera, biosfera, pedósfera y litosfera, entre diversos estados físicos (sólido, líquido o gas), y diferentes especies químicas (inorgánica, orgánica, reducida u oxidada), que controlan su origen y destino (Boudou y Ribeyre 1997, Roulet 2001, O'Driscoll *et ál.* 2005) (Fig. 3).

Fuente principal del Hg

El Hg natural proviene de las emanaciones de la corteza terrestre en su forma dominante, elemental o metálico (Hg^0), y se volatiliza hacia la atmósfera desde los océanos, rocas expuestas por los volcanes, fallas u otras aperturas de la corteza que permiten la desgasificación del interior de la tierra (Nriagu y Pacyna 1988). La concentración del Hg^0 en la atmósfera es muy baja ($1-2 \text{ ng.m}^3$), y la disponibilidad de la masa de Hg en la atmósfera es amplia. La estimación de emisión de Hg en la atmósfera es de aproximadamente 3 000 t., por año (Nriagu y Pacyna 1988, Lacerda 1997a) con un tiempo de residencia de aproximadamente un año (O'Driscoll *et al.* 2005). La dispersión y la re-emisión y/o evasión de las formas de Hg depende en gran medida a la dirección de vientos y de la pluviometría, pero también influyen algunos procesos de especiación causados por reacciones fotoquímicas y bioquímicas de oxi-reducción, depo-

sición seca y húmeda, y partición entre las formas disueltas y particuladas (Boudou y Riberye 1997, Meech *et ál.* 1998, Nriagu y Pacyna 1988, Roulet 2001).

En la Amazonía por medio de la intensa actividad minera, entre las estimaciones más razonables se cree que aproximadamente se emplearon 1 Kg de Hg por la misma cantidad de oro recuperado (Veiga y Meech 1995). En la Amazonía boliviana (subcuenca del río Bení) se cree que esta relación es menor por razones económicas (Maurice-Bourgoin *et al.* 1999). Nriagu *et ál.* (1992) estimó que de dicha cantidad de Hg empleado, cerca al 10% se perdía por el transporte y almacenaje, y entre 25 a 30% permanecía entre los residuos sólidos no recuperados; el restante 60-65% era liberada hacia la atmósfera durante el calentamiento en el deficiente proceso de amalgamación.

Otros autores aseveran que de toda la cantidad de Hg arrojada al ambiente, el 80% permanece recirculando entre la atmósfera y el restante 20% ingresa a los cuerpos de aguas (Nriagu *et ál.* 1992, Veiga y Meech 1995). En resumen, en promedio aproximadamente se han liberado al ambiente más de 100 t., y¹ de Hg (Veiga y Meech 1995, Lacerda 1997b, Meech *et ál.* 1998).

Los ríos de la región Amazónica no son homogéneos. La mayor cantidad de estos cursos de aguas tiene su origen en los márgenes de la cadena montañosa de los Andes (compartida entre Bolivia, Ecuador, Colombia y Perú), así también del norte (Guiana Francesa, Guayana y Venezuela) y sur (Brasil). Todos estos cursos, desde la naciente hasta la confluencia del río Amazonas atraviesan extensas áreas y diferentes suelos biogeomorfológicos, lo cual condiciona

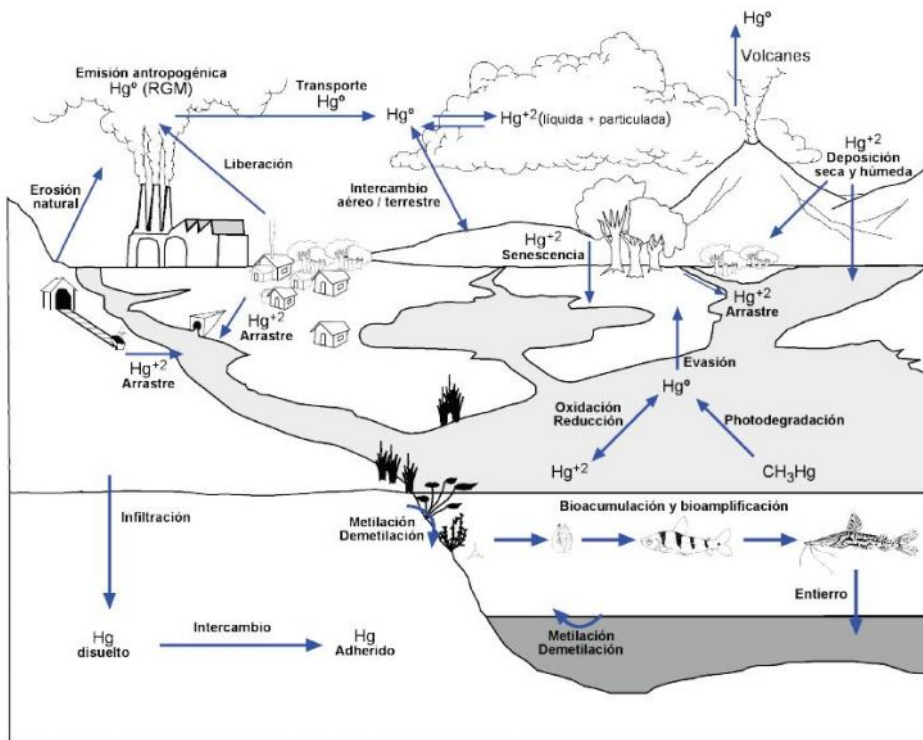


Figura 3. Ciclo biogeoquímico del mercurio
Modificado de: Harris *et ál.* 2007

tres principales tipos de aguas identificadas y definidas por Sioli (1968) como aguas blancas, claras y negras. Por el movimiento de estas aguas, son transportadas y depositadas grandes cantidades de sedimentos con Hg hacia la planicie de inundación de la Amazonía (Roulet *et ál.* 1998). Así también la distribución del Hg en la columna del agua es el resultado de la fase disuelta y particulada, que a la vez están influenciadas por características físicas y químicas del agua, y por la naturaleza biogeoquímica de los suelos por donde son arrastrados (Maurice-Bourgoin 2001). Las aguas blancas, en su mayoría están originadas en los Andes y se caracterizan por su elevada carga de sedimentos, débil concentración de carbono orgánico disuelto y pH neutro, como lo muestran las aguas de los ríos; Madera, Solimões y Branco (Sioli 1968). Un estudio llevado a cabo en aguas de la cuenca del río Madera por Maurice-Bourgoin *et ál.* (1999), a la salida de glacial Huayna-Potosí en Bolivia halló altas concentraciones de Hg en su fase particulada (121 a 145 ng.l⁻¹) y muy bajas en su fase disuelta (2.24 a 2.57 ng.l⁻¹). En cambio en la planicie Amazónica al nivel de la ciudad de Porto-Velho en el Brasil, esta concentración disminuyó en su fase particulada (10 a 20 ng.l⁻¹), e incremento en su fase disuelta (7.00 ng.l⁻¹). Ya en la confluencia del gran río Amazonas, ambas fases mostraron un leve incremento de 19 a 33 ng.l⁻¹ y 10.86 ng.l⁻¹ respectivamente. Por otro lado aguas claras son transparentes, pobres en material en suspensión y de color verde olivo a verde claro como resultado de la productividad primaria del fitoplancton, como están caracterizados los Ríos Ite-néz-Guporé, Xingú, Tapajós y la mayoría de los ríos en la Guiana francesa. Roulet *et ál.* (1998), en el Río Tapajós halló concentraciones de 0.5 a 1.8 ng.l⁻¹ en su fase disuelta y 167 a 426 ng.l⁻¹ en su fase particulada. Las aguas negras son menos transparentes, de color café a negruzco, débilmente mineralizadas, tienen altas concentraciones de carbono orgánico disuelto, el pH tiene una tendencia ácida y estas aguas drenan las cuencas boscosas y suelos del tipo podzólicos ricos en material orgánico en descomposición (Maurice-Bourgoin 2001). Estas características muestran los ríos Negro, Icana y Carará y al mismo tiempo son ricos en Hg como resultado de la retención de este metal en la columna de agua por acción

de ligandos orgánicos disueltos en el agua (Bisinoti *et ál.* 2004). Este último comportamiento descrito fue evidenciado por Maurice-Bourgoin (2001), al hallar altas concentraciones de Hg sobre todo en la fase disuelta (1 130 a 2 074 ng.l⁻¹) y bajas en la fase particulada (6.0 a 7.1 ng.l⁻¹) en el río Negro en el Brasil.

Otros estudios realizados en áreas sin influencia minera han comprobado que los procesos de erosión y lixiviación de partículas que contienen Hg asociado a óxidos e hidróxidos de hierro, a causa de la deforestación o desmontes de los suelos, promueven la liberación y movilización del Hg al ambiente (Roulet y Lucotte 1995, Roulet *et ál.* 1998, Fostier *et ál.* 2000). También el Hg contenido en la vegetación puede ser liberado a la atmósfera por malas prácticas agrícolas asociadas a la quema y tala de los bosques y sabanas amazónicas (Roulet *et ál.* 1998, Farella *et ál.* 2006). Pero al mismo tiempo, la vegetación asociadas a la senescencia y a las lluvias, contribuyen a la liberación y transporte del Hg hacia los cuerpos acuáticos (Hg⁰ contenido en la biomasa de la vegetación, por absorción del aire atmosférico y deposición seca) (Fostier *et ál.* 2000).

La importancia relativa de las cantidades y origen de Hg en la región Amazónica aún sigue siendo incierta, pero datos sobre deposición de sedimentos en la planicie de inundación Amazónica en los últimos años continúa incrementándose (Roulet *et ál.* 2000). Además por la dinámica de inundación estacional a la que esta sometida la planicie Amazónica, es muy probable que el Hg depositado se este liberando al ambiente por la resuspensión de sedimentos y se este incorporando a los compartimentos biológicos (Roulet *et ál.* 2000).

Especiación del Hg

La forma iónica del Hg, puede estar presente en el ambiente en dos estados de oxidación; Hg₂⁺² (ión mercurioso) y el Hg⁺² (ión mercúrico). El ión Hg⁺² es altamente soluble y reactivo en la atmósfera (siglas en ingles RGM - mercurio gaseoso reactivo), está unido a otras partículas (p.e. aerosoles) y puede representar de 5% (medios naturales) hasta 50% (cerca de industrias) del total de Hg disponible en la atmós-

fera (Schroeder y Munthe 1998, O'Driscoll, 2005). En la atmósfera, las principales reacciones de transformación entre las diferentes especies de Hg, tienen lugar principalmente entre la fase acuática-gaseosa de la atmósfera. Las reacciones de oxidación del Hg^0 a Hg^{+2} en presencia de O_3 o de $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}$, y la reducción Hg^{+2} en Hg^0 por acción combinada del $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{OH}^\cdot$, que en presencia del SO^{-2} forman HgSO_3 , seguido por una descomposición fotoquímica para conformar nuevamente Hg^0 (Schroeder y Munthe 1998, Zhang 2006). Estas reacciones influyen energicamente en la partición del Hg atmosférico, entre las diferentes fases (gaseosa, líquido y particulada). Tienen consecuencias importantes sobre la biodisponibilidad del Hg y afectan en la transferencia entre los diferentes compartimentos del ambiente (Roulet 2001).

En el agua, el Hg^0 sutilmente se diluye (siglas en inglés DGM - mercurio gaseoso disuelto), y fácilmente es re-emitado a la atmósfera (elevada presión de vapor del Hg). Pero Hg^{+2} es la forma dominante que puede conformar varios ligandos inorgánicos y orgánicos. (O'Driscoll, 2005, Zhang 2006). Entre los inorgánicos tenemos al S^- , SO_2^- , SO_4^{-2} , Cl^- , HCO_3^- , $\text{CO}_3^{-2}\text{OH}^-$, PO_4^{-2} y ligandos orgánicos ácidos de bajo peso molecular (p. ej. ión metil, ión etil, ión fenil, oxaloacetato, citrato, etc.) y también aquellos de elevado peso molecular, como las sustancias húmicas (ácido fúlvico y ácido húmico) (Meech *et ál.* 1998).

Una de las principales transformaciones del Hg^{+2} es a monometilmercurio (CH_3Hg^+), que esta dada principalmente por acción de bacterias (Jensen and Jernelev, 1969). Aunque muchas bacterias han mostrado capacidad para metilar mercurio, las bacterias sulfato reductoras (SRB de la siglas en inglés: *sulfate reducing bacteria*) parecen jugar un papel central en este proceso (Campeau y Bartha 1985). Metabólicamente, estas bacterias poseen la particularidad de utilizar el sulfato (SO_4^{-2}), como aceptor final de electrones durante la respiración, liberando al ambiente sulfuro de hidrógeno (Rabus *et ál.* 2006). En presencia de Hg^{+2} , este sulfuro puede formar el complejo metálico sulfuro de mercurio (HgS) y diferentes especies neutras que podrían ser importantes para la biodisponibilidad del mercurio y su metilación (Benoit *et ál.* 2006). Aún no se conoce el o los mecanismo enzimáticos de

formación del CH_3Hg^+ , pero, se ha propuesto un mecanismo accidental que involucra a la ruta metabólica de la acetil-coenzima A (CoA) (Berman *et ál.* 1990). Sin embargo, estudios más recientes sugieren que la ruta de la acetil-CoA podría no estar involucrada o que por lo menos existen otros mecanismos (Ekstrom y Morel 2004). Por otro lado, otros autores concuerdan que posiblemente durante el proceso de la síntesis de la metionina a partir de la transferencia de radicales metilo de la metilcobalamina (vitamina B_{12}), se podrían metilar iones metálicos como el Hg^{+2} (Hamasaki *et ál.* 1995). El compuesto orgánico formado CH_3Hg , al mismo tiempo puede llegar a dimetilarse a la forma CH_3HgCH_3 , pero este compuesto es muy inestable y volátil, que rápidamente pasa a la forma monometilmercurio CH_3Hg (Van Der Maarel *et ál.* 1996, Boudou y Ribeyre 1997, Zhang 2006). El CH_3Hg , formado y liberado hacia la columna de agua, puede descomponerse directamente por fotólisis (Zhang 2006). También las bacterias tienen la capacidad para descomponer metilmercurio. De hecho al parecer algunas SRB toman parte de la demetilación del mercurio en ambientes naturales (Oremland *et ál.* 1991, Achá *et ál.* 2005). En este proceso, la enzima organomercurio-liasa se encarga de romper el enlace C – Hg, luego por acción de la mercurio-reductasa el Hg^{+2} es convertido a Hg^0 , el cual se volatiliza y se libera al ambiente (Van Der Maarel *et ál.* 1995).

Los primeros estudios sobre el proceso de metilación del Hg por acción bacteriana en el Brasil, fueron realizados por Guimarães *et ál.* (1995). Para tal estudio utilizó el isótopo ^{203}Hg e inhibidores para evaluar tasas de producción de MeHg en sedimentos superficiales, luego en agua superficial y después en raíces sumergidas de plantas acuáticas de lagunas y ríos Amazónicos (Guimarães *et ál.* 2000). La mayoría de estos estudios, ha logrado constatar que la mayor tasa de producción de MeHg, esta dada principalmente en raíces sumergidas de plantas acuáticas, aunque estas tasas de metilación pueden ser variables ya sea por el tipo de planta y naturaleza biogeoquímica del lugar (Mauro *et ál.* 1999, Guimarães *et ál.* 2001). En la Amazonia boliviana, uno de los pioneros estudios en constatar la presencia e identificar grupos de bacte-

rias metiladoras de Hg, fue realizado por Achá *et ál.* (2005). Este último autor y además de Miranda *et ál.* (2004), respaldaron los estudios de la región brasilera al verificar altas tasas de metilación en raíces de plantas acuáticas.

Biodisponibilidad y toxicidad del Hg

El Hg que es incorporado a los organismos sufre un proceso de bioacumulación, proceso por el cual los organismos pueden tomar más rápidamente el contaminante que eliminarlo (Market 2007). También se biomagnifica, lo que significa que la concentración de este contaminante se incrementa al pasar a un nivel trófico superior en la cadena trófica (Bidone *et ál.* 1997, Boudou y Ribeyre 1997, Market 2007, Molina *et ál.* 2010).

El mercurio atraviesa fácilmente las barreras biológicas que separan a los seres vivos de su ambiente y accede también a los diferentes compartimentos tisulares e intra-celulares (Boudou y Ribeyre 1997). Las diferentes especies de Hg pueden absorber los organismos acuáticos, principalmente por vía alimentaria (absorción indirecta), y en menor grado por asimilación del agua (absorción directa) (Meili 1997, Roulet y Maury-Brachet 2001). En este sentido, con fines comparativos, los investigadores usaron el factor de bioconcentración (BCF - *bioconcentration factor*), como una medida de la tasa de acumulación de un organismo en relación a su medio acuático; $BCF = [Hg_{organismo}]/[Hg_{agua}]$ (Bloom 1992, Boudou y Ribeyre 1997).

En organismos acuáticos los principales órganos de asimilación del mercurio, son: las branquias, el recubrimiento cutáneo y el tracto digestivo, en cambio la eliminación está dada por vía urinaria, fecal y algunas glándulas de excreción (Sweet y Zelickoff 2001, Roulet y Maury-Brachet 2001). Pero la disponibilidad del mercurio en los organismos acuáticos es muy heterogénea, ya que depende de la variabilidad de factores ecológicos y fisiológicos, tales como; estado de crecimiento, posición trófica, tamaño, biomasa, sexo, como también del comportamiento migratorio en el caso de los especies (Meili 1997, Roulet y Mau-

ry-Brachet 2001) y ruta trófica (Molina *et ál.* 2010).

Preferentemente el mercurio atraviesa la doble capa fosfolipídica de las células, por transporte activo (antiporte) (Newman y Unger 2003, Boudou y Ribeyre 1997). También están asociados los procesos de difusión pasiva o transporte facilitado y endocitosis (p.e. alimentación de amebas) (Boudou y Ribeyre 1997, Newman y Unger 2003). Pero en general la forma orgánica CH_3Hg , tiende a adherirse a moléculas y algunos receptores de las membranas celulares, tales como; lípidos, proteínas y esteroides, y por esta particularidad el CH_3Hg se acumula y se transfiere en las cadenas alimentarias acuáticas (Meili 1991, Boudou y Ribeyre 1997) (Fig. 4). Es por esto, que algunos estudios demostraron que la eficiencia de fijación del mercurio orgánico es de 10 veces más eficaz que el Hg inorgánico en organismos acuáticos (Bloom 1992, Bidone *et ál.* 1997, Meili 1997).

Pero el balance neto de acumulación del Hg orgánico, se encuentra determinado por la defecación, res-

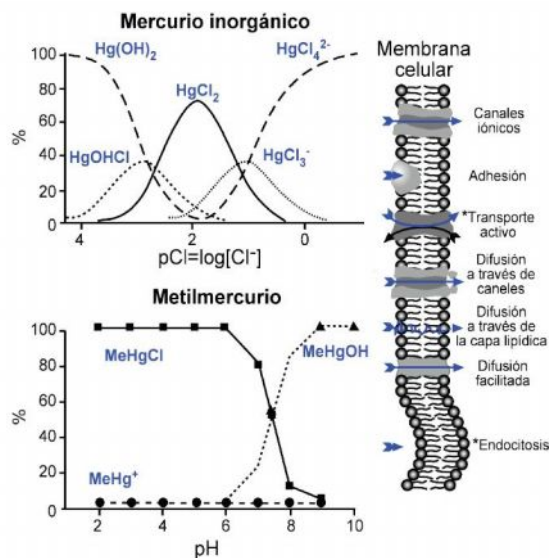


Figura 4. Diagramas de especiación química y asimilación del mercurio inorgánico y orgánico en disolución a través de la bicapa fosfolipídica

Modificado de: Boudou y Ribeyre 1997 y Newman y Unger 2003

piración, más la combinación de las tasas de absorción y retención eficaz de la forma orgánica en los organismos (Roulet y Maury-Brachet 2001). Durante la absorción intestinal de algunos metales iónicos durante la alimentación de los organismos, el Hg puede ejercer competencia con otros metales esenciales para el metabolismo, como ser el Ca, Zn, Se y en menor grado el Cu (Bjornberg *et ál.* 1988, Szücs *et ál.* 1997). Por otro lado, el mercurio absorbido por las células de los organismos también puede experimentar procesos de descontaminación, por acción metabólica de antioxidantes. Este es el caso las metalotioneinas (MT), son proteínas encargadas de la regulación directa de concentraciones óptimas de metales esenciales (Zn, Se y Cu), e indirectamente de metales tóxicos (Hg y Cd) (Yasutake 2004, Amiard *et ál.* 2006, Carpenne *et ál.* 2007). Cuando estas proteínas fueron descubiertas, se pensaba que únicamente podrían tenerlas los mamíferos, pero posteriormente fueron aisladas en células de peces y algunos invertebrados, como moluscos y crustáceos (Amiard *et ál.* 2006).

El Hg que no es liberado por los organismos, muestra alta movilidad dentro de los compartimentos biológicos (Sweet y Zelikoff 2001), el cual rápidamente puede reaccionar con los puentes de hidrogeno del ADN (Ácido desoxirribonucleico), desencadenando reacciones mediante la liberación de radicales libres y generando aberraciones cromosómicas, como la poliploidia y otras mutaciones (Amorin *et ál.* 2000), en este sentido puede inhibir el desarrollo de células embrionarias (Braeckman *et ál.* 1997). Por otro lado, la degeneración del sistema nervioso se realiza mediante el reemplazo de moléculas de sulfhidrilo (SH) en los aminoácidos de la cisteína, presentes en la proteína de tubulina que compone los cuerpos axonales y terminaciones presinápticas de las neuronas (Schurz *et ál.* 2000).

El mercurio en la salud humana y organismos acuáticos

El mercurio llegó a tener importancia ambiental y en la salud pública humana, tras el desastre del derrame

de grandes cantidades de mercurio en la bahía de Minamata en Japon (Osame y Takizawa, 2001). Después del desastre, las primeras evaluaciones clínicas evidenciaron parestesia, seguidas de ataxia y reducción del campo visual en poblaciones humanas expuestas a MeHg por vía oral (consumo de peces y mariscos contaminados con la forma orgánica de Hg). También se registraron efectos fetales a causa de la exposición de madres en gestación a metilmercurio, lo cual originó parálisis cerebral en infantes (Harada 1995, Osame y Takizawa 2001). En base a estos estudios se definió la dosis de referencia comúnmente aceptada como no letal (principalmente no causa efectos en el desarrollo neuronal) $58 \mu\text{g.g}^{-1}$ en la sangre del cordón umbilical y $10 \mu\text{g.g}^{-1}$ en el cabello (PNUMA 2005).

Los efectos por contaminación de Hg ya fueron evidenciados en la salud de poblaciones humanas Amazónicas que dependen de peces como principal fuente de proteínas. Estas poblaciones mostraron un deterioro de las funciones nerviosas y alteraciones en el desarrollo psicomotor en niños asociados a la exposición in útero (Dolbec y Fréry 2001, Boischio *et ál.* 2001, Mergler y Lebel 2001, Dórea y Barbosa 2007). En la región Amazónica, esta contaminación se agudiza cuando el consumo de peces está asociado en lugares de explotación aurífera por medio la amalgamación con Hg (Lacerda *et ál.* 1991, Hacon *et ál.* 1997, Porcella *et ál.* 1997, Eisler 2003). Pero, el nivel de acumulación de Hg que puedan adquirir las poblaciones humanas Amazónicas por vía oral, no solo depende de la cantidad de Hg disponible en sus recursos alimenticios, también influyen directamente la frecuencia de consumo de este recurso (Boischio *et ál.* 2001, Barbosa *et ál.* 2003).

Existen muchos trabajos sobre la evaluación de niveles de acumulación de mercurio en la biota acuática en esta región. Estos trabajos indican que la información disponible es ampliamente heterogénea y variable (Roulet y Maury-Brachet 2001, Bastos *et ál.* 2008). Es así que la planta acuática del género *Salvinia* auriculata mostró una concentración de 90.7 ng.g^{-1} en un área con influencia minera del Pantanal brasileiro (Leady y Gottgens 2001). La misma especie, en una región con menor influencia minera de la Reserva

Tucuruí Pará (Noreste del Brasil), mostró valores máximos de 225 ng.g⁻¹ (Aula *et ál.* 1995). Del mismo modo, evaluaciones en consumidores primarios, mostraron importantes variaciones. Por ejemplo, Ampullaridos (caracoles) del género Pomacea de la región del Pantanal en Poconé, evidenciaron concentraciones de 40 ng.g⁻¹ (Lacerda *et ál.* 1991) y para la misma región del Pantanal Callil y Junk (2001), hallaron valores máximos de 1120 a 2040 ng.g⁻¹.

Según estudios y amplia revisión sobre los niveles de MeHg en peces Amazónicos (Roulet *et ál.* 1999, Roulet y Maury-Brachet 2001, Sampaio da Silva *et ál.* 2006) evidenciaron patrones de bioamplificación en las cadenas alimentarias acuáticas; es decir, se incrementa la concentración de MeHg desde los productores primarios (principalmente fitoplancton y plantas acuáticas), hacia los consumidores superiores, (peces piscívoros y carnívoros) de más de un millón de veces en comparación al agua. Estos estudios, concluyeron que en general los peces piscívoros y carnívoros presentan valores de MeHg por encima de los recomendados por instancias internacionales, de 500 ng.g⁻¹ en peso seco (WHO, 1991). Pero otros estudios realizados en nutrias Amazónicas (*Pteronura brasiliensis*) del Perú (Gutled *et ál.* 2005), y Brasil (Fonseca *et ál.* 2005), no hallaron tal patrón de biomagnificación del MeHg como fueron evidenciados en muchas regiones templadas (Evans *et ál.* 1998). Aunque estudios de dieta y análisis de fecas, han revelado que la nutria Amazónica es un mamífero piscívoro, tróficamente ubicado en la cima de las cadenas tróficas acuáticas de la Amazonía (Carter y Rosas 1997).

Bolivia, presenta semejanzas en la composición de la biota acuática respecto al resto de la región Amazónica. Pero el régimen de inundación es de menor duración e intensidad que en la Amazonía central. Los primeros estudios en tejidos musculares de once especies de peces comerciales del río Beni en Bolivia, fueron realizados por: Maurice-Bourgoin, *et ál.* (2001, 2004). Estos trabajos hallaron concentraciones cuatro veces mayores a los límites recomendados para el consumo en peces. López (2005), realizó un estudio más profundo y amplio en otras subcuencas de la región de Bolivia (Mamoré, Iténez y Madre de

Dios), y determinó que el tipo de hábito alimentario era determinante en los niveles de acumulación en especies de peces comerciales. Es así que la especie herbívora *Piaractus brachipomus* (Tambaquí), y la omnívora *Colossoma macropomum* (Pacú) acumularon los menores niveles de Hg. En cambio las especies piscívoras y carnívoras como; *Cichla monoculus* (Tucunaré), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Surubí), *Plagioscion squamosissimus* (Corvina) y *Pygocentrus nattereri* (Piraña) acumularon los mayores niveles de Hg. En este último estudio, se halló un patrón relativo de acumulación de Hg en función al área de inundación de cada subcuenca estudiada para las especies de Pacú, Tucunaré y Piraña. De esta manera constató los mayores niveles de acumulación en la subcuenca del río Mamoré y intermedios para la subcuenca del río Madre de Dios, siendo que en esta última región únicamente la especie Surubí excedía los límites de concentración recomendados para el consumo. Aunque recientemente estudios en la subcuenca del río Beni realizado por Sánchez (2010), está confirmando los mayores niveles de acumulación en peces de la región del Beni, donde el área de inundación es menor a las otras subcuencas. Así también estudios de la comunidad de macroinvertebrados en la región del río Beni realizado por Molina *et ál.* (2010), llegó a comprobar que los invertebrados de posiciones tróficas superiores pueden llegar a acumular casi la misma cantidad que un pez piscívoro; y que a parte de la posición trófica también es importante el tipo de cadena alimentaria en los procesos de acumulación y amplificación del mercurio.

Es evidente que aún hacen falta estudios que puedan dilucidar tal variación en función a las características biogeoquímicas y espacio-temporales de cada subcuenca. Así también, futuros estudios deberían tomar en cuenta realizar evaluaciones de Hg en otras especies de peces comercialmente no explotadas con la intención de proponer el consumo de otras especies con menores niveles exposición del Hg. También los futuros estudios deberían contemplar el estudio integral de los compartimentos bióticos y abióticos, para el mejor entendimiento de los procesos que controlan la acumulación y biomagnificación del mercurio.

Evaluaciones del nivel de absorción de Hg en comu-

nidades humanas ubicadas a las riberas del río Beni y que dependen del recursos piscícola para su subsistencia son también reveladores. Los primeros análisis en cabellos mostraron valores límites de riesgo de contaminación, $> 6 \mu\text{g.g}^{-1}$ (Maurice-Bourgoin *et ál.* 1999). Otros estudios hallaron valores bajos (Luna-Monrroy 2008, Barbieri *et ál.* 2009). Luna-Monrroy (2008) encontró un valor promedio de $5,4 \pm 4,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ ($N = 624$), en madres, adolescentes y niños; esta última autora concluye que aunque las concentraciones de Hg sean moderadamente bajas, muchas de las personas evaluadas padecen enfermedades (paludismo, fiebre amarilla, etc.) que podrían estar escondiendo el verdadero impacto del Hg en el estado de salud de las comunidades estudiadas. A consecuencia de este último estudio expuesto (Benefice *et ál.* 2008) halló la relación de un mejor estado nutricional en aquellas personas que tenían mayor frecuencia de consumo de peces y al mismo tiempo estaban expuestas a mayores dosis de Hg. Por lo expuesto, hacen falta estudios que puedan dilucidar el verdadero efecto del Hg sobre la salud de las poblaciones amazónicas bolivianas.

Se ha podido también observar que la problemática de contaminación en las poblaciones humanas de la región boliviana no es alarmante como en la Amazonía central. Roulet *et ál.* (1998, 2000), propuso para la Amazonía central, que la colonización humana parece ser responsable del aumento y transporte del Hg en el ambiente. Es muy probable que este proceso de colonización humana esté explicando los bajos niveles de Hg, porque en Bolivia la migración de la gente se ha dado principalmente de las áreas rurales hacia las grandes ciudades. Pero en este último tiempo se está promoviendo el desarrollo de las poblaciones rurales en Bolivia, y si no existen políticas adecuadas de control y mitigación de impactos antropogénicos, las problemática de contaminación por Hg podría ser similar o peor a la Amazonía central.

Como se puede evidenciar aún no se conoce bien los procesos que controlar la biomagnificación del Hg y de esta manera explicar la variabilidad de la información expuesta. Es por esta razón que Roulet *et ál.* (2000), propone que los estudios de bioacumulación del Hg debe estar asociado a la comprensión de la

biogeoquímica de la materia orgánica, como el primer nexo de incorporación del Hg en las cadenas alimentarias. De esta manera se obtendría un mejor entendimiento sobre los procesos de biodisponibilidad del Hg y transferencias en las cadenas alimentarias en los sistemas acuáticos Amazónicos. Esto permitiría definir sitios de control y remediación en medios altamente influenciados por contaminación por Hg.

Comentarios generales

Por medio de esta revisión hemos mostrado los principales procesos ambientales que gobiernan el origen y especiación del Hg en los diferentes compartimentos ambientes de los hidrosistemas Amazónicos. Estos hidrosistemas son medios ideales para la producción del Hg orgánico y biomagnificación en lo largo de las cadenas alimentarias acuáticas e incluido los humanas. Desde la época colonial hasta nuestros tiempos se han liberado grandes cantidades de Hg al ambiente (contaminación histórica de la minería). También los procesos naturales del ciclo biogeoquímico del Hg asociados a los procesos antropogénicos a la que esta sometida la selva Amazonía, están contribuyen a la liberación del Hg al ambiente. Hasta la actualidad no se sabe con exactitud la contribución en cantidad de Hg liberada al ambiente entre los diferentes procesos naturales o antropogénicos, pero si es evidente que estas cantidades se están acentuación en los diferentes compartimentos. Es por eso que resulta importante la necesidad de estudios del Hg asociados al entendimiento de la biogeoquímica de la materia orgánica dentro las cadenas tróficas de los organismos acuáticos e incluido el humano. Estos estudios posibilitarían un mejor entendimiento de los procesos de bioacumulación y biomagnificación del Hg para la prevención y control de riesgos de contaminación.

Por otro lado la problemática de contaminación de las poblaciones humanas en la región boliviana no es alarmante como en la Amazonía central; pero no se debe dejar a un lado el constante monitoreo ambiental de los niveles de Hg la región Amazónica. También creemos que debieran realizarse estudios sobre

los potenciales efectos del Hg en la biota acuática y en las poblaciones humanas Amazónicas. En este sentido hacen falta estudios en la definición de bioindicadores idóneos de contaminación de Hg, para el cuidado y prevención del ambiente y de las poblacio-

nes humanas Amazónicas que dependen de sus recursos hidrobiológicos. Un buen bioindicador, debe integrar la variabilidad estacional (régimen de inundación periódica) y regional (diferentes medios) a la que está sometida la Amazonía.

Referencias bibliográficas

- Achá D., Iñiguez V., Roulet M., Guimarães J.-R. D., Luna R., Alanoca L., Sanchez S. 2005. *Sulfate-Reducing Bacteria in floating macrophytes rhizospheres from an Amazonian Floodplain lakes in Bolivia and their association with Hg methylation*. Appl. Environ. Microbiol. 71, 17531-1735.
- Amiard, J.-C., Amiard-Triquet C., Barka S., Pellerin J. y Rainbow P.S. 2006. *Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers*. Aquat. Toxicol. 76,160-202.
- Amorin M. I. M., Mergler D., Bahia M.O., Dubeau H., Miranda D., Lebel J., Burbano R.R. y Lucotte M. 2000. *Cytogenetic damage related to low levels of methylmercury contamination in the Brazilian Amazon*. Anais da Academia Brasileira de Ciências. 71, 437-43
- Aula I., Braunschweiler H. y Malin I. 1995. *The water flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí in Pará, Brazil*. Sci. Total Environ. 175, 97-107.
- Barbieri, F. L., Cournil A. & Gardon J. 2009. *Mercury exposure in a high fish eating Bolivian Amazonian population with intense small-scale gold-mining activities*. International Journal of Environmental Health Research 19(4): 267-277
- Barthem R. B., Chavert-Almeda P., Montag L.A. y Lanna A.E. 2004. *Amazon basin, GIWA Regional assessment 40b. edition*. University of Kalmar, Kalmar, Sweden.
- Bastos, W. R., Rebelo, M.de F., Fonseca, M.de F., Almeida, R., Malm, O. 2008. *A description of mercury in fishes from Madeira, River Basin, Amazon, Brasil*. Acta Amazonica 38(3):431-438.
- Benefice E., Luna-Monroy S.J. y López R.W. 2008. *A nutritional dilemma: fish consumption, mercury exposure and growth of children in Amazonian Bolivia*. Inter. J. Environ. Health Res. 18, 415-427.
- Benoit J. M., Gilmour C.C. y Mason R.P. 2001. *Aspects of bioavailability of mercury for methylation in pure cultures of Desulfobulbus propionicus (1pr3)*. Appl. Environ. Microbiol. 67, 51-58.
- Berman M., Chase T.Jr. y Bartha R. 1990. *Carbon flow in mercury biomethylation by Desulfovibrio desulfuricans*. Appl. Environ. Microbiol. 56, 298-300.
- Bidone E. D., Castillos Z.C., Cid de Souza T.M. y Lacerda L.D. 1997. *Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin para state, Amazon Brasil: a screening approach*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 59,194-201.
- Bisinoti M. C., Fadini P.S. y Jardim W. J. 2004. *The importance of the dissolved organic carbon in the mercury cycle in the Negro River Basin - Amazon, Brasil*. 807 p. En: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Horvat M., Orgrinc M., Faganeli J. y Kotnik J. Eds.), Ljubljana.
- Bjornberg A., Hakason L., Lundbergh K. 1988. *A theory on the mechanisms regulating the bioavailability of mercury in natural waters*. Environ. Poll. 49,53-61.

- [Bloom N. S. 1992. *On the chemical form of mercury in edible fish en marine invertebrate tissue*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 1010-1017.
- [Boischio A., Henshel D. y Barbosa A. 2001. *Mercury exposure through fish consuption by the upper Madeira river population*. Ecosystem Health 3:177-192.
- [Boudou A. y Ribeyre F. 1997. *Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to cellular and the molecular levels*. Environ. Sci. 105, 21-35.
- [Braeckman, B., Raes, H. y Van Hove, D. 1997. *Heavy-metal toxicity in an insect cell line. Effects of cadmium chloride, mercuric chloride and methylmercury chloride in cell viability and proliferation in Aedes albopictus cells*. Cell Biology and Toxicology 13:389-397.
- [Callil C. T. y Junk W.J. 2001. *Aquatic gastropods as mercury in the Pantanal of Poconé region (Mato Grosso, Brasil)*. Wat. Air and Soil Poll. 319, 319-330.
- [Carpena, E., G. Andreani y G. Isani. 2007. *Metallothionein functions and structural characteristics*. Trace Elem. Med. Biol. 21:35-39.
- [Carter S. K. y Rosas F.C.W. 1997. *Biology and conservation of the giant otter Pteronura brasiliensis*. Mammal Rev. 27.
- [Campeau, G. C., y Bartha, R. 1985. *Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment*. Appl. Environ. Microbiol. 50:498-502.
- [Dolbec J. y Fréry N. 2001. *Consommation de poisson et exposition au méthylmercure des populations amazoniennes*. 322-327 p En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.), Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- [Dórea J. y Barbosa A.C. 2007. *Anthropogenic impact of mercury accumulation in fish from the Rio Madeira and Rio Negro rivers (Amazônia)*. Biol. Trace Elem. Res. 115, 243-254.
- [Eisler R. 2003. *Health risks of gold miners: a synoptic review*. Environ. Geochem. and Health 25, 325-345.
- [Ekstrom E. y Morel F.M.M. 2004. *Mercury methylation by sulfate-reducing bacteria independent of vitamin B12*. 807 p. En: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Horvat M., Orgrinc, M., Faganeli, J. y Kotnik, J., Eds.), Ljubljana.
- [Evans, R. D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonald, K.S. y Joachim, D.S. 1998. *An examination of spacial variation in mercury concentration in otter (Lutra canadensis) in south-central Ontario*. Sci.Total Environ. 213, 239-245.
- [Farella N., Lucotte M., Davison R. y Daigle S. 2006. *Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment*. Sci. Total Environ. 368(1):19-29
- [Fostier A-H., Forti M.C., Guimarães J.-R.D., Melfi A.J., Boulet R., Espirito Santo C.M. y Krung J.F. 2000. *Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil)*. Sci. Total Environ. 260, 201-211.
- [Fréry N., Maury-Brachet R., Maillot E., Deheeger M., de Merona B. y Boudou A. 2001. *Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake*. Environ. Health Perspect. 109, 449-456.
- [Galaor I., Gloner D., Hausberger B., Höfle M., Probst G., Scheffel R., Thamm S., Voel N.V. Eds. 1998. *Las minas hispanoamericanas a mediados del siglo XVIII*. Vervuert Verlag, Frankfurt.
- [Galeano E. H. 1979. *Las venas abiertas de América Latina*. Siglo XXI Editores, Mexico.
- [García J. M. 1982. *Del caucho al oro: el proceso de colonizador del Madre de Dios*. Rev. Española de Antropol. Americ. XII:255-271.
- [Guimarães J.-R. D., Malm O.y Pfeiffer W.C. 1995. *A simplified radiochemical technique for measurement of met mercury methylation rates in aquatic systems near goldmining areas, Amazon, Brazil*. Sci. Total. Environ. 172, 151-162.
- [Guimarães J.-R. D., Meili M., Hylander L.D., de Castro e Silva E., Roulet M., Mauro J.B., de Lemos R. 2000. *Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils*. Sci. Total Environ. 261:99-107.

- **Guimarães J. R.** 2001. *Les processus de méthylation du mercure en milieu amazonien*. 274 p. En: *Le mercure en Amazonie*. (Camouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.), Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- **Hacon S., Rochedo E.P., Campos R., Rosales G. y Lacerda L.D.** 1997. *Risk assessment of mercury in Alta Floresta, Amazon Basin - Brazil*. *Wat. Air and Soil Poll.* 97: 107-118.
- **Hamasaki T., Nagese H., Yoshioka Y. y Sato T.** 1995. *Formation, distribution and ecotoxicology of methylmetals of tin, mercury and arsenic in the environment*. *Critical Review in Environ. Sci. Tech.* 25, 45.
- **Harada M.** 1995. *Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution*. *Toxicol.* 25, 1-24.
- **Harris R., Krabbenhoft D.P., Mason R., Murray M.W., Reash R., Saltman T. Eds.** 2007. *Monitoring and evaluating trends in methylmercury accumulation in aquatic biota*. SETAC, Florida, 2p.
- **Jensen S. y Jernelov A.** 1969. *Biological methylation of mercury in aquatic organisms*. *Nature* 223, 753-754.
- **Lacerda L. D., Pfeiffer W.C., Marins R.V., Rodrigues S., Souza C.M.M. y Bastos W.R.** 1990. *Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of gold mining tailing deposit in Poconé, Brazil*. *Wat. Air and Soil Poll.* 55, 283-294.
- **Lacerda, L. D., Salomons, W., y Pfeiffer, W.C. y Bastos, W.R.** 1991. *Mercury distribution in sediment profiles from lakes of the high pantanal, Mato Grosso State, Brazil*. *Biogeochem.* 14:91-97.
- **Lacerda L. D.** 1997a. *Global mercury emissions from gold and silver minig*. *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 209-221.
- **Lacerda L. D.** 1997b. *Evolution of mercury contamination in Brazil*. *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 247-255.
- **Leadly B. S. y Gottgens J.F.** 2001. *Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal*. *Wetl. Ecol. and Manage.* 9, 349-361.
- **López E. S.** 2005. *Bioacumulación y biomagnificación del mercurio en diferentes poblaciones de peces en la cuenca Amazónica boliviana*. Maestria en Ecología y Conservación. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- **Loubens G., Lauzanne L. y Le Guennec B.** 1992. *Les milieux aquatiques de la région de Trinidad (Béni, Amazonie bolivienne)*. *Rev. d'Hydrobiol. Trop.* 25, 3-21.
- **Luna-Monroy S. X., Lopez R.W., Roulet M., Benefice E.** 2008. *Lifestyle and mercury contamination of Amerindian population along the Beni River (lowland Bolivia)*. *Environ. Health* 71(4), 44-50.
- **Market B.** 2007. *Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment*. *Trace Elem. in Med. and Bio.* 21, 77-82.
- **Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Guyot J.L. y Malm O.** 1999. *Mercury pollution in the upper Beni River, Amazonian basin: Bolivia*. *Ambio* 28, 302-206.
- **Maurice-Bourgoin L.** 2001. *Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien*. 169-201 p. En: *Le mercure en Amazonie*. (Camouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.), Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- **Maurice-Bourgoin L., Aalto R. y Guyot J.L.** 2002. *Sediment-associated mercury distribution within a major Amazon tributary: century-scale contamination history and importance of floodplain accumulation*. 161-168 p. En: *The structure, function and management implications of fluvial sedimentary systems, proceeding of an international symposium held at Alice Springs* (Dyer F., Thoms M.C. y Olley J.M. Eds.), Australia, IAHS Publ. Nº276.
- **Mauro, J. B. N., Guimarães, J.R.D. y Melamed, R.** 1999. *Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameter*. *Appl. Organomet. Chem* 13(9):631-636.

- Meech J. A., Veiga M.M. y Tromans D. 1998. *Reactivity of mercury from gold mining activities in darkwater ecosystems*. Ambio 27, 92-98.
- Meili M. 1997. *Mercury in lakes and rivers*. 22-48 p. En: *Mercury and its effects on environmental and biology* (Sygel A.S.H. Ed.), Tayloy y Francis Group, New York.
- Mergler, D., y Lebel, J. 2001. *Les effects de l'expositions au methylmercure chez les adultes*. 374 p. En: *Le mercure en Amazonie*. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- Miller J. R., Lechler P.J. y Bridge G. (2003). *Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Muzaruni River Basins, Guyana*. Wat. Air and Soil Poll. 148, 139-166.
- Miranda M. R., Guimarães J.-R.D., Roulet M., Achá D., Cohelo-Souza S., Mauro J.B.N. y Íñiguez V. 2004. *Mercury methylation and baterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin*. 1218-1220 p. En: *7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, (Horvat M., Orgrinc M., Faganeli J. y Kotnik J. Eds), Ljubljana.
- Molina, C. I., Gibon F.-M., Duprey J.-L., Domínguez E., Guimarães J.-R. D., Roulet M. 2010. *Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia*. The Science of the Total Environment 408(16): 3382-3391
- Navarro M. 1997. *La mina de mercurio de Huancavélica (Perú): entre los intentos de reformas de Antonio de Ulloa y el continuismo de Carlos de Berranger (1758-1767)*. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales 4, 1-10.
- Newman M. C. y Unger M.A. 2003. *Fundamentals of ecotoxicology, Second edition*. Lewis Publisher, Florida, 55 p.
- Nriagu J. O. y Pacyna C.Y. 1988. *Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals*. Nature 333, 134-139.
- Nriagu J. O., Pfeiffer W.C., Malm O., Souza C.M. y Mierle G. 1992. *Mercury pollution in Brazil*. Nature 356-389.
- O'Driscoll N. J., Rencz A. y Lean D.R.S. 2005. *The biogeochemical and fate of mercury in the environmet*. 221-238 p. En: *Metals ions in biological systems*. (Sigel A., Sigel H. y Sigel R.K.O. Eds.) Taylor y Francis Group. Volume 43.
- Oremland R. S., Culbertson C.W. y Winfrey M.R. 1991. *Methylmercury decomposition in sediments and bacterial cultures: Involvement of methanogens and sulfate reducers in oxidative demethylation*. Appl. Environ. Microbiol. 57, 130-137.
- Osame, M., y Takizawa, Y. 2001. *A brief introduction to Minamata diseases*. En: *Understanding of Minamata diseases. Methylmercury and poisoning in Minamata and Nigata* (Takizawa Y. y Osame M. Eds.), Japan. Japan Public Health Association, Tokyo.
- Porcella D. B., Ramel C. y Jernelov A. 1997. *Global mercury pollution and the role of gold mining: an overview*. Wat. Air and Soil Poll. 97, 205-207.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). 2005. *Evaluación mundial sobre el mercurio*. PNUMA, Productos Químicos, Ginebra, 32-98 p.
- Quiroga I. V. (1997). *Estudio preliminar de la contaminación por mercurio en aguas del Río Béni*. Veterinarios sin Fronteras, La Paz, 24 p.
- Rabus R., Hansen T.A., Widdel F. 2006. *Dissimilatory sulfate-and sulfur-reducing prokaryotes*. En: *The Prokaryotes* (Dworkin M., Falkow S., Rosenberg E., Schleifer K.-H. y Stackebrandt E., Eds). Springer Science, Singapore .
- Roulet M., y Lucotte M. 1995. *Geochemistry of mercury in pristin and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America*. Wat. Air and Soil Poll. 80, 1979-1088.

- ▣ Roulet M, Lucotte M, Saint-Aubin S., Heault I., Farella I., Silva E.J., Dezencourt J., Souza Passos, C.J., Soares, G.S., Guimarães, J.R., Mergler, D., Amorim, M. 1998. *The geochemistry of mercury in central Amazon soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós River valley, Pará State, Brazil*. Sci. Tot. Environ. 223,1-24.
- ▣ Roulet M, Lucotte M, Dolbec J., Gogh Y.F., Pereja J.R.P., Silva D.S., Lebel J., Megler D., Guimarães J.-R.D. 1999. *Mercury bioaccumulation in two fish communities of the Tapajós river, Brazilian Amazon*. 232p. En: 5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Barbosa J. P., Melamed R. y Villas-Boas R. Eds.) Rio de Janeiro, Brasil.
- ▣ Roulet M, Lucotte M, Guimarães J.-R.D. y Rheault I. 2000. *Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brasil*. Sci. Tot. Environ. 261,43-49.
- ▣ Roulet M. 2001. *Le mercure: son cycle biogéochimique et sa repartition aux échelles planétaires et amazonienne*. 81-85 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Paris.
- ▣ Roulet, M., y Maury-Brachet, R. 2001. *Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens*. 203-207 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Institut de Recherche pour le Développement (IRD), Paris.
- ▣ Roulet M, Guimarães J.-R.D., Alanoca L., Rodrigues M., Sanchez S., Íñiguez V., Acha D., Luna R. & Chincheros J. 2004. *Methylmercury production in sediment from floodplain lakes in the Bolivian Amazon*. 1355 p. En: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Horvat M., Orgrinc M., Faganeli J. & Kotnik J. Eds.), Ljubljana.
- ▣ Sampaio da Silva D., Lucotte M, Roulet M, Mergler D. y Crossa M. 2006. *Mercury in fish of the Tapajós River in the Brazilian Amazon*. Interface 1,1-33.
- ▣ Schroeder W. H. y Muthe, J. 1998. *Atmospheric mercury - An overview*. Atmos. Environ. 32,809-822.
- ▣ Schurz F., Sabater-Vila M. y Fink-Gremmlis J. 2000. *Mutagenicity of mercury chloride and mechanisms of cellular defence: the role of metal-binding proteins*. Mutagenesis 15,525-530.
- ▣ Serrano, C. 2004. *Historia de la minería andina boliviana*. UNESCO, Potosí. 46-256 p.
- ▣ Sánchez, Y. 2010. *Estudio de la biomagnificación del mercurio en los peces del río Beni y la laguna La Granja, Amazonía Boliviana, mediante el uso de isótopos estables*. Tesis de grado de licenciatura. Carrera de Biología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- ▣ Sioli H. 1968. *Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region*. Amazonian (I)3,267-277.
- ▣ Sweet L. I. y Zelikoff J.T. 2001. *Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans*. Toxicol. Environ. Health. 4(B), 161-205.
- ▣ Szűcs A., Angiello C., Salánki J. y Carpenter D. O. 1997. *Effects of inorganic mercury and methylmercury on the ionic currents of cultured rat hippocampal neurons*. Cell. and Mol. Neurobiol. 17, 273-288.
- ▣ Van Der Maarel M. J. E. C., Jensen M., Hanstra R., Meijer W.G. y Hansen, T.A. 1996. *Demethylation of dimethylsulfoniopropionate to 3-S-methylmercaptopropionate by marine Sulfate-Reducing Bacteria*. Appl. Environ. Microbiol. 62, 3978-3984.
- ▣ Veiga M. M. y Meech J.A. 1995. *A brief history of amalgamation practices in the Americas*. 581-594 p. En Proceedings of the 16th Brazilian Symposium on Ore Processing and Hydrometallurgy, Rio de Janeiro, Brasil.
- ▣ WHO (World Health Organization) 1991. *Mercury-environmental aspects, 2da Edición* edition. Environmental Health Criteria, Ginebra.
- ▣ Yasutake A., M. Sawada, A. Shimada, M. Satoh y C. Tohyama. (2004). *Mercury accumulation and its distribution to metallothionein in mouse brain after sub-chronic pulse exposure to mercury vapor*. Arch. Toxicol. 78, 489-495.
- ▣ Zhang, H. 2006. *Photochemical redox reactions of mercury*. Struct. Bond. 120:37-79.