

**Universidad Mayor de San Andrés
Maestría de Ciencias Biológicas y Biomédicas
Instituto Laboratorio de Calidad Ambiental
Instituto de SELADIS**



**Exposición a mercurio de mujeres y niños de
comunidades indígenas del río Beni (Bolivia), con relación
a problemas de salud (malnutrición, parasitismo, anemia)
endémicos en el área.**

**Postulante
Selma Ximena Luna Monrroy**

**Tutor
Eric Benefice**

**La Paz Bolivia
Mayo, 2007**

AGRADECIMIENTOS.

En primer lugar quiero agradecer a todos los pobladores de las 15 comunidades ribereñas, por el apoyo que dieron al trabajo de investigación.

Cabe destacar el agradecimiento al IRD (Instituto Francés de Investigación para el Desarrollo) por la ayuda económica otorgado al trabajo de tesis.

De igual forma al Instituto de SELADIS (Instituto de Servicios de Laboratorio de Diagnostico e Investigación en Salud) principalmente a la directora y la responsable del área de parásito de dicho instituto.

También al instituto LCA (Laboratorio de Calidad Ambiental) a todo el personal especialmente a la Lic. Lucia Alanoca por su colaboración y comprensión en todo el trayecto de análisis de las muestras.

Un agradecimiento muy sincero a Doctor Marc Roulet por el apoyo incondicional que nos otorgó durante la investigación y análisis de las muestras y por su desprendimiento de sus conocimientos a todos los estudiantes investigadores.

Quiero terminar de agradecer al grupo de apoyo de trabajo de campo Lic. Sonia Jimenez, Lic. Ronald Lopez, MD. Aurelian Radufe y principalmente a mi asesor y profesor el doctor Eric Benefice por el apoyo absoluto, por otorgarme confianza y mucho conocimiento que me brindó desde el inicio del trabajo de tesis.

Esta tesis se la dedico primeramente a Dios, porque es quien nos concede el privilegio de la vida y nos ofrece lo necesario para lograr nuestras metas. Señor Jesús, GRACIAS, Gracias de todo corazón por permitirme estar aquí, por las pruebas que me hacen crecer como persona y ser humano y me permiten dar lo mejor de mí, pero lo mejor de todo, me acercan más a ti.

También le dedico con mucho amor esta tesis a mis padres, porque ellos siempre están aquí en las buenas y en las malas; me educan, me aconsejan, me imparten valores para conducirme correctamente y me ofrecen el sabio consejo en el momento oportuno y por su apoyo incondicional a ampliar mis conocimientos y estar mas cerca de mis metas profesionales

Asimismo dedico esta tesis al doctor Eric Benefice y aquellas personas que me apoyan, que siempre están conmigo en las buenas y en las malas; y no solamente a los que me apoyan, sino también para todo aquel que se pueda beneficiar de este trabajo. Está hecho con todo mi amor y toda mi dedicación, lo cual produce una gran satisfacción en poder servir a quien así lo requiera.

“Lo que hoy es utópico mañana es real. Mundos Posibles. La utopía es lo que ha conducido a que seamos posibles. Jerome Bruner.”

Índice

1	INTRODUCCIÓN:	10
1.1	EL MERCURIO (HG)	11
1.1.1	<i>Este metal presenta diferentes especies químicas:</i>	11
1.1.2	<i>Propiedades físico química del mercurio.</i>	11
1.1.3	<i>Aplicaciones del mercurio.</i>	11
1.1.4	<i>Fuentes de contaminación con mercurio.</i>	12
1.1.5	<i>Ciclo del mercurio.</i>	13
1.1.6	<i>El metilmercurio en el medio ambiente.</i>	16
1.2	MERCURIO EN AMÉRICA LATINA	16
1.3	SITUACIÓN EN BOLIVIA	21
2	OBJETIVOS:	27
2.1	OBJETIVO PRINCIPAL.	27
2.2	OBJETIVOS SECUNDARIOS.	27
3	METODOLOGÍA:	28
3.1	POBLACIÓN DE ESTUDIO Y METODOS.	28
3.1.1	<i>Población Tacana y Esse Ejjas.</i>	30
3.2	CONSIDERACIONES ÉTICAS	30
3.3	DISEÑO METODOLÓGICO	31
3.3.1	<i>Descripción del estudio</i>	31
3.3.1.1	Información del proyecto:	32
3.3.1.2	Recolección de datos:	32
3.3.1.3	Examen medico:	32
3.3.1.4	Medidas antropométricas:	32
3.3.1.5	Examen coproparasitológico.	33
3.3.1.6	Examen hematológico	34
3.3.1.7	Análisis de trazas de mercurio en de cabello.	36
3.4	ANALISIS DE LOS DATOS	39
4	RESULTADOS.	40
4.1	GENERALIDADES SOBRE SALUD Y NUTRICIÓN DE LAS MADRES Y SUS HIJOS	40
4.2	SITUACIÓN MATERNAL.	41
4.2.1	<i>Índice de Masa Corporal (I.M.C.) de las madres.</i>	41
4.2.2	<i>Valores hematológicos.</i>	43
4.2.3	<i>Frecuencia de consumo de peces (por día, por semana y ocasional) por las madres.</i>	44
4.2.4	<i>Frecuencia de consumo de peces clasificados de acuerdo a su hábito alimentario.</i>	45
4.2.5	<i>Frecuencia de consumo de tipo de especies de peces por las madres.</i>	46
4.3	SITUACIÓN DE SALUD DE LOS NIÑOS Y ADOLESCENTES	47
4.3.1.1	Situación nutricional de los niños y adolescentes.	47
4.3.1.2	Estado nutricional de los niños y adolescentes según el índice T-E	47
4.3.1.3	Estado nutricional de los niños y adolescentes según el índice P - E.	48
4.3.1.4	Estado nutricional de los niños y adolescentes según el índice P - T.	48
4.3.1.5	Frecuencia de baja talla para la edad, bajo peso para la edad y de bajo peso para la talla en niños y adolescentes.	48
4.3.1.6	Frecuencia de parásitos en niños y adolescentes que viven a orillas del río Beni.	49
4.4	NIVEL DE CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN CABELLOS DE LAS MADRES Y SUS HIJOS	51
4.4.1	<i>Determinación de mercurio (Hg) en madres.</i>	51
4.4.2	<i>Determinación de la concentración de mercurio en muestras de cabello de niños y adolescentes.</i>	54
4.5	NIVEL DE MERCURIO CON RELACIÓN A LAS CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS FAMILIAS Y CON EL ESTADO DE SALUD DE LAS MADRES Y SUS HIJOS.	56

4.5.1	<i>Características generales de las familias en relación con la concentración de mercurio.</i>	56
4.5.2	<i>Características de las madres en relación con la concentración de mercurio.</i>	58
4.5.3	<i>Estado de salud de los hijos versus concentración de mercurio.</i>	63
4.6	ANÁLISIS DE RELACIONES MÚLTIPLES ENTRE EL CONTENIDO EN MERCURIO DE LOS CABELLOS Y VARIABLES FAMILIARES O INDIVIDUALES	65
4.6.1	<i>Efectos ambientales y familiares en el contenido de mercurio.</i>	65
4.6.2	<i>Relaciones entre variables individuales clínicas y exposición al mercurio.</i>	66
4.6.3	<i>Relaciones entre variables clínicas y mercurio en las madres.</i>	67
5	DISCUSIÓN.	73
5.1	ESTADO DE SALUD DE LAS MADRES Y SUS HIJOS.	73
5.2	NIVEL DE EXPOSICIÓN AL MERCURIO EN EL BENI Y EN LA AMAZONIA.	75
5.3	ROL DEL CONSUMO DE PECES EN LA CONTAMINACIÓN CON MERCURIO	79
5.4	FACTORES DE RIESGO ASOCIADOS A LA EXPOSICIÓN AL MERCURIO.	80
6	CONCLUSIÓN.	81
7	BIBLIOGRAFÍA	83
8	ANEXOS.	88
8.1	ANEXO 1: EL METILMERCURIO EN EL MEDIO AMBIENTE	88
8.1.1	<i>Demetilación del mercurio.</i>	88
8.1.2	<i>Bioacumulación del metilmercurio.</i>	89
8.1.3	<i>Toxicidad del mercurio.</i>	90
8.1.3.1	Transporte y distribución.	92
8.1.3.2	Modelo toxico cinético de eliminación.	93
8.1.3.3	Factores que modifican la toxicidad.	93
8.2	ANEXO 2 CARACTERÍSTICAS DE LOS PUEBLOS TACANAS	94
8.2.1	<i>Espacio ocupado y ubicación de los pueblos Tacana.</i>	94
8.2.2	<i>Población.</i>	96
8.2.3	<i>Sistema de producción en la TCO-Tacana</i>	97
8.2.4	<i>Caza y pesca</i>	98
8.2.5	<i>Servicios</i>	100

Resumen

Antecedentes: La acumulación del mercurio puede contaminar el ecosistema de la Amazonia, particularmente los peces consumidos por las comunidades que viven cerca de los ríos y generar efectos negativos en la salud.

Objetivos: Evaluar la exposición con mercurio en mujeres, niños y adolescentes ribereños del Río Beni (Bolivia), teniendo en cuenta el contexto de salud que son desfavorable para el área (infecciones, parasitismo, anemia, desnutrición). La hipótesis de trabajo es que en la actualidad, el nivel de contaminación no alcanza un nivel suficiente para producir daños en salud clínicamente detectables.

Participantes: En este estudio se examinó 624 personas (174 madres y 450 niños) de 15 comunidades que se encuentran a orillas del río Beni a 110 km río abajo de la población de Rurrenabaque.

Métodos: Se colectó informaciones sobre la vida de las familias y la frecuencia de consumo de pescado. Se realizó un examen clínico, una evaluación nutricional (en base a la antropometría), un examen coproparasitológico y una medición de hemoglobina. Se analizó muestras de cabello para determinar la concentración de mercurio mediante la espectrometría de absorción Atómica a vapor frío

Resultados: Las madres tenían un promedio de nivel de mercurio de 5.4 ± 4.3 $\mu\text{g/g}$ (min: 0.15; max: 20.08 $\mu\text{g/g}$) y los niños y adolescentes de 5.3 ± 4.5 $\mu\text{g/g}$ (min: 0.08; max: 34.14 $\mu\text{g/g}$). Existía una relación significativa entre el nivel de mercurio en cabello y el consumo de pescado. Esta relación se ha combinado con la pertenencia a una etnia particular (Esse Ejja), un estilo de vida tradicional y una actividad orientada a la pesca. En los niños se observó una prevalencia de retraso de crecimiento de 38.9% (IC_{95%}= 34.3~43.6). El 85.2% (IC_{95%}= 80.7~89.0) de los niños tenían helmintos. No presentaron formas de desnutrición en las madres pero 39.8% (IC_{95%}= 32.3~47.5) eran anémicas. La mortalidad en los infantes y niños fue elevada (20% de mortalidad). Estos hechos sugerían un estado de salud mediocre. Los Análisis multivariadas ponían en evidencia el rol del consumo de pescado y el estilo de vida como factores de riesgo. En los niños de 5 a 10 años se observó una relación significativa y positiva entre los índices nutricionales y los

niveles de mercurio en cabello. No existían relaciones entre indicadores de salud como parasitismo o anemia y la contaminación con el mercurio.

Conclusiones: Los promedios de niveles de mercurio en el área se pueden considerar como bajos a moderados. Por esta razón, y también por el diseño transversal del estudio, no se pudo observar un impacto en la salud de las poblaciones. Sin embargo, las comunidades padecen de muchas enfermedades que pueden esconder un impacto del mercurio. Esto significa que no se debe minimizar este problema de contaminación, que si existe. Es preciso ejercer una vigilancia sobre el contenido en mercurio de los peces e informar regularmente a las poblaciones, para prevenir un riesgo a futuro.

Palabras claves: Contaminación con mercurio; peces; consumo alimenticio; parasitismo intestinal; anemia; desnutrición; Amazonia de Bolivia; río Beni; Grupos étnicos originarios; Salud Publica

Summary

Background: Mercury accumulation may contaminate the Amazonian ecosystem; especially fish consumed by riverside Amerindian communities and exert a negative effect on their health status.

Objectives: To evaluate the mercury exposure in women, children and adolescents from riverside communities of the Beni River (Bolivia), taking into account the unfavorable health conditions of the area (infections, intestinal parasitism and undernutrition). The working hypothesis was that contamination did not reach a sufficient level in order to produce clinically detectable abnormalities.

Population: A total of 640 people were examined during the study from April to July 2004 (174 mothers and 450 children). They belonged to 15 communities of the Beni, 110 km downstream the small town of Rurrenabaque.

Methods: Data on life style and fish consumption of families were collected. A clinical examination was performed along with nutritional evaluation (on basis of anthropometric measurements). Stools were collected to look for intestinal parasites. Hemoglobin and hematocrit were measured. Hair samples were taken to determine the mercury content using atomic absorption spectrometry with cold vapor generation.

Results: Women displayed a mean hair mercury of 5.4 ± 4.3 $\mu\text{g/g}$ (min: 0.15; max: 20.08 $\mu\text{g/g}$) and children and adolescents of 5.3 ± 4.5 $\mu\text{g/g}$ (min: 0.08; max: 34.14 $\mu\text{g/g}$). There existed a significant relationship between hair mercury and fish consumption and also with the belonging to a particular ethnic group (Esse Ejjas) or a subsistence activity oriented towards fishing.. Stunting prevalence was equal to 38.9 % (IC_{95%}= 34.3~43.6), and 85.2% of children (IC_{95%}= 80.7~89.0) were infested by helminths intestinal. There were no cases of undernutrition among mothers but 39.8% (IC_{95%}= 32.3~47.5) of them were anemic. Infant or child mortality was high (20%). These facts were evocative of a mediocre health status. Multivariate analysis stressed the role of fish consumption and life style as risk factors on contamination. Among the 5-10 years-old children, there were significant and positive relationships between nutritional indices and mercury content of hair. No relationship between health indicators (parasitism or anemia) and mercury contamination was demonstrated.

Conclusions: The average mercury levels in the area could be considered as low to moderate. For this reason, and also because of the transversal design of the study, it was not possible to observe a health impact. However, the communities were suffering from many diseases that could mask a negative effect of mercury. This does not mean that a true contamination problem must be mitigated. There is a need to assess the mercury content of fishes and to give timely information to the communities, in order to prevent a risk in the future.

Key words: Mercury contamination; fishes; food consumption; intestinal parasitism; anemia; malnutrition; Bolivia Amazonian; Beni river; Amerindians; public health.

1 INTRODUCCIÓN:

La contaminación por el mercurio se origina durante largas décadas, por la disponibilidad en el medio ambiente, siendo originada por procesos naturales y antropogénicos, generando un interés de la sociedad sobre los efectos del mercurio en la salud. El primer caso de envenenamiento por metilmercurio se determinó tempranamente durante los años 1860 en un laboratorio de química en Londres (Clarkson et al., 2003). El mercurio fue, la primera sustancia en recibir reconocimiento mundial como contaminante ambiental, después de que grandes cantidades de mercurio inorgánico fueron vertidas en la bahía de Minamata, en Japón, por una fábrica de cloruro de vinilo. La fábrica desechó unas 220 toneladas de mercurio inorgánico solamente entre 1949 y 1953 (Osame and Takizawa, 2001). El mercurio fue siguientemente transformado en metilmercurio orgánico, el cual se acumuló en peces y mariscos, y éstos a su vez fueron consumidos por los pescadores locales y sus familias. Durante los primeros años de la década de los 50 los pobladores locales se enfermaron y otros murieron, así como también afectando animales de crianza y domestica. Otro caso de intoxicación a gran escala ocurrió en Irak en 1971-1972 cuando 6530 personas fueron hospitalizadas de las cuales murieron 459 en solo dos meses, al consumir alimentos elaborados con granos de cereales tratados con fungicidas que contenían metilmercurio (Elhassani, 1982).

Después de los trágicos sucesos de Minamata e Irak, también se encontraron elevados niveles de mercurio en peces y otros animales silvestres como aves, focas anilladas y belugas en Suecia y Canadá, Estos otros acontecimientos condujeron a restringir el uso del mercurio para ciertas aplicaciones industriales, con el fin de limitar su liberación directa al medio ambiente(Lagos et al., 2002). A través de estos eventos se dio inicio a realizar diversos estudios sobre el comportamiento del mercurio en sus formas inorgánicas y orgánicas en el medio ambiente y la importancia para entender el ciclo biogeoquímico del mercurio y evaluar los efectos tóxicos para la salud humana y la biota.

1.1 EL MERCURIO (Hg)

1.1.1 Este metal presenta diferentes especies químicas:

Mercurio elemental (Hg^0), mercurio inorgánico, es decir, en forma de Hg^+ o Hg^{2+} y mercurio orgánico, dentro de las cuales aparecen el metilmercurio ($\text{H}_3\text{C-Hg}^+$) y el dimetilmercurio ($(\text{H}_3\text{C})_2\text{Hg}$) como especies de mayor relevancia ambiental (Olivera, 2002).

1.1.2 Propiedades físico química del mercurio.

El mercurio en su estado elemental, es un metal líquido a temperatura ambiente ($20\text{ }^\circ\text{C}$) con una presión de vapor de 0.00212 mm de Hg, lo cual lo hace volátil y fácilmente distribuido en la atmósfera. El metal es altamente denso (13.456 g/ml) y es poco soluble en agua, trayendo como consecuencia su acumulación en los sedimentos de los cuerpos de agua (Cano, 2001). Las solubilidades de los compuestos de metilmercurio (CH_3Hg^+) en agua varían en gran proporción y dependen de la naturaleza del anión. Si el anión es nitrato o sulfato, la tendencia del compuesto es a ser iónico, es decir se comporta como una sal, presentando una alta solubilidad en agua.

Entre las propiedades químicas más importantes que caracterizan las especies de Hg^{2+} y las alquilméricas (RHg^+) se encuentra su alta afinidad por los grupos sulfhídricos de las proteínas para dar complejos muy estables. El enlace C-Hg es químicamente estable. No se rompe en agua, ni por acción de ácidos o bases libres. Esta estabilidad no se debe a una gran potencia del enlace (solo de 15-20 cal/mol) sino a la bajísima afinidad del mercurio por el oxígeno.

1.1.3 Aplicaciones del mercurio.

El mercurio es empleado en la producción de soda cáustica y cloro, en la elaboración de lámparas, baterías de mercurio, termostatos, termómetros y en la extracción artesanal del oro, en particular en países subdesarrollados.

1.1.4 Fuentes de contaminación con mercurio.

El mercurio en los ecosistemas puede ser generado tanto de forma natural como por actividad humana. El principal aporte natural de mercurio lo constituye la desgasificación de la corteza terrestre, las erupciones volcánicas y la evaporación de los cuerpos de agua (Lawrence et al., 1999). De este modo, el mercurio inicia su ciclo geoquímica pasando a la corteza terrestre y de esta al aire, al agua y suelos, para pasar posteriormente a las plantas y a los animales y, por último, al hombre. A continuación el mercurio y sus compuestos reinician el ciclo en sentido inverso, en formas: sólidas, disueltas, absorbidas, gaseosa. Este último se explica porque este metal posee algunas propiedades únicas que le permiten tener una gran y fácil movilidad en diferentes medios físicos y químicos.

La presencia de mercurio en la naturaleza presenta dos características especiales, debido a las propiedades atípicas de este metal (Olivera, 2002):

- a) Su gran capacidad de absorción por las arcillas y otros sedimentos hace que se deposite rápidamente en el terreno o en las aguas de ríos y de océanos.
- b) Su relativamente alta tensión de vapor en estado metálico o elemental, hace que la evaporación desde los depósitos minerales y durante los procesos industriales sea elevada, por lo que se puede considerar que la contaminación más importante por causa del mercurio es la emisión a la atmósfera.

Las fuentes naturales de mercurio tal como: evaporación de minerales y aguas, erosión de la corteza terrestre y la actividad volcánica, aportan al ciclo global del mercurio unas 50.000 toneladas de metal por año (Hanisch, 1998). El aporte antropogénico, proviene de diversas actividades industriales. Por ejemplo, la explotación misma del mercurio, la combustión de desechos sólidos, el consumo de combustibles fósiles y algunos procesos de fundición de otros metales con los que aparece en la naturaleza (Fitzgerald and Clarkson, 1991; Hanisch, 1998).

En algunos países, particularmente de América, la principal fuente de incorporación de mercurio en los ecosistemas lo constituye la minería del oro, en donde el mercurio es empleado en la extracción del metal precioso el oro. Solo en Brasil, aproximadamente cada

año 45 toneladas de mercurio son descargadas a los cuerpos de agua y 55 liberadas a la atmósfera.

1.1.5 Ciclo del mercurio.

Se define como ciclo del mercurio al flujo continuo de mercurio entre atmósfera, tierra y agua (figura 1.1). Este ciclo está basado en el compartimiento del Hg en los diferentes medios, en las reacciones químicas implicadas, así como en parámetros de transporte y su destino final (Amouroux et al., 1999).

El mercurio en la atmósfera: Su emisión puede tener como origen de procesos naturales o bien antropogénicos. En los primeros, se encuentra la volatilización del mercurio desde medios acuáticos y marinos, la volatilización a partir de la vegetación, de gases de materiales geológicos y las emisiones volcánicas (Figura 1.2). Es importante remarcar que las emisiones naturales de mercurio tienen lugar principalmente en forma de mercurio elemental (Hg^0). En cuanto a las emisiones antropogénicas, están dominadas por procesos industriales y fuentes de combustión de contenido variable de mercurio, puede darse en forma gaseosa (Hg^0) o en forma oxidada por la elevada presión de vapor del mercurio elemental (Figura 1.3).

Una vez liberada el mercurio a la atmósfera, tiene un tiempo de residencia que varía bastante en función de la forma en la que se encuentre. Así el Hg^0 tienen un tiempo de residencia medio de alrededor de un año, mientras que el mercurio oxidado Hg^{2+} tiene tiempos de residencia que oscila entre horas y meses, ya que puede ser depositada con relativa facilidad tanto por vía húmeda como por vía seca (Martinez, 2004). En contraste con el mercurio inorgánico, el mercurio elemental no es susceptible a ningún mecanismo de deposición seca, porque presenta muy baja solubilidad en agua. Sin embargo el mercurio elemental puede ser depositado a través de una serie de mecanismos que implican su conversión a mercurio inorgánico en las propias gotas de agua de las nubes. Aunque el Hg^{2+} producido por el ozono pueda ser devuelto a la forma de Hg^0 a partir de la reacción con sulfito. Este tipo de mecanismo abre una vía a la posible deposición del mercurio elemental presente en la atmósfera.

Una vez depositado el mercurio en el suelo, las especies de Hg^{2+} están sujetas a una amplia serie de reacciones químicas y biológicas. Las condiciones del suelo (pH, temperatura, contenido en ácido húmico, etc.) son normalmente favorables para la formación de compuestos inorgánicos de Hg^{2+} como HgCl_2 , $\text{Hg}(\text{OH})_2$ y complejos con aniones orgánicos. Aunque algunos compuestos inorgánicos de Hg^{2+} son bastante solubles (y en consecuencia, móviles), suelen formar complejos con la materia orgánica y arcillas de los suelos. Este compartimiento limita en gran medida la movilidad del mercurio en los suelos, haciendo que estos actúen como grandes reservas de mercurio antropogénico.

Existe una serie de vías a partir de las cuales el mercurio puede entrar en el dominio de aguas terrestres. El Hg^{2+} y metilmercurio pueden ser depositados directamente desde la atmósfera por vía húmeda o seca sobre cuerpos terrestres; el Hg^{2+} y el metilmercurio también pueden ser incorporados a las aguas terrestres por acción de la lluvia (Hg complejo a suelos/humus en suspensión o a DOC “carbono orgánico disuelto”), por otro lado este lavado y arrastre de mercurio desde el suelo a las aguas terrestres puede realizarse a partir de corrientes de agua subterránea. El vapor elemental (Hg^0) también puede ser producida en aguas terrestres a partir de la reducción de Hg^{2+} por los ácidos húmicos en suelos o sedimentos. Igualmente, la demetilación del metilmercurio puede llevarse a cabo en presencia de luz solar. Una parte (pequeña) de este Hg^0 permanecerá disuelto mientras que la mayoría pasara a la atmósfera por volatilización.

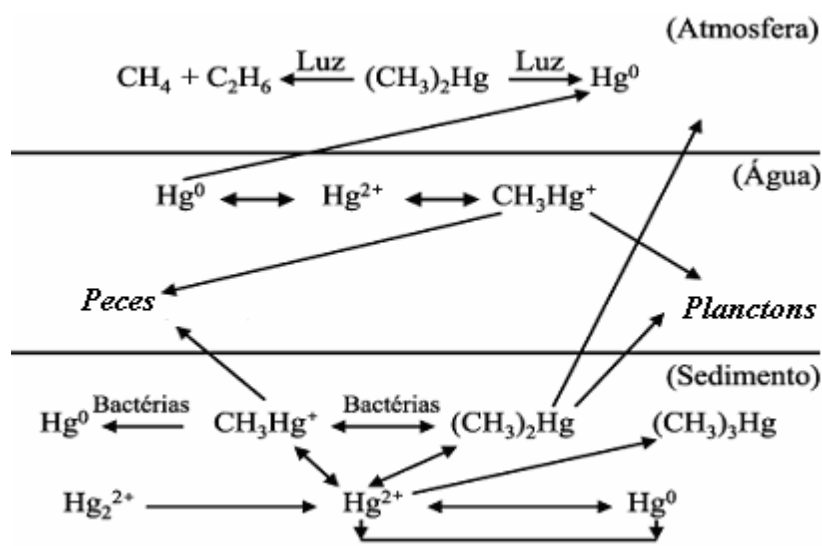


Fig 1.1 Ciclo del mercurio y del MetilHg en ambientes naturales.

CICLO DEL MERCURIO

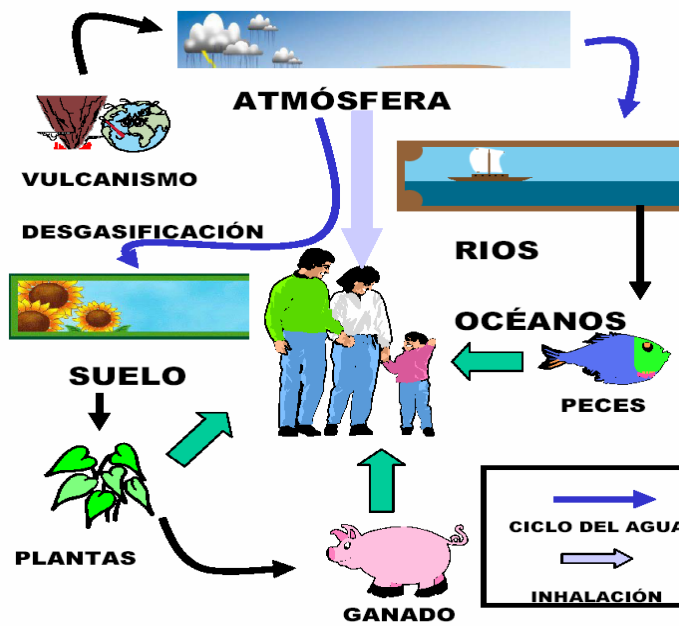


Fig. 1. 2- Ciclo natural del mercurio

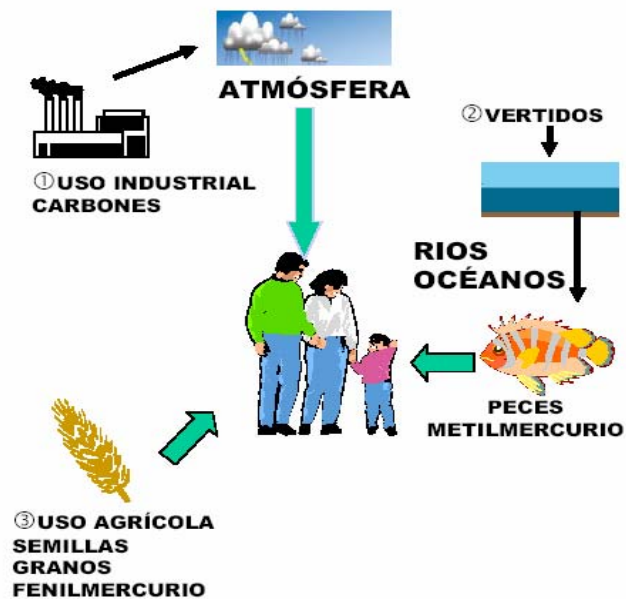


Fig 1.3- Ciclo antropogénico del mercurio.

1.1.6 El metilmercurio en el medio ambiente.

El metilmercurio es una de las especies de mercurio más tóxicas para un gran número de seres vivos en el conjunto de la cadena trófica. El metilmercurio que se encuentra en el medio ambiente proviene de la conversión biótica o abiótica del mercurio inorgánico. La metilación del mercurio inorgánico, se da por dos vías, la vía de metilación biótica parece ser más común en la mayoría de los ambientes en los que la metilación tiene lugar.

La metilación biótica se encuentra íntimamente relacionada con la actividad de las bacterias sulfuro-reductoras que se encuentran en sedimentos de ríos, lagos y estuarios. (Roulet et al., 2000). Más detalles sobre el destino del mercurio y su toxicidad figuran en anexo 1, página 85.

1.2 MERCURIO EN AMÉRICA LATINA

El mercurio y su mineral principal, el cinabrio, fueron conocidos y utilizados desde tiempos remotos. Por el desarrollo de sus primeras culturas, pueblos de China, Egipto y Asiría ya conocían la existencia, al menos del cinabrio y de su aplicación como pintura en forma de bermellón (polvo de cinabrio). Existen referencias que aseguran que en China, hacia el año 1.200 a.C., en las minas de Kwichan se extraía mercurio. Los fenicios, 700 años antes de la era cristiana, lo utilizaban para extraer y purificar el oro.

El devenir histórico de este metal está muy ligado a la comarca de Almadén (España), porque en esta región aparecieron los yacimientos de cinabrio más importantes, conocidos hasta la fecha. Se estima que Almadén ha producido aproximadamente la tercera parte del mercurio consumido por la humanidad, habiéndose extraído de sus minas unos 7.500.000 frascos (un frasco de mercurio contiene 34,5 kg. de metal).

La cantidad producida por Almadén es dos veces y media superior a la producción de la segunda mina del mundo (Idria) y casi cuatro veces superior a la tercera (Monte Amiata). Actualmente todas estas minas están agotadas excepto la de Almadén. Durante los siglos XVI y XVII, el mercurio y como consecuencia Almadén, adquieren una importancia

creciente al ser aquel un elemento imprescindible para la amalgamación de los ricos minerales de oro y plata descubiertos en América. Como consecuencia del aumento de la demanda de azogue, Almadén paso de ser un pequeño establecimiento estacional a convertirse en un gran centro. El envío de mercurio desde de las minas de Almacén-España por más de 250 años, resulta el empleo de más de 60 000 toneladas de mercurio en México. En 1570 se descubre las minas de mercurio en Huancavelica Perú. Fueron extraídas 25 000 toneladas de mercurio entre el periodo de 1571 y 1660, utilizadas para la amalgamación de la plata (Hylander and Meili, 2003).

Durante siglos los colonizadores españoles han empleado en las Américas (México, Perú y Bolivia) el mercurio para la recuperación de los metales oro y plata. Se estima, que fueron lanzados en el medio ambiente, por los colonizadores españoles en la América, aproximadamente 200 mil toneladas de Hg, desde la mitad del siglo XVI (1550) hasta la mitad del siglo XIX (1880) (Osame and Takizawa, 2001). Posteriormente el mercurio fue empleado mayormente en la producción de oro, durante el coloniaje de América, especialmente en Nueva Granada (Virreinato de España que incluye Colombia, Panamá, Ecuador y Venezuela).

Un incremento de oro durante los años 1980 en América incentiva un nuevo auge de las minas de oro utilizando el Hg. para la amalgamación. Se ha estimado que 2000 toneladas de mercurio fueron dispersado solo en la Amazonia durante la última quimera de oro (Nriagu et al., 1992). Durante la década de 1980, Brasil se clasificó como el primer país productor de oro de Sudamérica, con una producción anual de aproximadamente 100 a 200 toneladas, en los últimos 20 años (entre 70% y 90% del oro vinieron de la prospección artesanal o garimpo). En seguimiento a Brasil estuvieron los países Colombia, Venezuela, Perú y Bolivia. Aproximadamente de 2 a 3 mil toneladas de Hg fueron lanzados en el medio ambiente de la Amazonia Brasileña en los últimos 20 años.

Algunos autores apoyan la teoría de que la alta concentración de mercurio ocurre naturalmente en los suelos Amazónicos, siendo responsable la contaminación de peces y de los humanos (Roulet and Lucotte, 2000). Este punto es apoyado por un balance de masa en

la cuenca del río Negro. Otros autores estiman que el transporte atmosférico del mercurio puede ser responsable por la contaminación de la región Amazónica (Mangal, 2001). Las minas de oro artesanal (garimpo) se encuentra en muchos países de América Latina. En la Tabla 1.1, se muestra una lista de las minas de oro artesanales, su producción de oro y el número de mineros involucrados en la actividad (Wasserman et al., 2003).

Tabla 1.1 Estimación en la producción de oro y el número de mineros en las ciudades Amazónicas entre 1980 y 1990

Ciudad	Producción de oro por toneladas		Números de mineros	
	1980	1990	1980	1990
Brasil	30.0	50.0	200 000	400 000
Colombia	20.0	30.0	100 000	200 000
Perú	20.0	30.0	100 000	200 000
Ecuador	10.0	20.0	50 000	800 00
Venezuela	10.0	15.0	30 000	40 000
Surinamés	5.0	10.0	15 000	30 000
Bolivia	5.0	7.0	10 000	20 000
México	4.0	5.0	10 000	15 000
Chile	3.0	5.0	6 000	10 000
Guyana francesa	2.0	4.0	5 000	10 000
Guyana	3.0	4.0	6 000	10 000
Nicaragua	1.0	2.0	3 000	6 000
Republica Dominicana	0.5	1.0	2 000	3 000
Otros	2.0	5.0	6 000	15 000

Se muestra en la tabla 1.2 una estimación de mercurio incorporado en el medio ambiente por las minas de plata y de oro artesanal en áreas de la Amazona (garimpos). Este mercurio está relacionado en el medio ambiente por la liberación en la forma líquida (mercurio metálico). Llegando ha observar su presencia después de más de 100 años de acumulación. Se estima, que en el período de la colonización Latinoamericana fueron lanzados aproximadamente 600 toneladas de Hg por año durante más de 300 años.

Tabla 1.2. Estimación de cantidad de mercurio incorporado al medio ambiente debido a la explotación de oro y plata

Latinoamérica	Periodo	Ingreso total (toneladas)	Ingreso anual (toneladas anuales)
América colonial española	1554-1880	196000	600
América del Norte	1840-1900	60000	1000
Brasil colonial	1800-1880	400	5
Amazonia Brasil	1979-1994	2300	150
Venezuela	1988-1997	360	40
Colombia	1987-1997	240	30
Bolivia (Dep. de Pando)	1979-1997	300	20

Hay aproximadamente de 200.000 a 400.000 mineros en la Amazonia Brasileña. Se estima de 100.000 a 200.000 mineros en cada uno de los siguientes países, Colombia y Ecuador. En toda Latinoamérica hay aproximadamente de 543.000 a 1.039.000 mineros. En Brasil, durante la cumbre de la minería de oro, había más o menos 1.600.000 mineros. Es importante que se note, que en mineras de oro recientes, en la región sur, se emplea procesos mecánicos. En esto, las perdidas de Hg. para el medio ambiente son proporcionalmente mayores si comparados a los procesos más rudimentales, con amalgamación.

La contaminación del ecosistema de la Amazonia presenta un interés internacional, originándose en el desarrollo de centenares de minas de oro. Numerosos estudios en la Amazonia han reportado exposición al mercurio en niveles dañinos en la gente que vive a lo largo de los ríos (Maurice Bourgoïn et al., 2001). Esta exposición se debe al directo consumo de pescados contaminados con mercurio en forma de metilmercurio, siendo el pescado el principal origen de proteínas para la población localizada en los ríos.

La elevada carga de mercurio en los suelos de la Amazonia puede ser atribuida a la larga acumulación en el tiempo de una neta deposición de Hg natural en suelos de edad antigua.

Otra razón es la fuerte asociación con óxidos de Fe y Al que marca la absorción geoquímica del Hg en forma muy eficiente en los suelos ecuatoriales (Roulet and Lucotte, 2000). La gran carga de Hg en los suelos de la Amazonia puede influenciar el flujo del mercurio al drenar directamente en el agua en dos formas diferentes, 1) naturales y 2) procesos geoquímicas antropogénicos, podzolización¹ y erosión.

También el drenaje y el incremento de la acción de la lluvia en terrenos deforestados que promueven la erosión y transporte de materiales de los suelos. El impacto en suelos de la pérdida de protección forestal puede ser particularmente severa en un declive del terreno: las erosiones son observadas en muchos sitios, con una pérdida de 30 a 50 cm de suelos.

Esta pérdida del horizonte orgánico (rango de espesor de 1 a 11 cm) puede movilizar 200-4600 $\mu\text{gHg}/\text{m}^2$. La erosión selectiva de 30 a 50% de una fina partícula de arcilla, puede afectar un promedio de 500 $\mu\text{gHg}/\text{m}^2$ de suelos erosionados (Roulet and Lucotte, 2000). Estos suelos que sufren un disturbio pueden exportar considerable cantidad de materias particuladas y asociada con Hg en el medio ambiente acuático, siendo responsables para un incremento de la carga de mercurio en el agua del medio acuático.

Un estudio realizado analizó la proliferación vertical de Hg en sedimentos del río Tapajós del Brasil. Los resultados demostraron que la erosión de suelos era responsable para un sobre enriquecimiento de sedimentos recientes por un fina arcilla de partículas ricas en Hg (Roulet et al., 2000). Se ha estimado que la quema de la biomasa de bosques en la Amazonia, libera 90 ton Hg/ año en la atmósfera y sugiere que podría ser el mayor origen de emisión de mercurio en la Amazonia. Este es disputado por que el calculo de la emisión atmosférica de mercurio en la Amazonia da 17 toneladas Hg/ año (Mangal, 2001). Se ha medido las concentraciones de mercurio en la biomasa forestal en tres sitios de la Guayana Francesa y del Brasil. La proporción del factor de emisión de la combustión de árboles por la quema de las primeras árboles es de 273 g Hg/ km^2 y 370 g Hg/ km^2 por el impacto acumulado de la tala y la quema de bosques para la agricultura (Mangal, 2001). La

¹ Proceso edafógeno por el que, merced a la existencia de una materia orgánica muy ácida (mor) y una elevada precipitación, se produce un arrastre de los coloides sobre todo de los sexquíóxidos de alumina y hierro de los horizontes superiores a los inferiores del suelo.

proporción anual de deforestación en la región de la Amazonia alcanza un rango de 22000 km²/ año a 34000 km²/ año (Roulet et al., 2000). Basados en los datos iniciales de la quema de los primeros árboles y una proporción anual de deforestación, estiman que la quema de bosques libera 6 a 9 toneladas de Hg/ año (Roulet et al., 1999).

Este efecto la contaminación con mercurio en la Cuenca Amazónica se ha visto en las últimas décadas incrementadas por procesos naturales como las erosiones de suelos producidas por la tala y quema de bosque debido a la actividad agraria de los campesinos y empresas industriales que se dedican a la explotación maderera, siendo la zona amazónica una región rica en la diversidad de especies de árboles.

1.3 SITUACIÓN EN BOLIVIA

Desde los tiempos de la colonia Bolivia fue un país minero. Por décadas, el cerro rico de Potosí fue el yacimiento de minerales de plata más importante del mundo. Su descubrimiento en 1545 inició el ciclo de la minería que hoy constituye Bolivia. Para aprovechar la plata de Potosí se introdujo tecnologías de punta para su tiempo y mercurio para la amalgamación de la plata; pero no se tomaron en cuenta los efectos para la población originaria ni los impactos para el medio ambiente. A partir de 1650, la quiebra de la producción de mercurio en Huancavelica (Perú), el estado desastroso de las minas, y el rezago tecnológico por ausencia de capitalización provoca una crisis minera en Bolivia que resulta en una depresión económica general. A mediados del siglo XIX, el descubrimiento de yacimientos de mercurio en California incentiva la modernización de las principales minas bolivianas ya que se re-introduce este elemento en la producción de oro y plata actividades extractivas en el Litoral.

Con el final del siglo pasado concluye también la época de la plata, entrada en crisis por la baja de los precios internacionales. No obstante, también Bolivia fue afectada por la “fiebre del oro” en los años 70 (Lagos et al., 2002). En las últimas décadas se incrementó el uso del mercurio de forma alarmante, debido a la intensa actividad de explotación aurífera, en la cuenca Amazónica de Bolivia. Se permitió emplear el mercurio para la amalgamación del oro, constituyéndose de esta forma en el principal incremento de la contaminación con

mercurio. En Bolivia en las últimas décadas, el aumento de migración y asentamientos en zonas Amazónicas ha provocado un incremento en la actividad de los chaqueos (quema y tala de árboles) y actividades de las pequeñas minas de oro o cooperativas, produciendo así gran emisión de mercurio en la atmósfera y acelerando el ciclo biogeoquímica en el medio ambiente. La pequeña minería aurífera al parecer, se caracteriza por el inadecuado y poco técnica de empleo de mercurio en sus procesos. Del 100% de mercurio utilizado para la recuperación del oro, del 5 al 30% es desechado directamente en las orillas del río, entre el 50% y 60% en la atmósfera durante la quema del amalgama, el resto es recuperado mediante el uso de retortas, estas son empleadas rara vez (Maurice Bourgoïn et al., 2001). También cobran importancia las concentraciones de mercurio encontrados en los tributarios andinos de la cuenca amazónica debido a la erosión y en parte a razones naturales, como las altas pendientes existentes, y las actividades agrícolas desarrolladas bajo técnicas no sostenibles.

Debido a su alto potencial toxico del metilmercurio, se ha realizado el primer estudios en la Amazonia de Bolivia, en el marco del programa FONAMA/UMSA/IRD (“Contaminación por mercurio en la cuenca del río Beni”) e HIBAN (“Hidrogeoquímica de la cuenca amazónica”)(Maurice Bourgoïn et al., 2001). La cuenca Amazónica de Bolivia cubre una superficie de 724000 km², presentando 66% de la superficie total del país. Este gran ecosistema abarca los departamentos de Pando, Beni y Santa Cruz. La cuenca del río Beni forma parte de la Amazonía boliviana: Esta constituida por los ríos Madre de Dios, Orthon, Alto Beni, Kaka , Quiquibey, Tuichi, Madidi y otros más arriba. El río Kaka, uno de los ríos más explotados actualmente por su oro aluvial, recibe como afluentes los ríos Tipuani, Challana, Zongo, Coroico y Mapiri, los que nacen en las faldas de la cordillera Real. Uno de los 4 más importantes afluentes del río Amazónico, es el río Madeira que presenta varios tributarios; dentro de estos figura el río Beni.

El río Beni, es un río de origen andino: 41% de su superficie está localizada en la cordillera oriental de los Andes de Bolivia y Perú. El río Beni drena principalmente de los ríos andinos y de la llanura. El área de drenaje del escudo brasileño, aguas de Cachuela Esperanza, representa solamente 0,3% de la superficie de la cuenca. (Figura 1.5) En el río Beni en el pie de monte, al nivel de Rurrenabaque, se origina el flujo total mínimo de sedimento

Los tres meses de aguas altas en la parte andina, van de Enero a Marzo, son responsables de más de la mitad de las exportaciones anuales de los sedimentos en la llanura y puede llegar a sobre pasar el 80% en el pie de monte andino. En lo que concierne los contaminantes en general y particularmente el mercurio, las concentraciones en mercurio en las aguas superficiales de la cuenca del río Madeira varían de acuerdo a las épocas. En época seca se observa que los valores máximo de concentración y de flujo de mercurio no fueron registrados en los tributarios andinos explotados por su oro aluvial (2,25-6,99 ng/L, y 1,07-8,67 mg/día. km²) pero si 200 km. aguas abajo, al piedemonte andino (7,22-8,22 ng/L, y 9,47-9,52 mg/día. km²) (Maurice Bourgoïn and Quiroga, 2002). Durante la época de lluvia, de noviembre a marzo, las partículas contaminadas son transportadas hasta las llanuras Amazónicas donde se van a depositar. Se ha observado una zona de subsidencia al nivel de Rurrenabaque, que favorece este proceso de sedimentación. Además la alta capacidad de absorción del mercurio sobre las partículas finas, y la alta estabilidad de sus enlaces con el carbono explican por qué en el hidrosistema, la mayor parte del mercurio es transportado en los sólidos suspendidos finos y en las arcillas más específicamente (Maurice Bourgoïn et al., 2001). Esto sucede especialmente en época de lluvia, cuando la erosión de los suelos es significativa.

El contenido en mercurio de las partículas arrastradas de los Andes durante la época de lluvias es inferior en épocas secas, pero los valores muy elevados de mercurio obtenidos en crecidas se explican por la enorme carga de sedimentos transportados por los ríos. Las operaciones mineras de oro están involucradas en forma indirecta con la contaminación con Hg en comunidades lejanas de estos centros mineros. El Hg de las minas adiciona significativamente el aumento natural del Hg presentes en los suelos y ríos de las selvas tropicales. Un estudio realizado por LIDEMA (Liga de Defensa del Medio Ambiente) en 1992 acerca de las condiciones de trabajo de minas auríferas que se encuentran a lo largo de río Madeira concluyó que entre 100 y 500 toneladas de mercurio se habían emitido hacia el río Madeira desde fines de los años 70 y que la mayor parte de éste se había adsorbido en las partículas y transportado a toda la cuenca Amazónica (Robinson, 2000)

En Bolivia en los años 90 se ha observado que más de 60.000 trabajadores se dedican a la

actividad minera de oro. Muchas de estas actividades mineras se da a lo largo de la cuenca del río Beni tomando lugar en el río Tipuani, Mapiriu y K'aka (Maurice Bourgoïn et al., 2001). Aproximadamente 200 cooperativas extraen entre 5 y 10 kg de oro por mes durante los recientes años, 100 kg por mes durante los mejores años (1993-1994). Por tanto se asume que 250-500 kg de mercurio es usado cada año y que el 5 al 30% es desechado directamente en las orillas de río (Maurice Bourgoïn et al., 2001). Esto podría explicar la contaminación por bioacumulación en un tiempo prolongado con MeHg en los tejidos de los peces del río Beni, además los peces se constituye como principal alimento de las comunidades que se encuentran a orillas del río Beni.

El primer estudio realizada entre 1995 y 2000 sobre el grado de contaminación por el mercurio en la cuenca del río Beni, particularmente desde las cabeceras andinas hasta Rurrenabaque, se enfocaron los análisis en sedimentos, aguas, peces y cabellos de los indígenas, tanto en épocas de aguas bajas y aguas altas. Los mas importantes resultados se pueden resumir en la forma siguiente (Maurice Bourgoïn et al., 2001):

- La distribución del mercurio en aguas superficiales arribas de las zonas mineras no es muy fuerte (5 ng/l; es del nivel promedio mundial). Pero en aguas debajo de las minas auríferas, es extremadamente fuerte hasta más de 500 veces superiores al promedio mundial.
- En el Río Beni en Rurrenabaque la concentración de mercurio total varía de 8.1 ng/L en época seca, pero en época de aguas altas hasta más de 1000 ng/L.
- En las aguas de los ríos andinos explotados por oro aluvional, el rango de concentración en mercurio es de 2.2-144.7 ng/L. Los valores máximos de concentración en las aguas no fueron encontrados necesariamente en los ríos explotados por el oro, pero sí de los que derivan de esos ríos andinos, a 200 km más abajo en la zona de Rurrenabaque.
- De igual forma la distribución del mercurio en los sedimentos de los ríos subandinos explotados por su oro aluvial, que presentan concentraciones de mercurio en el año 2000 en: Tipuani que fue de 0.030 µg/g, Mapiri 0.030 µg/g, excepto el río K'aka que fue de 0.168 µg/g y como el río Beni más abajo de Rurrenabaque, encontrándose una

concentración de mercurio de 0.134 $\mu\text{g/g}$.

- La distribución de mercurio, en 92 muestras de peces pertenecientes a 24 especies, colectados en el río Beni y algunas de sus lagunas, hasta 40 km aguas abajo de Rurrenabaque, presentaron las siguientes concentraciones de mercurio promedio: 1) especies piscívoras entre 0.21 $\mu\text{g/g}$ y 1.48 $\mu\text{g/g}$; 2) en especies carnívoras el rango de concentración de mercurio era de 0.01 $\mu\text{g/g}$ y 2.30 $\mu\text{g/g}$; 3) en especies piscívoro-omnívoras el rango de concentración de mercurio fue de 0.11 $\mu\text{g/g}$ y 0.78 $\mu\text{g/g}$, y 4) en especies omnívoros el rango de concentración fue de 0.03 $\mu\text{g/g}$ y 0.47 $\mu\text{g/g}$.
- Con relación a las población ribereñas, se analizaron 150 muestras de cabello de pobladores que habitan cerca a los ríos de Yani, Beni y K'aka. poblaciones con mayor riesgo de contaminación como los mineros que manipulan el mercurio, los ribereños de los ríos explotados y aguas abajo, los pobladores que viven de la pesca y su consumo regular de peces del río Beni. En las poblaciones mineras de la zona de Guanay que trabajan en los aluviones de los ríos Tipuani y K'aka la concentración de mercurio total en cabellos era de 0.001 y 1.87 $\mu\text{g/g}$; en la zona de Yani era de 0.94 $\mu\text{g/g}$. En las poblaciones ribereñas (río Beni) el rango de concentración de mercurio era de 1.1 y 13.5 $\mu\text{g/g}$ y los pescadores y consumidores de peces fueron de 1.5 y 9.8 $\mu\text{g/g}$.

Todavía existen muchas incógnitas en el grado y el proceso de contaminación por el mercurio en la cuenca alta de Amazonia. Por este motivo, se ha planificado un estudio más amplio con el objetivo de determinar las condiciones de metilación del mercurio en el río Beni y sus efectos en la salud las comunidades que viven a sus orillas. También con este estudio se pretende analizar otros factores de riesgo por la salud de los pobladores como problemas nutricionales, enfermedades infecciosas, parasitarias y otras enfermedades endémicas frecuentes del área. La hipótesis de trabajo era que en la presente situación, los efectos de la contaminación con el mercurio no generan anomalías clínicamente detectables o estas anomalías están escondidas dentro el bajo nivel general de salud del área.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO PRINCIPAL.

Determinar la exposición al mercurio en mujeres, niños y adolescentes, y su efecto en la salud teniendo en cuenta otros factores patológicos del área como la anemia, estado nutricional, tipos de infecciones y parasitismo.

2.2 OBJETIVOS SECUNDARIOS.

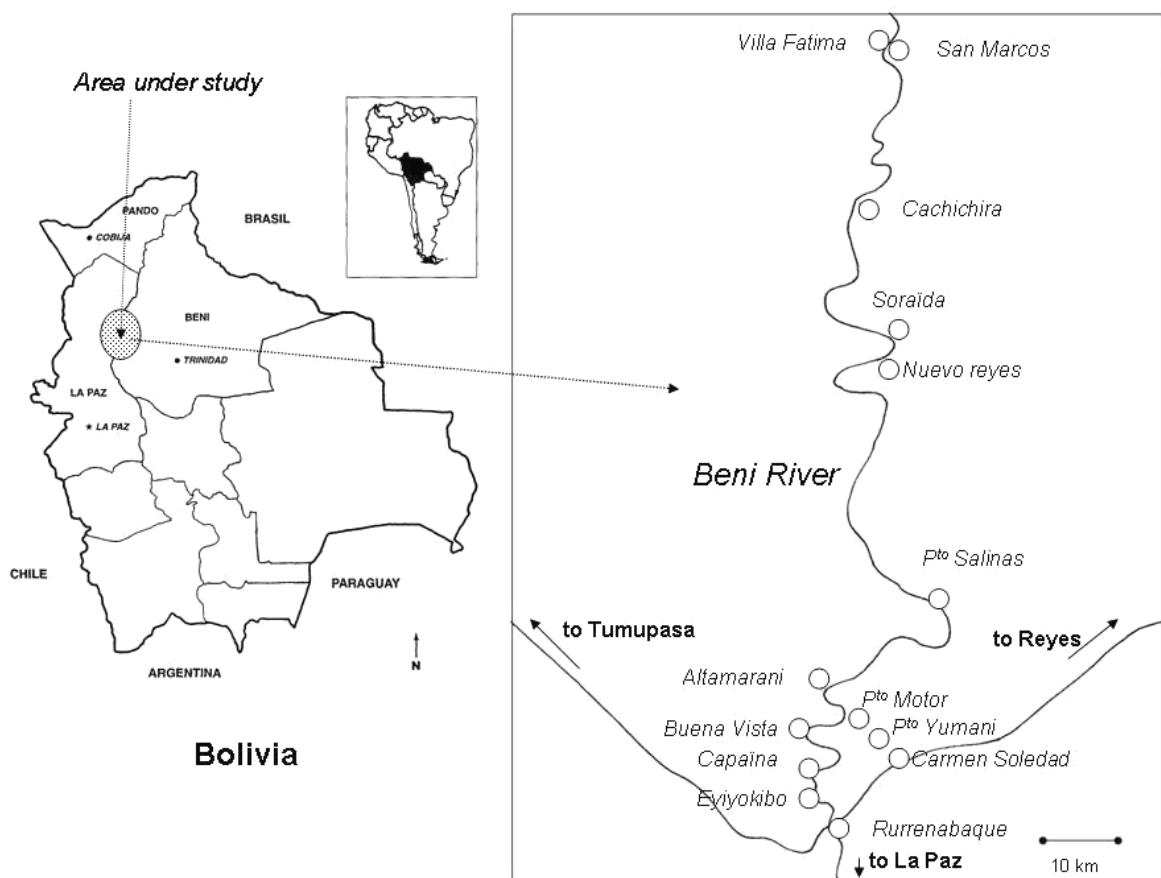
- 1 Determinar la prevalencia de las patologías mas frecuentes en la área como: anemia en las mujeres; desnutrición en los niños y adolescentes; infecciones comunes en los niños y adolescentes y parasitismo intestinal en los niños y adolescentes
- 2 Determinar los factores de riesgo a la contaminación por el mercurio de niños y adolescentes y las madres
- 3 Analizar las relaciones entre el grado de contaminación por mercurio y factores ambientales y patológicos del área.

3 METODOLOGÍA

3.1 POBLACIÓN DE ESTUDIO Y METODOS

Se ha estudiado entre abril y julio de 2004, 15 comunidades ribereñas cuyas características aparecen en la tabla 3.1. Las poblaciones pertenecen a la región Amazónica Occidental del departamento boliviano del Beni y La Paz. Se encuentran a orillas del Río Beni a 110 km río abajo de la población de Rurrenabaque. Se estima que está constituido por 4000 pobladores que pertenecen a diferentes culturas más del 50% por Tacanas y el otro porcentaje mínimo lo constituye los Esse Ejjas. (Figura 3.1)

Figura 3.1 Mapa de comunidades que se encuentran a orillas del río Beni



Fuente: (Benefice et al., 2006)

El tamaño de la muestra fue elegida sobre la base de una prevalencia anticipada de malnutrición crónica del 35% en niños menores de 10 años. Este valor fue obtenido de la prevalencia del 35.6% para el área rural de Bolivia. Un cálculo teórico mostró que por lo menos se necesitaban 375 niños hasta los 10 años de edad, para obtener una precisión del 5% con un intervalo de confianza de 95%. Por lo tanto se examinaron 631 personas (174 madres y 457 niños). No se incluyó hombres adultos porque el enfoque del estudio era en efecto en grupos vulnerables de la población general: mujeres en estado de reproducción y sus niños. En este estudio no se consideró la exposición laboral.

Tabla 3.1. Comunidades ribereñas, y número de madres y niños.

Comunidades	Madres	Niños	Edad(años) (min – maxi)	Etnias
<i>San Marcos</i>	11	30	<5 - 67	Tacanas
<i>Villa Fátima</i>	16	32	<5 - 52	Tacanas
<i>Cachichira</i>	7	24	<5 - 46	Tacanas
<i>Soraida</i>	12	40	<5 - 64	Tacanas
<i>Nuevo Reyes</i>	10	24	<5 - 49	Tacanas
<i>Puerto Salinas</i>	8	13	<5 - 50	Esse Ejjas
<i>Santa Rosita</i>	1	5	<5 - 22	Esse Ejjas y Quechuas
<i>Puerto Portillo</i>	4	4	<5 - 50	Esse Ejjas
<i>Altamarani</i>	14	36	<5 - 61	Tacanas
<i>Buena Vista</i>	35	82	<5 - 70	Tacanas
<i>Carmen Soledad</i>	12	33	<5 - 59	Tacanas
<i>Puerto Motor</i>	13	36	<5 - 59	Tacanas
<i>Puerto Yumani</i>	11	41	<5 - 48	Tacanas
<i>Eyoquibo</i>	12	35	<5 - 68	Esse Ejjas
<i>Capaina</i>	8	22	<5 - 62	Tacanas
Total	174	457	<5 - 70	

3.1.1 Población Tacana y Esse Ejjas

Los Tacanas son uno de los grupos étnicos que, antiguamente, habitaban el piedemonte de Apolobamba, Caupolicán e Iturralde. A partir del año 1538, fueron expuestos a los intentos de conquista de los españoles y a las expediciones religiosas de los misioneros. En el Siglo XVIII, se establecieron las misiones franciscanas en Apolobamba, donde fueron reunidos varios grupos étnicos, como Apolistas, Araonas, Aymaras, Tacanas, Toromonas, Uchupiamonas y Yubamonas, pero mayoritariamente Lecos e Ixsiamas. Las reducciones realizaron un proceso de sedentarización, catequización, fusión con otras etnias y transformación del sistema de producción: Sin embargo, los Tacanas continuaron con sus actividades de extractivismo (Kempff Mercado et al., 2000).

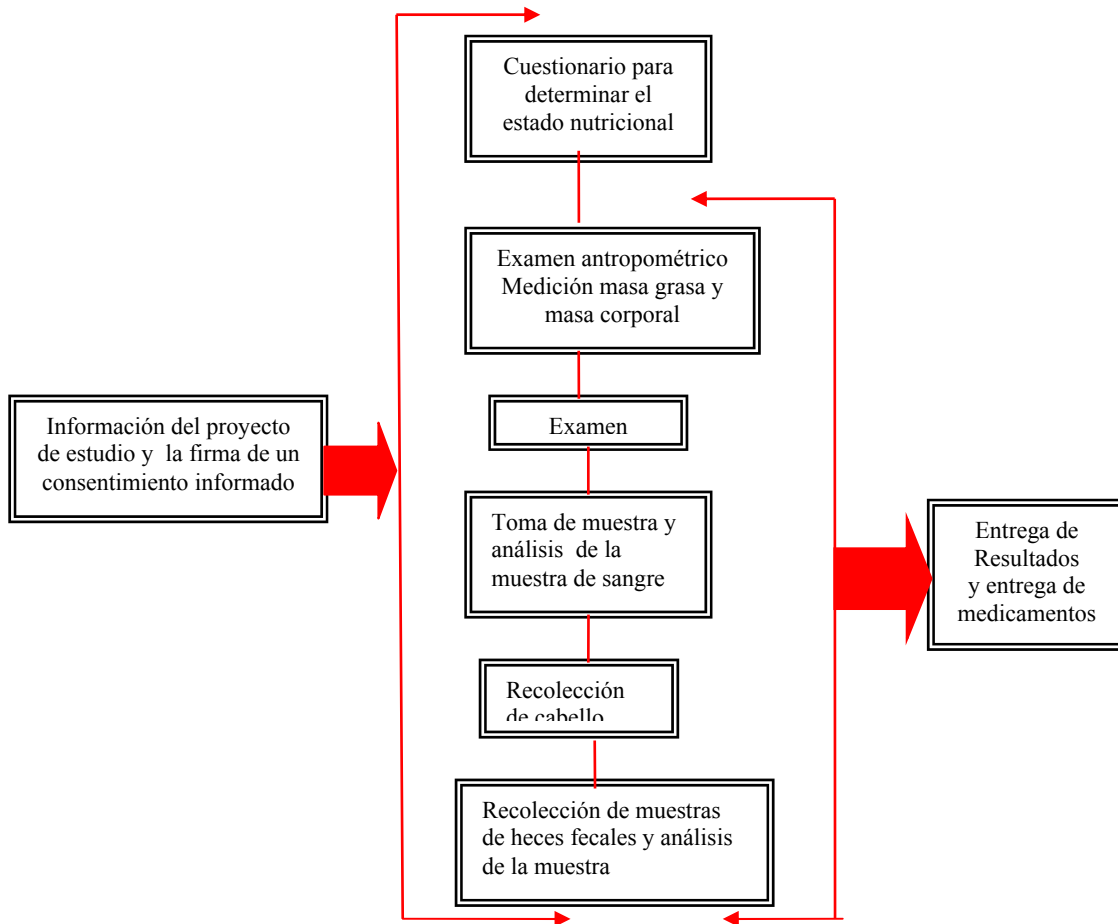
Durante la colonia, los Tacanas pagaron tributo en café, cacao, tabaco, copal, y otros. Esta práctica se mantuvo al inicio de la República. Posteriormente, su historia fue marcada por los auges de la explotación de los recursos naturales, con el ingreso de personas ajenas al grupo a la zona, quienes ingresaban con el objetivo de apropiarse de las tierras y explotar sus recursos, especialmente el del caucho. A raíz de esto, los Tacanas fueron reducidos en su hábitat, desplazados de sus territorios, o trasladados a otras regiones como mano de obra; debido a ello, hoy se encuentran dispersos en un gran área entre Beni y La Paz (López, 2000). Mas información sobre las características de vida y la organización de los pueblos figuran en el anexo 2 (pagina 91)

3.2 CONSIDERACIONES ÉTICAS.

El estudio fue primero aprobado por la comisión de bioética del instituto de SELADIS (Servicio de Laboratorio de Diagnostico e Investigación en Salud, Facultad de Ciencias Farmacéuticas y Bioquímicas, Universidad Mayor de San Andrés) y por el Comité Consultatif de Déontologie et d' Ethique (CCDE) del IRD (Instituto de Investigación para el Desarrollo, Francia). Posteriormente el comité nacional de bioética de Bolivia dio su aprobación. Los objetivos del estudio fueron notificados individualmente a cada persona o los padres en el caso de los niños y ellos firmaron un formulario de consentimiento informado. En el caso de una persona analfabeta un testigo de buena fe firmó el formulario

después de que la persona diera su consentimiento de manera oral.

3.3 DISEÑO METODOLÓGICO



3.3.1 Descripción del estudio

Se empleó una encuesta epidemiológica transversal con el fin de determinar el estado de salud, el estado nutricional y la contaminación con el mercurio de las 15 poblaciones en estudio. Durante el primer año de trabajo de campo se siguieron los diferentes pasos de estudio:

3.3.1.1 Información del proyecto:

Se dio a conocer sobre el proyecto de investigación y formas de recolección de muestras con el propósito de que pueden firmar un formulario de consentimiento informado y de esta forma nos permita realizar los diferentes estudios

3.3.1.2 Recolección de datos:

Las madres fueron interrogadas para obtener información sobre: a) la actividad familiar principal, y sus características, b) su historia reproductiva (número de niños vivos o muertos y abortos), y c) los hábitos alimentarios de las familias. Por lo tanto se empleó un cuestionario dirigidos a las frecuencias y tipos de alimentos principales durante el día anterior, en la semana y mes. Los alimentos fueron clasificados en 3 grupos: grupo 1: pescados, carne y leche; grupo 2: cereales y grupo 3: Tubérculos y plátanos.

3.3.1.3 Examen medico:

Las mujeres y sus niños fueron sometidas a un examen medico simple para verificar si padecían de alguna enfermedad clínicamente detectables.

3.3.1.4 Medidas antropométricas:

Se determinaron el:

a) Peso (P , kg.): obtenidas con una balanza electrónica (Seca^R) con una exactitud de 100 g y con una balanza electrónica para bebés (Seca^R) con una exactitud de 10 g (para niños menores de 2 años).

b) Talla (T , cm.): fue tomada de pie las madres y sus niños con un antropómetro de tipo Harpenden^R. En niños menores de dos años, la talla fue tomada recostada, utilizando un tallimetro de madera con exactitud de 1mm.

El peso y la talla nos permitió elaborar los índices antropométricos de malnutrición según lo establecido por la OMS (WHO, 1995): Talla para la edad (T-E); peso para la edad (P-E) y peso para la talla (P-T). El retraso del crecimiento (que indica un estado de desnutrición crónica) fue definido como $T-E < 2$ z-scores² de las referencias de la

² Z-score: es la expresión del indicador con unidades de desviación estándar de la población de referencia.

OMS/CDC (Center for Diseases Control, Atlanta); la delgadez (que indica un estado de desnutrición aguda) como P-T <2 z-scores y el bajo peso (que indica un estado de desnutrición global) como P-E <2 z-scores. Se computo el índice de masa corporal (IMC, kg/m^2) como $\text{peso}/\text{talla}^2$, el cual fue utilizado como un indicador de delgadez o corpulencia en madres y adolescentes (WHO, 1995). El IMC se clasificó según su estado nutricional en:

1. Malnutrición ($<18.5 \text{ kg}/\text{m}^2$)
 2. Normal ($18.51\text{-}24.99 \text{ kg}/\text{m}^2$)
 3. Sobre peso ($25\text{-}30 \text{ kg}/\text{m}^2$)
 4. Obeso ($>30 \text{ kg}/\text{m}^2$)
- c) *Pliegues cutáneos (mm)*: se ha medido el espesor adipo-cutánea en cuatro sitios: tríceps, bíceps, sub-escapular y supra-iliaco. Todas las medidas se efectuaron del lado izquierdo del cuerpo con un compás tipo Holtain®.
- d) *Composición corporal*: se estimó usando el análisis de impedancia bioeléctrica (BIA), con el analizador Maltron® (BF 900, Maltron Internacional Ltd., Rayleigh, Essex, UK). El analizador mide el flujo eléctrico que pasa a través de la grasa, del tejido magro y del agua del cuerpo. Este analizador uso cuatro electrodos aplicadas al lado derecho del cuerpo: en la mano, la muñeca, el pie y el tobillo. La medición se realizó en sujetos acostados y descalzos. Los valores son calculados a partir de un algoritmo establecido por el fabricante y ajustado por el sexo, la edad y el origen geográfico del sujeto. Se usó el porcentaje de la masa grasa (% MG) como un índice de adiposidad.

3.3.1.5 Examen coproparasitologico.

Se analizaron 382 muestras de heces (77 muestras de madres y 305 muestras de sus niños y adolescentes que comprenden la edad $<5\text{-}15$ años). Se recolectaron las muestras en una bolsa de plástico con previa codificación para la identificación de la persona. Los métodos empleados para el procesamiento de las heces fueron:

a) Método directo en fresco.

• Procedimiento.

Se utilizó láminas de portaobjeto en la cual se coloco una gota de suero fisiológico en un extremo y en el otro extremo solución fisiológica y con ayuda de un aplicador de madera, se

agregó 1 a 2 mg de materia fecal, se emulsionó y se cubrió con una laminilla de cubreobjeto. Con el suero fisiológico nos permitió observar los trofozoítos y quistes de los protozoarios en forma natural, y con lugol, las estructuras internas, núcleos y vacuolas. Las estructuras parasitarias se observó al microscopio con lentes de 10X ó 40X. Una vez finalizada el análisis de las muestras de heces, se depositó en un frasco de boca ancha con tapa rosca y rotulada correctamente con los datos de identificación para proceder a su conservación de cada muestra en una solución de formol al 10%. Posteriormente estas muestras son analizadas por el método de concentración o de Ritchie en el laboratorio de parasitología del SELADIS de la ciudad de La Paz.

b) Método de Ritchie o de sedimentación por centrifugación y flotación (mixto, con fijador)

• **Procedimiento (Fig. 3.2)**

Fue colocado en el tubo de ensayo 1 a 2 g de muestra de heces, se agregó 3 ml de solución fisiológica, posteriormente fueron disueltas las heces, y enrazado a 8 ml con formol al 10% y homogenizado. Se puso en el tubo 5 capas de gasa, se debe filtrar a un tubo de 10 ml (verificar si existen restos alimenticios y restos de parásitos), posteriormente se enrazó a 10 ml con éter y se colocó tapones al tubo y se agitó cuidadosamente para evitar la salida del material. Se debe eliminar las capas formadas de sobrenadante, de ser necesario, con ayuda de un hisopo, Se ha centrifugado el tubo a 1500 r.p.m. por 3 minutos y depositado una gota de lugol en la lámina portaobjeto. Con ayuda de una pipeta Pasteur se tomó una porción del sedimento para mezclarlo con la solución de lugol y finalmente se cubrió con una laminilla cubreobjeto y observar al microscopio.

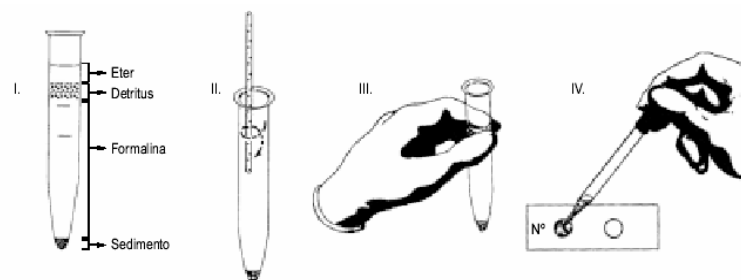


Figura.3.2 Procesamiento de muestras de Heces

3.3.1.6 Examen hematológico

a) Hemoglobina:

La determinación de la concentración de la hemoglobina es el criterio fundamental que hemos adoptado para el diagnóstico de una anemia en la población en estudio. Se empleó el equipo Hemocue Hb 201® para el análisis de las muestras. El método se caracteriza por medir la concentración de hemoglobina en sangre total. El sistema se compone de un analizador con microcubetas específicamente adaptadas que contienen un reactivo bajo una forma seca. Cada microcubeta sirve de soporte de reacción y de medición. La dilución de la muestra no es necesaria. La medición de hemoglobina toma lugar en el analizador, siguiendo el proceso de la reacción hasta su conclusión. El sistema es fabricado y calibrado empleando el método de cianuro-hemoglobina (HiCN), siendo esta referencia internacional para la determinación de la hemoglobina en sangre³. Se usó los puntos de corte establecidos por la OMS para determinar la normalidad de los valores de hemoglobina (WHO, 2001)

b) Hematocrito:

El hematocrito y la concentración de hemoglobina y otros parámetros están relacionados entre sí para la orientación diagnóstica de anemia. Para ello se analizaron de 173 madres, solo 157 muestras. El valor del hematocrito corresponde a la relación entre el volumen ocupado por los hematíes y el correspondiente a la sangre total y depende principalmente de la concentración de la hemoglobina. El hematocrito se ha determinado usando una microcentrifugadora Hettich Mikao 20 ® (Tübingen).

³ Esta reacción se da en la microcubeta con los siguientes reactivos: 40 % de desoxicolato de sodio, 18 % de azida de sodio, 20 % de nitrito de sodio y 22 % de compuestos no reactivos, a través de la desoxicolato de sodio provoca la hemólisis de los eritrocitos y la liberación de la hemoglobina. El nitrito de sodio transforma la hemoglobina en metahemoglobina, el cual reacciona con el hidróxido de sodio, dando metahemoglobina azida. La absorción es medida sobre dos longitudes de onda diferentes (570 nm y 880 nm) a fin de compensar la turbidez de la muestra, se puede analizar las muestras y conservar las microcubetas (15-30°C) a temperatura ambiente.

3.3.1.7 Análisis de trazas de mercurio en de cabello.

El cabello humano se puede considerar una pequeña unidad de excreción de los elementos minerales. Se han detectado en él prácticamente todos los elementos de la *Tabla Periódica* siendo las concentraciones, en general, considerablemente mayores que en sangre y orina.

Los elementos traza se incorporan en la raíz del cabello, durante la fase de crecimiento.

La estructura morfológica del pelo y su composición química melanina indican que los iones metálicos se retienen en la estructura del cabello a través de los grupos de azufre de la cistina o los grupos sulfhidrilo presentes en otros aminoácidos. La queratina juega un importante papel en la captación de iones ya que es un polímero polianiónico que contiene grupos carboxílicos y semiquinonas cargados negativamente, que se unen a los cationes metálicos por atracción electrostática y también por fuerzas de van der Waals. Otros metales no cargados como el mercurio se unen al centro hidrofóbico del polímero de melanina. Además se debe considerar la incorporación exógena de elementos que provienen de una gran variedad de ambientes laborales y domésticos. Su presencia refleja la exposición medioambiental, pero también puede obtenerse una elevación falsa de ciertos elementos o enmascarar una depresión de otros (Ródenas de la Rocha et al., 2003). La toma de muestra, tiene que realizarse evitando la contaminación con materiales e instrumentos.

- **Procedimiento.**

Se recolectaron mechadas de cabello utilizando la zona occipital, por ser la zona menos expuesta al medio ambiente y en la que perdura el cabello, incluso en individuos con alopecia. A lo largo del cabello se produce un gradiente de concentración, debido fundamentalmente a que las zonas distales han sido expuestas al medio ambiente durante un período de tiempo más prolongado que las zonas próximas al cuero cabelludo. Para compensar este efecto, se propone elegir los centímetros más cercanos al cuero cabelludo. Una vez recolectado se colocó en las fichas codificadas y guardar cada muestra en sus respectivos sobres cerrando herméticamente.

- **Digestión de las muestras de cabello.**

De la población total de estudio de 631 solo se analizaron 548 muestras de cabello (163 muestras de cabellos de las madres y 385 muestras de cabello de sus hijos que comprenden la edad <5-15 años).El análisis del contenido en mercurio en cabellos fue realizado por espectrometría de Absorción Atómica (AAS) (PERKIN ELMER 3110 ®) en el Laboratorio de Calidad Ambiental del Instituto de Ecología de la UMSA (Ing. Jaime Chincheros, responsable), bajo la supervisión de la licenciada Lucia Alanoca y el Doctor Marc Roulet investigador del Instituto de Investigaciones para el Desarrollo (IRD)

- **Fundamento de AAS**

La absorción de la luz por medio de átomos brinda una herramienta analítica poderosa para los análisis cuantitativos y cualitativos. La espectrometría de absorción atómica (AAS) se basa en el principio que los átomos libres en estado fundamental pueden absorber la luz a una cierta longitud de onda. La absorción es específica, por lo que cada elemento absorbe a longitudes de onda únicas. AAS es una técnica analítica aplicable al análisis de trazas de elementos metálicos en minerales, muestras biológicas, metalúrgicas, farmacéuticas, aguas, alimentos y de medio ambiente.

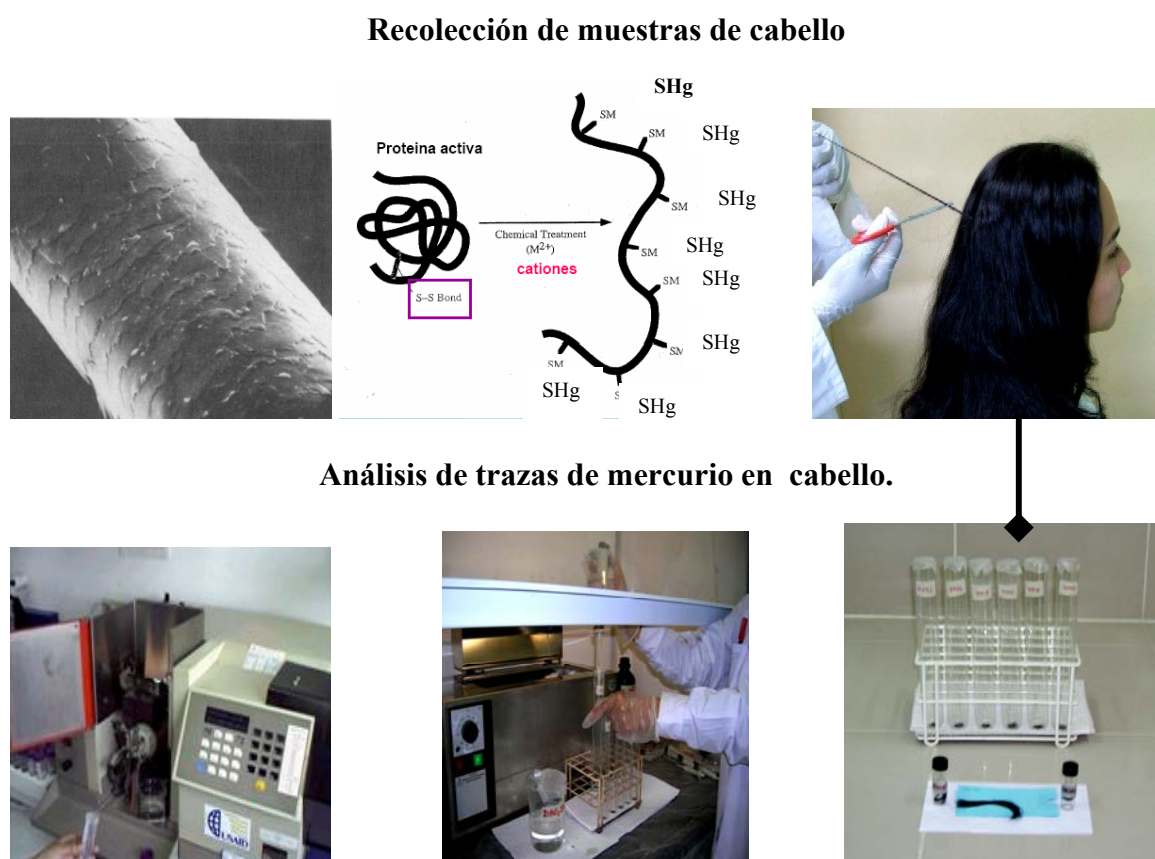
- **Protocolo de mineralización de muestras de cabello:**

Las muestras de cabello primeramente se deben tratar con EDTA 0,01% para sacar el polvo y grasas, y seguidamente lavar con bastante agua Milli-Q (agua tres veces destilada) hasta sacar todos los restos del EDTA. Después se secó los cabellos a una temperatura de 50 °C. Se peso 20 mg de cabellos picados, luego se añadió 5 ml de mezcla ácida (2 vol.- HNO₃: 1 vol.-H₂SO₄) para mineralizar la materia orgánica, posteriormente se colocó 5 ml de permanganato de potasio al 5%, (KMnO₄) para la oxidación de la muestra orgánica. Al finalizar la digestión, se añadió 8 gotas aproximadamente con hidroxilamina al 12% para neutralizar el Manganeso (Mn) reducido, y de esta forma se obtuvo una solución cristalina. Seguidamente se agito con el bortex y se aforo hasta 35 ml con agua Milli-Q, finalmente se utiliza SnCl₂ como reductor y HCl al 3% como vector para realizar la lectura en

espectrometría de absorción atómica vapor frío. (Figura 3.3)

Los análisis de las muestras de cabello fueron realizados por duplicado y triplicado (en caso de resultados muy diferentes). De las 548 muestras se determinó el ICC (intraclass correlation coefficient) que fue de 0.90 (Two-Way Mixed Effect Model, average measure, calculado con el programa SPSS) (IC 95% 0.88 ~ 0.91). Esto significa que el 90% de las diferencias proviene de la diferencia entre sujetos y el 10% de la diferencia entre las mediciones, lo que indica una buena concordancia. En el trabajo se utilizó el promedio de las 2 mediciones.

Figura 3.3 Procesamiento de muestras de cabello para la determinación de la concentración de mercurio



Lectura de la muestra de cabello digerido En **Espectrometría de Absorción Atómica (PERKIN**

3.4 ANALISIS DE LOS DATOS

Se ingresó los datos y se controló su calidad (doble chequeo) con el programa EpiInfo (Epi Info (TM) Database and statistics software for public health professionals. 2004). Los análisis se realizaron usando las diferentes utilidades de los programas SPSS 11.01 (<http://www.spss.com/>) y NCSS 2004 (<http://www.ncss.com/>). La normalidad de todas las variables continuas fue controlada con las pruebas de Martinez-Iglewicz, Kolmogorov-Smirnov o d'Agostino. En caso que fuera necesario se usó transformaciones para lograr la normalidad (caso de los valores de mercurio que fueron log transformadas). Las variables continuas fueron expresadas por su media y estándar desviación.

Primero se realizó un análisis descriptivo de la muestra. Luego se buscó relaciones entre grupos de edad, características maternas y los variables indicadores de salud. También se analizó las relaciones entre estas variables y la contaminación con el mercurio. Estas relaciones de tipo bivariado fueron realizados usando las pruebas tal como el χ^2 (variables de clases), prueba de Student (comparación de 2 medias), análisis de varianza (comparación de varios grupos), cálculo de coeficiente de correlación entre 2 variables cuantitativas. En múltiples comparaciones se usaron las pruebas de Newman-Keuls y de Scheffé.

Finalmente las relaciones entre el mercurio (como variable dependiente) y características familiares o clínicas (como variables independientes) fueron analizadas en base al modelo de regresión logística o de regresiones múltiples. La distribución de los residuales y la existencia de multicolinealidad que fueron controladas.

4 RESULTADOS.

Dentro de los resultados se analizaron tres aspectos:

- a) Estado de salud y nutricional de las madres, niños y adolescentes
- b) Nivel de concentración de mercurio en madres, niños y adolescentes
- c) Relación del nivel de concentración de mercurio con las características generales de las familias y el estado de salud de las madres, niños y adolescentes

4.1 GENERALIDADES SOBRE SALUD Y NUTRICIÓN DE LAS MADRES, NIÑOS Y ADOLESCENTES

En las madres se analizó su situación materna, su estado nutricional (Índice de Masa Corporal, IMC), su situación neurológica y finalmente se aplicó un examen de hemoglobina y hematocrito.

Mediante un cuestionario a las madres se determinó la frecuencia de consumo de peces (por día, por semana y ocasional), también tomando en cuenta los hábitos alimentarios de los peces (herbívoro, omnívoro piscívoro y carnívoro) y la frecuencia de consumo por tipo de especie de pez.

En los niños y adolescentes se analizó la situación clínica al tiempo de la visita, su estado nutricional (talla para la edad “T-E”, peso para la edad “P-E”, peso para la talla “P-T”) y la prevalencia de parasitismo intestinal.

4.2 SITUACIÓN MATERNAL.

Se examinaron 174 madres de las 15 comunidades que viven a orillas del río Beni. Las madres fueron clasificadas de acuerdo a la situación maternal en: 18(10,3%) embarazadas (E), 59(33,9%) lactantes (L) y 97(55,7%) no embarazadas y no lactantes (NENL). El rango de edad de las madres oscilaba entre los 13.5 años y los 70 años (Media = 34.8 años; Desviación Estándar (DE) = 13.3 años). La mayoría de las madres eran personas jóvenes. De todas las madres llegaron a dar a luz a 1073 niños; de estos, el 80% de niños sobrevivieron, el 20% murieron durante la infancia o niñez; el 50% de las madres perdió por lo menos un niño.

Las madres de la población de estudio presentaron una estatura (media = 149.7 cm.) menor a la que se observa a nivel nacional (media = 151.0 cm.) y local Beni/Pando (media = 153.7cm) (MEASURE, 2004). En la tabla 4.1 se resume las características de las madres de acuerdo a su situación maternal.

Tabla 4.1. Características de acuerdo a su situación maternal

Grupo maternal¹	E (n = 18)	L (n = 59)	NENL (n = 97)
<i>Rango de edad (años) mínima-máxima</i>	13.5 ~ 40.6	15.7 ~ 48.5	17~70
<i>Rango de Talla cm. Talla (media ± DE). (cm.)</i>	143.3~159.6 151.4 ± 5.0	137~158.5 148. ± 34.8	139~172 149.4 ± 5.6

¹: E = Embarazada, L = Lactante, NENL = No embarazada y no lactante

²: DE.= desviación estándar

4.2.1 Índice de Masa Corporal (I.M.C.) de las madres.

Se determinó el IMC de 174 madres para verificar el estado nutricional obteniendo un rango

de IMC mínimo de 17,6 kg/m² y máximo de 35,6 kg/m². De acuerdo a los valores de IMC y la situación maternal, no se encontró una diferencia significativa (p = 0.06).

Tabla 4.2. Índice de Masa Corporal de las madres (n=174)

Grupo maternal	E (n = 18)	L (n = 59)	NENL (n = 97)	Total (n = 174)	Anova¹	p
<i>IMC (kg/m²) (mínima - máxima)</i>	22.2~34.8	19.1~30.5	17.6~35.6	17.6~35.6		
<i>Media ± DE. (kg/m²)</i>	25.9± 3.2	23.9± 2.6	23.9 ±3.7	24 ±13.3	F = 2.9	n.s.

¹ One-way análisis de varianza

El cálculo del IMC permite separar a las mujeres en diferentes grupos de acuerdo a su situación nutricional en desnutrición leve, nutrición normal, sobre peso y obeso; pero los datos obtenidos solo se encontraron 4 casos de desnutrición leve. Como existían efectivos calculados inferiores a 5 no se podía aplicar la prueba de chi-cuadrado. Por lo tanto se agruparon los casos de desnutrición leve con los normales y los casos de sobre peso con los obesos, formando dos grupos en grupo 1 y grupo 2, como se observa en la tabla 3. La repartición de los IMC de las madres aparece en la Tabla 4.3. El 61.5% se encuentra dentro del grupo1 (Desnutrición leve y normal) y el 38,5% esta presente en el grupo 2 (sobre peso y obeso). Por lo tanto la relación de repartición de IMC y entre los grupos maternos no es estadísticamente significativa (p = 0,29).

Tabla 4.3. Repartición (%) de las mujeres en grupos nutricionales (n = 174)

Grupo IMC (%)	E	L	NENL	Total	χ² (gdl=2)	p
< 25 (kg./m ²) ¹	44.4	62.7	63.9	61.5		
>25 (kg./m ²) ²	55.6	37.3	36.1	38.5	2.5	n.s.

¹: Grupo1 = Desnutrición leve y normal

²: Grupo 2 = Sobre peso y obeso

4.2.2 Valores hematológicos.

a) Hemoglobina.

Se realizó el análisis de sangre para determinar la concentración de hemoglobina a 171 madres. El rango de concentración de hemoglobina total (tabla 4.4) vario entre un mínimo de 6.4 g/dl y un máximo de 16.3 g/dl (Media = 12.2 g/dl; DE.=1.7). La concentración de hemoglobina entre los grupos de madres “L, NENL” fue mayor que el grupo de madres “E”, (diferencia significativa: $p = 0,0001$). Los valores limites de la clasificación de anemia se estimaron de acuerdo a los niveles normales de hemoglobina establecidas por la OMS en una población de mujeres no embarazadas que es ≤ 12 g/dl y para mujeres embarazadas que es ≤ 11 g/dl (WHO, 2001).

Tabla 4.4 Valores hematológicas de las madres (n=171)

Grupo maternal	E (n=18)	L (n=58)	NENL (n=95)	Total (n=171)	Anova ¹	p
<i>Hemoglobina (g/dl)</i>						
<i>minimo - maximo</i>	6.4 ~ 12.7	9 ~ 15.8	7.7 ~ 16.3	6.4 ~ 16.3		
<i>Media ± DE.</i>						
<i>(Hb g/dl)</i>	10.7 ± 1.8	12.26 ± 1.51	12.46 ± 1.62	12.2 ± 1.7	F = 9.5	0.0001

¹ One-way análisis de varianza

Y según los datos de la tabla 4.5, el 39.8 % de las madres presentaron anemia. Por lo tanto la diferencia de anemia entre los grupos de madre no era significativa ($p = 0.19$).

Tabla 4. 5. Prevalencia (%) de anemias en las madres (n = 171)

Grupo maternal	E (n=18)	L (n=58)	NENL (n=95)	Total (n=171)	χ^2 (gdl=2)	p
<i>Anémica (%)</i>	50	46.6	33.7	39.8		
<i>No anémica (%)</i>	50	53.4	66.3	60.2	3.37	n.s.

b) Hematocrito.

Se examinaron 157 muestras de sangre para obtener los datos de hematocrito en (%). Los valores de hematocrito aparecen en la Tabla 4.6. El mínimo y máximo varían de 23% y 46% (Media = 37.6%; DE. = 3.4). El grupo de madres “L, NENL” presentaron mayor valor de hematocrito que el grupo de “E” (diferencia significativa: $p = 0.0001$).

Tabla 4.6. Valores de hematocrito de acuerdo a la situación de las madres

Grupo maternal	E (n=18)	L (n=57)	NENL (n=82)	Total (n=157)	Anova	p
<i>Hematocrito (%)</i>	23 ~ 40	31 ~ 46	25 ~ 43	23 ~ 46		
<i>Media ± DE. (%)</i>	33.1 ± 4.34	37.6 ± 3.1	37.7 ± 2.8	37.6 ± 3,4	F = 17.2	0.0001.

4.2.3 Frecuencia de consumo de peces (por día, por semana y ocasional) por las madres.

El estudio se basa en una encuesta realizada a 174 madres de las 15 comunidades. Solo 166 respondieron la encuesta sobre la frecuencia de consumo de los peces (por día, por semana y ocasional). La Tabla 4.7 nos muestra que el 19.9% de las madres consumen pescados cada día y el 62% consumen peces por semana. De acuerdo al análisis de los datos no se encontró una diferencia significativa sobre la frecuencia de consumo de peces con relación al grupo de madres ($p = 0.22$).

Tabla 4.7. Frecuencia (%) de consumo de peces de acuerdo a la situación de las madres

Grupo maternal	E (n = 18)	L (n = 55)	NENL (n = 93)	Total (n = 166)	χ^2 (gdl=4)	p
<i>Por día (%)</i>	5.9	27.2	16.5	19.0		
<i>Por semana (%)</i>	58.8	55.9	64.9	61.3		
<i>Ocasional (%)</i>	35.3	64.9	18.6	19.7	5.7	n.s.

4.2.4 Frecuencia de consumo de peces clasificados de acuerdo a su hábito alimentario.

Los peces fueron clasificados en la tabla 4.8 por su hábito alimentario en, herbívoros, omnívoros, piscívoros y carnívoros. Con respecto a su frecuencia de consumo, las especies de peces son:

1 Especies herbívoro – omnívoro.

Estos peces varían de acuerdo a su hábito alimentario; los herbívoros se alimentan de algas, frutas y otros similares. En cambio los omnívoros se alimentan de algas, sedimento o frutas y a veces de peces. Estos dos tipos de especies se clasifico en el grupo 1 y de acuerdo al análisis de los datos el 63.6% de las madres consumen esta clase de peces.

2 Especies piscívoros – carnívoros.

Las especies piscívoros son llamados así por tener una dieta alimentaría constituida de peces y las especies carnívoras denominados así por alimentarse de peces pero también de otro organismos vivos. Los análisis de los datos de este grupo de especies de peces nos muestra que el 36.4% de estos peces son consumido por las madres

Con relación a la frecuencia de consumo de peces de ambos grupos de especies de peces entre los grupos de madres no se encontró una diferencia significativa ($p = 0.44$).

Tabla 4.8. Frecuencia de consumo de peces (clasificado por su hábito alimentario) de acuerdo a la situación de las madres

Habito alimentario (%)	E (n=18)	L (n=49)	NENL (n=87)	Total (n=154)	χ^2 (gdl=2)	p
<i>Grupo 1</i> ⁽¹⁾	50	65.3	65.5	63.6		
<i>Grupo 2</i> ⁽²⁾	50	34.7	34.5	36.4	1.64	n.s.

¹: Grupo 1 = Herbívoro y omnívoro

²: Grupo 2 = Piscívoro y carnívoro

4.2.5 Frecuencia de consumo de tipo de especies de peces por las madres

De 154 madres que contestaron un cuestionario se llegó a estimar 18 variedades de especies de peces (Tabla 4.9). Los tipos de especies de peces con mayor frecuencia de consumo por mujeres embarazadas, lactantes y no embarazadas son: el sábalo (*Prochilodus nigricans*) con el 43.5 %, el pacú (*Colossoma macropomun*) con el 9.1%, el pintado (*Pseudoplatystoma fasciatum*) con el 9.1% y la palometa (*Astronotus ocellatus o Pygocentrus nattereni*), con el 6.4%. Por lo tanto, no presentaron una diferencia significativa con relación a la frecuencia de consumo de las diferentes especies de peces por las madres ($p = 0.7$).

Tabla 4.9. Frecuencia de consume de tipo de especie de peces clasificados de acuerdo a su habito alimentario

Nombre científico	Nombre común	H-A ¹	E	L	NENL	Total
<i>Prochilodus nigricans</i>	Sábalo	H-S	5.2	13	25.3	43.5
<i>Schizodon fasciatum</i>	Ruta	H		2.6	1.3	3.9
<i>Colossoma brachypomum</i>	Pacú	H	0.6	1.3	7.1	9.1
<i>Mylossoma duriventre</i>	Jatara	H	-	1.3	1.3	2.6
<i>Serubim lima</i>	Tahuaya	O	-	0.6	0.6	1.2
<i>Pimelodus maculatus blochii</i>	Griso	O	-	1.3	-	1.3
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Yayu	O	-	0.6	-	0.7
<i>Brycom s.p.</i>	Mamuri	O	-	-	0.6	0.7
<i>Triposteus sp o Markiana nigripinis</i>	Sardina	O	-	-	0.6	0.7
<i>Serrasalmus spp</i>	Piraña	P-O	-	0.6	-	0.7
<i>Leiarius marcocatus</i>	Tujuno	P	1.3	3.9	6.5	11.7
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Pintado	P	0.6	2.6	5.8	9.1
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Dorado	P	-	0.6	1.3	1.9
<i>Hoplias malabaricus</i>	Benton	C	0.6	0.6	0.6	1.9
<i>Plagioscian squamosissimus</i>	Curbina	C	1.3	0.6	1.9	3.9
<i>Astronotus ocellatus o Pygocentrus nattereni</i>	Palometa	C	1.9	1.9	2.6	6.4
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	Surubí	C	-	-	0.6	0.7
Total			11.7	31.8	56.5	100.0

¹: H-A = Habito alimentario: H: Herbívoro; S: Sedimentofago; C: Carnívoro; O: Omnívoro; P: Piscívoro.

4.3 SITUACIÓN DE SALUD DE LOS NIÑOS Y ADOLESCENTES

Se examinaron 450 niños, el promedio de edad fue de 6.4 ± 3.9 años (0-15 años) y se los clasifico de acuerdo a su edad en 176(39.1%) niños preescolares <5 años, en 178(39.6%) niños escolares que comprenden la edad de 5 años a 10 años, y en adolescentes de 10 años a 15 años.

Del total de niños examinados el 41% (IC_{95%}: 36.5~45.7%) presentaban signos clínicos de enfermedad. Las principales causas fueron dermatosis e infecciones comunes como diarrea simple (20%) conjuntivitis (20%), faringitis o rinitis con fiebre (25%) y tos sin fiebre (25%). Finalmente el 62% no presentaron enfermedades clínicamente detectables, el 34.5% presentaron síntomas leves y el 3.3% tenían enfermedades mas severas que requerían tratamiento (Benefice et al., 2005).

4.3.1.1 Situación nutricional de los niños y adolescentes.

Se evaluó el estado nutricional, mediante los índices antropométricos de Peso para la Talla (P-T), Talla para la Edad (T-E), y Peso para la Edad (P-E) (expresados en z-scores). No se observó casos de desnutrición aguda severa. Los niños fueron clasificados en 2 grupos: normal (>-2 z-scores) y con desnutrición moderada (< -2 z-scores).

4.3.1.2 Estado nutricional de los niños y adolescentes según el índice T-E

No existía diferencia por grupos de edad en cuanto el índice T-E ($p = 0.79$) ver tabla 4.10.

Tabla 4.10. Talla para la edad (T-E) de acuerdo a la clasificación de la edad de los niños y adolescentes

Grupo de edades (años)	<5 (n = 174)	5 - 10 (n = 177)	10 - 15 (n = 96)	Total (n =447)	Anova	p
<i>mínimo-máximo</i>	-5.8 ~ 3.6	-4.7~ 2.8	-4.4 ~ 0.9	-5.8 ~ 3.6		
<i>Media ± DE.</i>	-1.66 ± 1.4	-1.62 ± 1.08	-1.66 ± 1.21	-1.66 ± 1.21	F = 0.2	0.79

4.3.1.3 Estado nutricional de los niños y adolescentes según el índice P - E.

Con respecto a P-E, tampoco se observó diferencia ($p = 0.61$), ver tabla 4.11.

Tabla 4.11. Variabilidad del índice Peso para la Edad (P - E) en niños y adolescentes por grupo de edad

Grupo de edad (años)	<5 (n = 175)	5 - 10 (n = 177)	10 - 15 (n =96)	Total (n = 448)	Anova ¹	p
<i>mínimo-máximo</i>	-3.9 ~ 2.8	-2.4 ~ 3.6	-2.6 ~ 0.92	-3.9 ~ 3.6		
<i>Media ± DE.</i>	-0.79 ± 1.12	-0.71 ± 0.85	0.81± 0.78	0.76 ± 0.95	F = 0.5	n.s.

¹ One-way análisis de varianza

4.3.1.4 Estado nutricional de los niños y adolescentes según el índice P - T.

En cambio, si se observó una diferencia significativa por grupo de edad, con el índice P-T ($p = 0,0002$), ver tabla 4.12.

Tabla 4.12. Variabilidad del índice Peso para la Talla (P - T) en niños y adolescentes por grupo de edad

Grupo de edad (años)	<5 (n = 173)	5 - 10 (n = 175)	10 - 15 (n = 19)	Total (n = 367)	Anova ¹	p
<i>mínimo-máximo</i>	-1.7 ~ 2.6	-1.0 ~ 2.8	-2.5~ 1.6	-2.5~ 2.8		
<i>Media ± DE.</i>	0.28± 0.79	0.59 ± 0.64	0.64 ± 0.94	0.45 ± 0.79	F = 8.5	0.0002

¹ One-way análisis de varianza

4.3.1.5 Frecuencia de baja talla para la edad, bajo peso para la edad y bajo peso para la talla en niños y adolescentes.

El 38.9% (IC_{95%} = 34.3~43.6) de los niños y adolescentes presentaban una desnutrición crónica. De esta forma no se observó una diferencia significativa entre la insuficiencia de la talla entre los grupos de edad de los niños y adolescentes ($P = 0,67$), (tabla 4.13). El 9.2%

de los niños y adolescentes tenían desnutrición global (-2DE). Por lo tanto no se observó con respecto a los grupos de edades de niños y adolescentes una diferencia significativa ($p = 0.19$). (Tabla 4.13.)

Tabla 4.13. Frecuencia (%) de insuficiencia de talla e insuficiencia de peso de los niños y adolescentes por grupo de edad

Grupo de edades (años)	<5	5 - 10	10 - 15	Total	χ^2 (gdl=2)	p
<i>T-E < -2 Zscores</i>	41.4	36.7	38.5	38.9	0.81	n.s.
<i>P-E < -2 Zscores</i>	11.4	6.8	6.3	8.5	3,2	n.s.

4.3.1.6 Frecuencia de parásitos en niños y adolescentes que viven a orillas del río Beni.

Se analizaron 305 muestras de heces en niños y adolescentes. Los pacientes presentaron mayormente helmintos 85.2% (IC_{95%} = 80.7~89.0). Un total de 68.2 % (IC_{95%} = 62.6 ~73.4) tenían protozoarios (Tabla 4.14.).

Tabla 4.14. Frecuencia de protozoarios y helmintos en niños y adolescentes (n = 305 muestras)

Grupos de edad	< 5 años (n=91)	5-10 años (n=144)	>10 años (n=70)	Total positivos	χ^2 (gdl=2)	p
Protozoarios	62.2	71.5	71.0	68.2	4.9	n.s.
Helmintos	78.0	84.7	88.2	85.2	2.4	n.s.

a) Protozoarios intestinales.

La prevalencia de protozoarios intestinales en niños y adolescentes fue la siguiente: *Blastocystis hominis* 40.3% (123 casos), *Entamoeba coli* 35.1% (107 casos), *Giardia lamblia* 18.7% (57 casos), *Balantidium coli* (quiste) 2.3% (7 casos), *Iodamoeba butschlii* 2.3% (7 casos), *Balantidium coli* (trofozoitos) 2.0% (6 casos), (Tabla 4.15).

Tabla 4.15. Prevalencia (%) de tipos de protozoarios intestinales en niños y adolescentes

Protozoarios (%)	< 5 años (n=91)	5-10 años (n=144)	10-15 años (n=70)	TOTAL (n=305)	χ^2 (gdl=2)	p
<i>Balantidium coli</i> (t) ¹	0.7	0.7	0.7	2.0	0.57	n.s
<i>Balantidium coli</i> (q) ²	0.7	1.0	0.7	2.3	0.13	n.s.
<i>Entamoeba coli</i>	7.9	17.0	10.2	35.1	5.7	0.06
<i>Blastocystis hominis</i>	8.5	22.3	9.5	40.3	8.1	0.02
<i>Iodomoeba butschlii</i>	0.3	1.0	1.0	2.3	1.8	n.s
<i>Giardia lamblia</i>	7.2	9.8	1.6	18.7	8.4	0.02

¹: t = trofozoito

²: q = quiste

b) Helmintos intestinales

La prevalencia de helmintos en niños y adolescentes fue la siguiente (tabla 4.16): *Trichuris trichiura* 59.0% (180 casos), *Ascaris lumbricoides* 49.8%(152 casos), *Ancylostoma duodenale/Necator americanus* (Uncinarias sp.) 39.7%(121 casos), *Strongyloides stercoralis* 8.5%(26 casos), *Hymenolepsis nana* 7.2%(22 casos) y *Hymenolepsis diminuta* 1.3% (4 casos).

Tabla 4.16. Frecuencia de tipos de helmintos intestinales en niños y adolescentes

Helmintos (%)	< 5 años (n=91)	5-10 años (n=144)	10-15 años (n=70)	Total (n=305)	χ^2 (gdl=2)	p
<i>Trichuris trichiura</i>	14.8	29.5	14.8	59.0	4.9	n.s.
<i>Ascaris lumbricoides</i>	16.1	21.3	12.5	49.8	2.4	n.s.
<i>Uncinaria sp.</i>	9.8	19.3	10.5	39.7	2.8	n.s
<i>Hymenolepsis nana</i>	1.6	4.6	1.0	7.2	2.6	n.s
<i>Hymenolepsis diminuta</i>	0.7	0.7	0.0	1.3	1.5	n.s.
<i>Strongyloides stercoralis</i>	7.8	5.6	15.9	8.6	6.5	0.04

4.4 NIVEL DE CONCENTRACIÓN DE MERCURIO EN CABELLOS DE LOS NIÑOS ADOLESCENTES Y SUS MADRES

El total de cabellos analizados fue de 548 muestras de madres e hijos, obteniendo un promedio mínimo de 0.08 $\mu\text{gHg/g}$ de cabello y una máxima de 34.14 $\mu\text{gHg/g}$ de cabello, (Media = 5.38 $\mu\text{gHg/g}$; DE = 4.36; Media geométrica = 3.72 $\mu\text{gHg/g}$) y una mediana de 4.09 $\mu\text{gHg/g}$.

4.4.1 Determinación de mercurio (Hg) en madres.

Se analizaron 163 muestras de cabello para determinar la concentración de mercurio total, presentando un mínimo de 0.15 $\mu\text{gHg/g}$ y un máximo de 20.08 $\mu\text{gHg/g}$ (Media = 5.5 $\mu\text{gHg/g}$; DE.= 4.1; Media geométrica = 3.9 $\mu\text{gHg/g}$; mediana = 4.41 $\mu\text{gHg/g}$ y D.E.=4.4 $\mu\text{gHg/g}$). La distribución aparece en la figura 4.1. Existe una distribución asimétrica, con una cola hacia la derecha (valores elevados). Eso demuestra que hubo una mayoría de madres que tenían una concentración de mercurio por debajo de los 5 $\mu\text{gHg/g}$. La Figura 4.1 nos muestra una cola a la derecha, que representa valores altos de concentración de mercurio total (14.7% > 10 $\mu\text{gHg/g}$) (Ver la flecha).

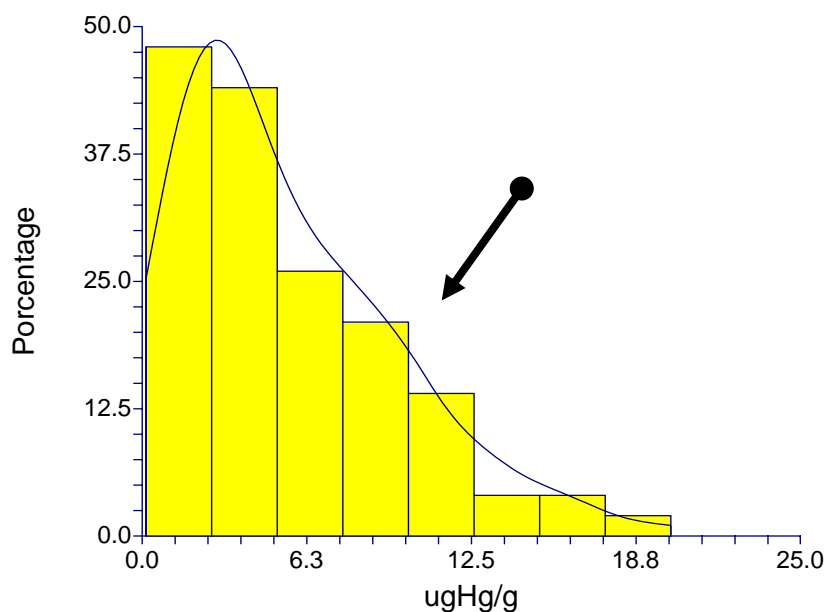


Figura 4.1. Distribución de valores de concentración de mercurio en mujer

La distribución se normalizó después de una transformación en valores log natural (prueba de Kolmogorov-Smirnov) (Figura 4.2).

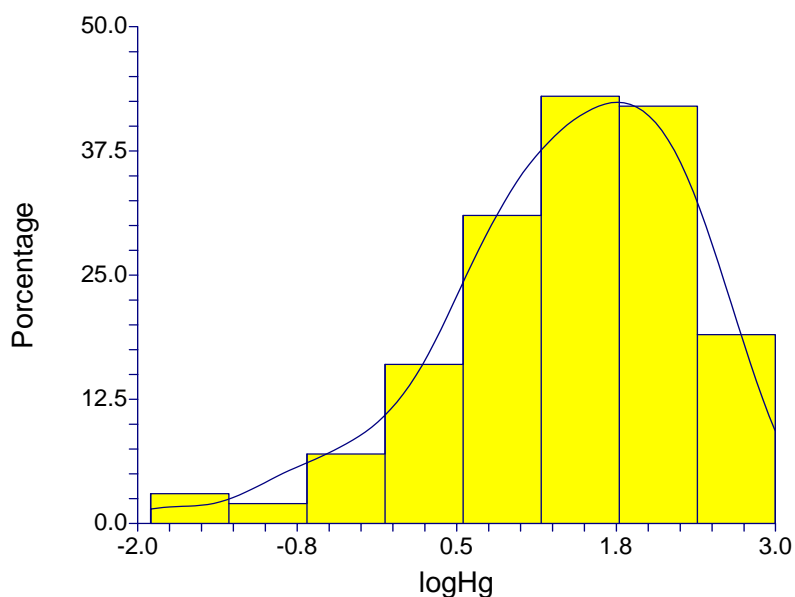


Figura 4.2. Distribución de valores de mercurio (Log natural) de las madres

Usando los valores log transformados de mercurio (LnHg), se encontró una diferencia significativa ($p = 0.017$) entre los grupos maternos. Las madres “L” y “NENL” presentaban una mayor concentración de mercurio total que las madres “E” (Tabla 4.17 y Figura 4.3)

Tabla 4.17. Valores de Log natural Hg. (LnHg) de las madres

Grupos de madres	E (n=17)	L (n=57)	NENL (n=89)	Total (n=163)	Anova	p
<i>mínimo – máximo</i>	-1.6 ~ 2.1	-0.5 ~ 2.9	-1.9 ~ 2.9	-1.9 ~ 2.9		
<i>Media ± DE.</i>	0.86 ± 0.94	1.58 ± 0.8	1.3 ± 1.0	1.4 ± 0.9	F = 4.2	0.017

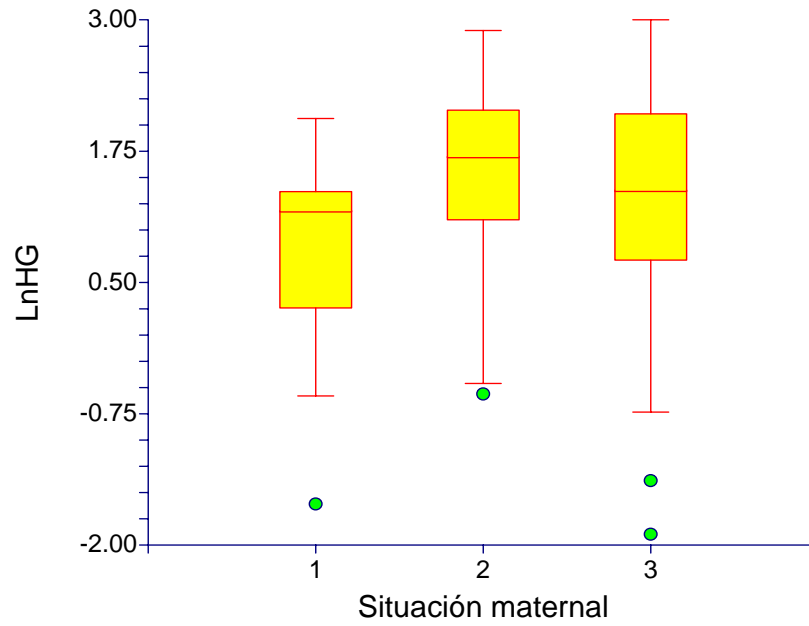


Figura 4.3. Valores de Log natural Hg. (LnHg) de grupo de madres (1= Embarazadas, 2= Lactantes, 3= No lactante y no embarazada)

4.4.2 Determinación de la concentración de mercurio en muestras de cabello de niños y adolescentes.

Se analizaron 385 muestras de cabello de niños y adolescentes para determinar la concentración de mercurio total. El mínimo fue de 0.08 $\mu\text{gHg/g}$ y el máximo de 34.14 $\mu\text{gHg/g}$ (media = 5.3 $\mu\text{gHg/g}$; media geométrica = 3.6; mediana = 3,98 $\mu\text{gHg/g}$ y DE = 4.5 $\mu\text{gHg/g}$). La distribución que aparece en la figura 4.4, muestra una distribución asimétrica (Skewness=1,67; Kurtosis = 7.9), observando que existe un porcentaje mayor de niños y adolescentes que presentan una concentración < 5 $\mu\text{gHg/g}$. Sin embargo se nota en la figura 4.4 una cola que representa los valores altos de concentración de mercurio total (14.0% > 10 $\mu\text{gHg/g}$), ver la flecha. .

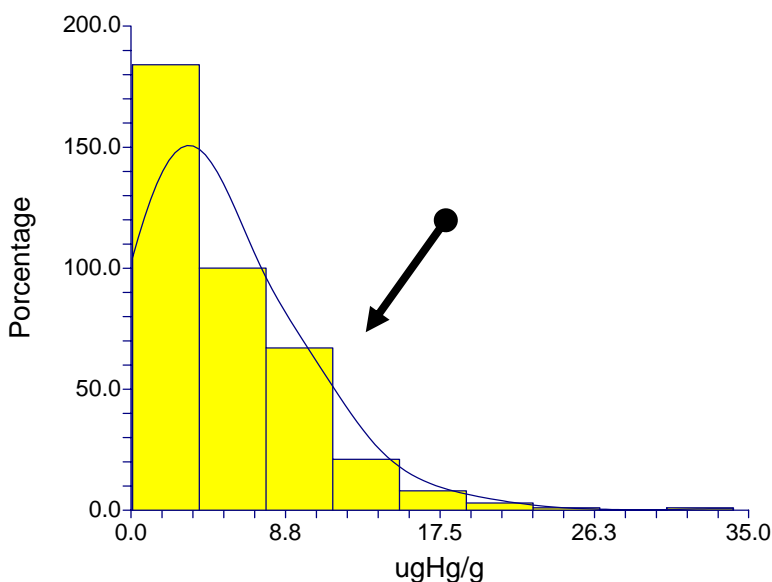


Figura 4.4. Distribución de valores de concentración de mercurio de niños y adolescentes

La distribución se normalizó después de una transformación en valores log natural (Figura 4.5). En esas condiciones, la hipótesis de normalidad se acepta (Prueba de Martínez-Iglewicz).

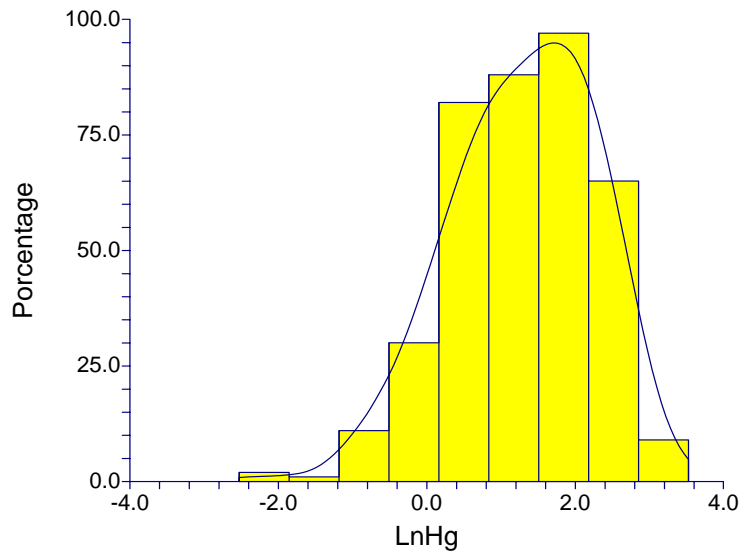


Figura 4.5. Distribución de valores de mercurio en forma de logHg (LnHg) de los niños y adolescentes

Usando valores Log transformados, no se encontró una relación significativa entre la concentración de mercurio y grupo de edades ($p = 0.34$) (Tabla 4.18 y Fig.4.6)

Tabla 4.18. Valores de Log natural Hg. (LnHg) de los niños y adolescentes

Grupo de edades (años)	<5 (n=139)	5 - 10 (n=159)	10 - 15 (n=93)	Total	Prueba	P
(mínimo -máximo)	-1.4~2.9	-1.9 ~ 3.2	-2.5 ~ 3.5	-2.5 ~ 3.5		
Media \pm DE.	1.2 \pm 0.95	1.8 \pm 0.96	1.4 \pm 0.92	1.3 \pm 0.98	F = 1.10	n.s.

Realizando un análisis en niños < 1.5 años se tiene una relación significativa y negativa con la edad ($r = -0.32$; $p = 0.047$). Pero a medida que aumenta la edad hasta los 3 años se observa al contrario, un incremento en la concentración de mercurio ($r = 0.203$; $p = 0.08$). Este sugiere una relación curvilínea del mercurio en cabello con la edad de los niños preescolares (ver Fig.4.6).

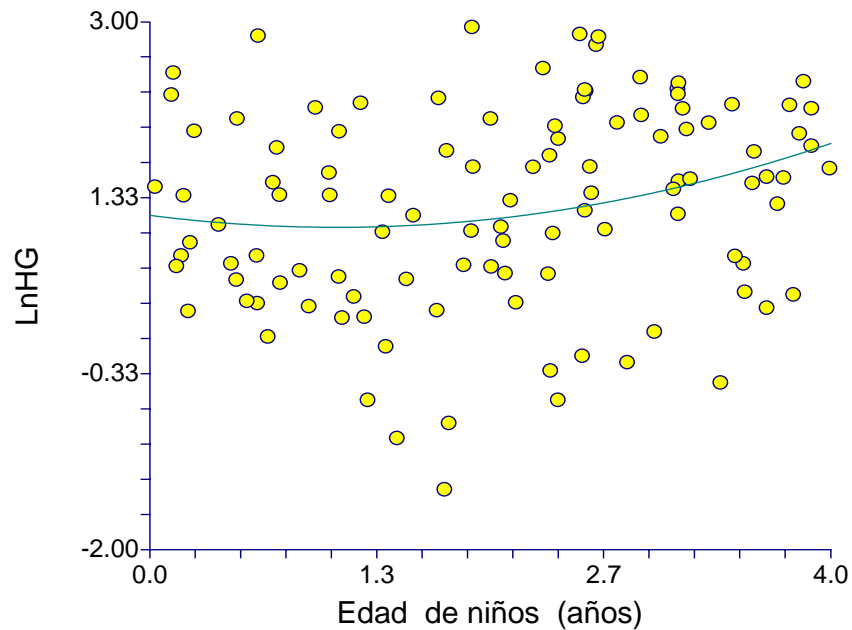


Figura 4.6. Valores de Log natural Hg. (LnHg) de los niños preescolar

4.5 NIVEL DE MERCURIO CON RELACIÓN A LAS CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS FAMILIAS Y CON EL ESTADO DE SALUD DE LAS MADRES Y SUS HIJOS.

En el capítulo siguiente, se analizará las relaciones dentro el contenido en mercurio en cabellos y las variables familiares e individuales colectadas.

4.5.1 Características generales de las familias en relación con la concentración de mercurio.

Se estudiaron 15 comunidades clasificados en pueblos tradicionales (159) y en proceso de aculturación (trancionales) (397). Estos pueblos están constituidos por dos tipos de etnias Tacanas (475) y Esse Ejjas (81). El estudio se efectuó en dos géneros: madres (163) e hijos (385). Las familias se repartieron en tres grupos profesionales según su actividad principal: 1) agricultores y/o madereros (n=86); 2) pescadores (actividad principal y/o secundaria) (n=12); 3) y otras actividades (artesanía, asalariados y otros (n=48). Se tomo en cuenta la distancia de las comunidades entre Rurrenabaque y su medio de transporte en: comunidades lejanas (canoa), comunidades cercanas (carretera), comunidades cercanas (canoa).

Finalmente se comparó el contenido de mercurio entre diferentes frecuencias de consumo de pescado (por día, por semana y > una semana), ver tabla 4.19

Tabla 4.19. Resumen de las comparaciones entre las características generales de las familias y el nivel de mercurio

Factores generales	Prueba	p	Interpretación
<i>Genero</i>	t = 0.81	0.42	<i>No hay diferencia significativa madre e hijos</i>
<i>Sexo</i>	t = 0.85	0.4	<i>No hay diferencia significativa entre los sexos (masculinos y femeninos)</i>
<i>Estilo de vida</i>	t = 10.3	0.0001	<i>Grupos “tradicionales tienen mayor concentración de mercurio que los grupos en transición</i>
<i>Etnia</i>	t = 7.9	0.0001	<i>Al 50% en los Esse Ejjas presentan mayor concentración de mercurio que los Tacanas y otros</i>
<i>Profesión</i>	$\chi^2 = 113.2^1$	0.0001	<i>Las pescadores presentan mayor concentración de mercurio que los otros (agricultores, madereros y otros)</i>
<i>Consumo de pescado</i>	F = 20.1	0.0001	<i>Las familias que consumen pescado cada día tienen mayor concentración de mercurio que las que consumen por semana y ocasional</i>
<i>Distancia</i>	F = 129.5	0.0001	<i>Las comunidades que están cerca de Rurrrenabaque y su transporte por canoa tienen mayor concentración de mercurio que las otras comunidades (lejanas “canoa”, cercanas “carretera”)</i>

¹: Prueba no-paramétrica. Kruskal-Wallis (análisis de varianza)

Los valores y tendencias de estas comparaciones se observan en las figuras 4.7 a 4.11

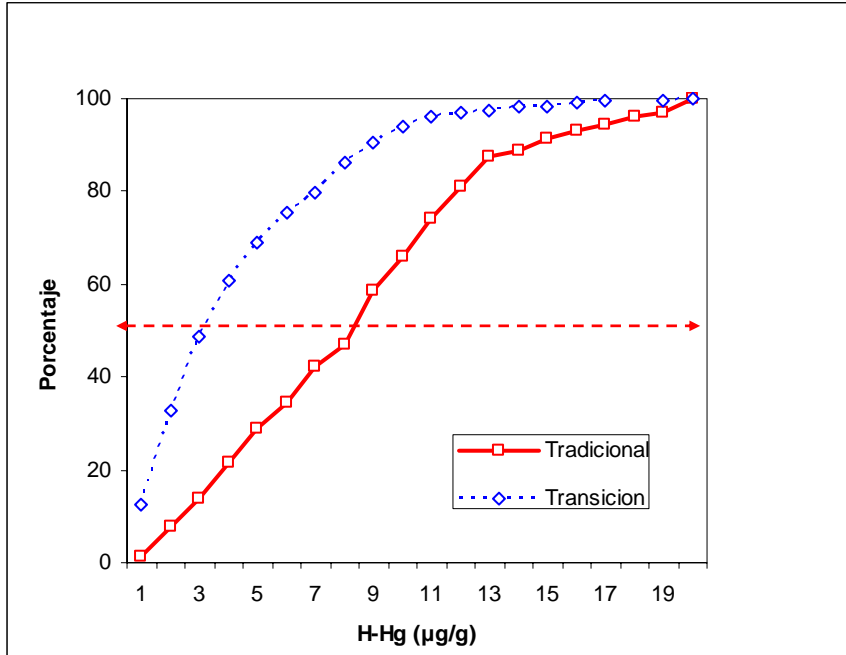


Fig. 4.7 Estilo de vida de las comunidades

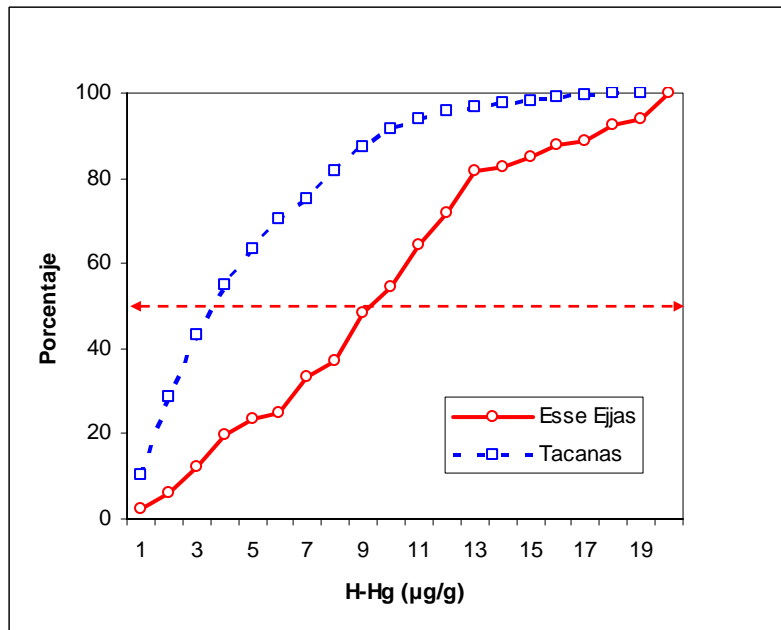


Fig. 4.8 Etnia

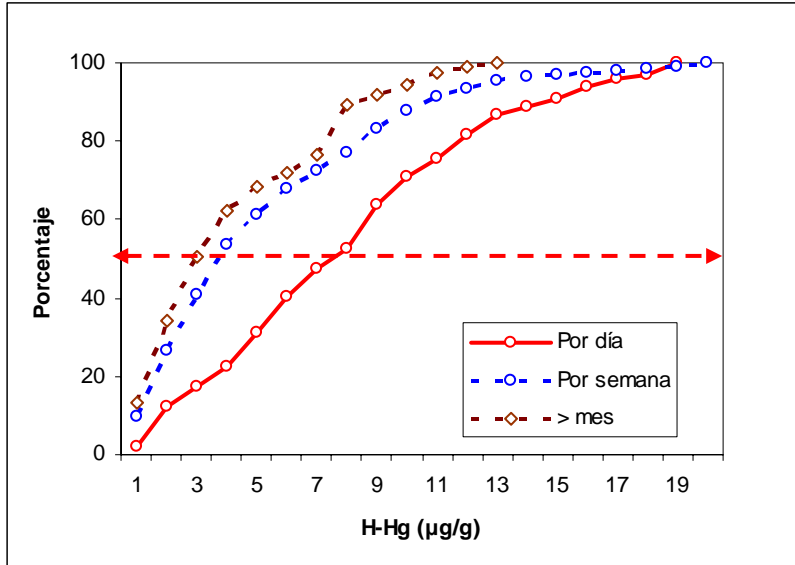


Fig. 4.9 Frecuencia de consumo de pescado

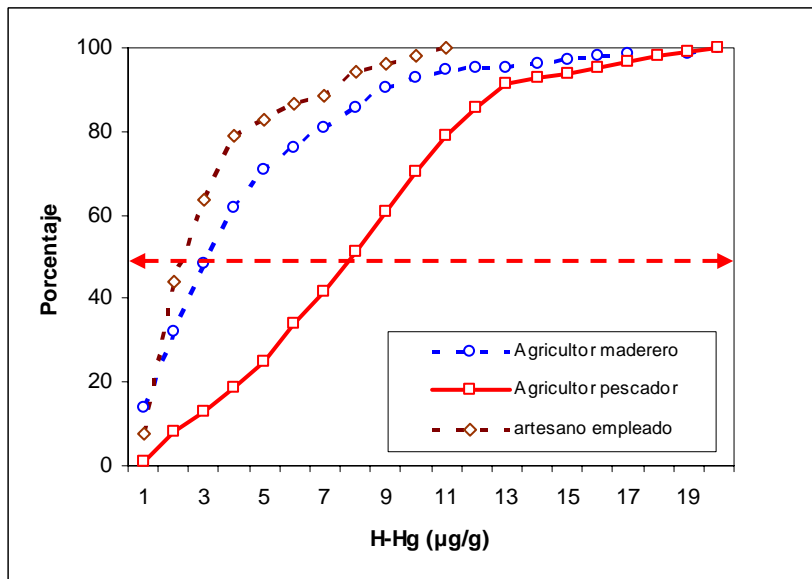


Fig. 4.10 Profesión

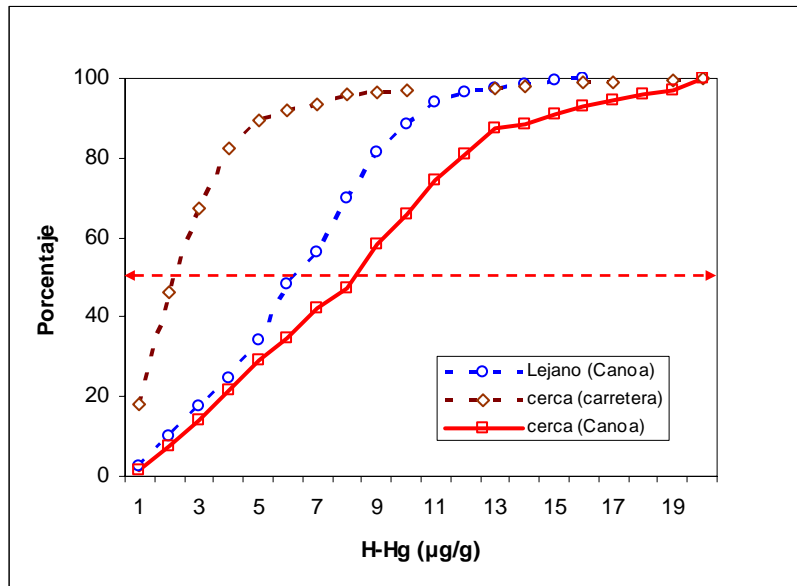


Fig. 4.11. Distancia de las comunidades

4.5.2 Características de las madres en relación con la concentración de mercurio.

Se analizo si existía una correlación entre el nivel de contaminación por mercurio de las madres y sus características antropométricas y hematológicas. (Tabla 4.20)

Tabla 4.20. Correlaciones entre el nivel de mercurio y características de las madres

Madre	Número	Prueba	p	Interpretación
<i>Peso</i>	163	$r = -0.19^6$	0.01	<i>Menor peso →: mayor concentración de Hg</i>
<i>Talla</i>	163	$r = -0.02^7$	0.83	<i>No existe relación significativa</i>
<i>IMC¹</i>	163	$r = -0.19^7$	0.02	<i>Menor índice de masa corporal → mayor concentración de Hg</i>
<i>MG²</i>	160	$r = -0.25^7$	0.0001	<i>Menor masa grasa corporal →: mayor concentración de mercurio</i>
<i>Sum4pliecut³</i>	162	$r = -0.22^7$	0.0001	<i>Menor grasa subcutánea →: mayor concentración de mercurio</i>
<i>Hb⁴</i>	162	$r = 0.02^7$	0.79	<i>No existe relación significativa</i>
<i>Ht⁵</i>	148	$r = 0.06^7$	0.47	<i>No existe relación significativa</i>

¹: Índice de masa corporal;

²: Masa grasa corporal (impedancemetría);

³: Suma de 4 pliegues cutáneos

⁴: hemoglobina;

⁵: Hematocrito;

⁶: Distribución no normal: se empleo el coeficiente de correlación de rango de Spearman

⁷: Coeficiente de correlación de Pearson

En la siguiente tabla 4.21, hemos buscado si existía una relación entre el nivel de contaminación en mercurio de las madres y su historia reproductiva.

Tabla 4.21. Correlaciones ajustadas con la edad de la madre entre la concentración de mercurio (LnHg) y el numero de niños vivos o fallecidos (n = 163)

Estado reproductivo	Media ± DE	Mediana	Coefficiente de correlación	P	Interpretación
<i>Niños vivos</i>	4.3± 3.5	4	$r = 0.08^1$	6.05	<i>n.s.</i>
<i>Niños muertos</i>	1 ± 1.9	1	$r = 0.25^2$	0.001	<i>Mayor concentración en mercurio en madres → mas niños muertos</i>
<i>Aborto</i>	5 ± 0.93	0	$r = 0.17^1$	0.02	<i>Mayor concentración en mercurio en madres → mas abortos</i>

¹: Distribución normal; Coeficiente de correlación de Pearson

²: Distribución no normal; Coeficiente de correlación de Spearman

Luego hemos analizado si existían diferencias de contenido en mercurio en las madres que presentaban o no hábitos tóxicos y anomalías neurológicas detectables, ver tabla 4.22.

Tabla 4.22. Nivel de concentración de mercurio en cabello, en relación a características de las madres y otros hábitos (fumar y alcohol)

Madre	Estado	Número	Media±DE	t-Test	p
	<i>Si</i>	26	1.7±0.9		
<i>Fuma</i>	<i>No</i>	136	1.3±0.9	2.3	0.02
	<i>Si</i>	8	2.4±0.2		
<i>Alcohol</i>	<i>No</i>	154	1.3±0.9	11.0¹	0.0001
	<i>Normal</i>	135	1.3±0.9		
<i>Campo Visual</i>	<i>Anormal</i>	14	1.6±0.4	2.2¹	0.03
	<i>Fuerte</i>	146	1.3±0.9		
<i>Apretón de mano</i>	<i>Débil</i>	7	1.8±0.5	1.3	ns
	<i>Normal</i>	142	1.3±0.9		
<i>Seguimiento Visual</i>	<i>Anormal</i>	7	1.8±0.5	1.4	ns
	<i>Buena</i>	131	1.2±0.9		
<i>Coordinación</i>	<i>Mala</i>	20	1.6±0.7	1.5	ns
	<i>Normal</i>	145	1.3±0.9		
<i>Equilibrio estático</i>	<i>Anormal</i>	7	1.9±0.4	3.7¹	0.004
	<i>Presencia</i>	18	1.8±0.6		
<i>Parestesia</i>	<i>Ausencia</i>	135	1.2±0.9	2.6	0.01

¹ Comparación con prueba de Aspin-Welch por varianzas desiguales

4.5.3 Estado de salud de los hijos versus concentración de mercurio.

En la tabla 4.23 se analizó la existencia de una relación entre las características de los niños y el contenido de mercurio en sus cabellos.

Tabla 4.23. Correlaciones entre niveles de concentración de mercurio en cabello e índice nutricional de los niños y adolescentes

Hijos	Número	Prueba	p	Interpretación
<i>T-E¹</i>	382	r = 0.04	0.45	<i>ns</i>
<i>P-E²</i>	383	r = 0.10	0.05	<i>limite</i> <i>Mejor peso para la talla →</i> <i>mayor concentración de</i> <i>mercurio</i>
<i>P-T³</i>	304	r = 0.13	0.03	

¹: Talla para la edad;

²: Peso para la edad;

³: Peso para la talla;

4.6 ANÁLISIS DE RELACIONES MÚLTIPLES ENTRE EL CONTENIDO EN MERCURIO DE LOS CABELLOS Y VARIABLES FAMILIARES O INDIVIDUALES

Se ha observado en el capítulo anterior que existía asociaciones significativas entre el contenido de mercurio en los cabellos y muchas de las variables familiares o individuales colectadas. Pero es obvio que existen interacciones o redundancias entre variables. Para explorar más en detalles estas relaciones y determinar las variables que tienen un efecto propio en la variabilidad del mercurio, se ha construido varios modelos de regresiones múltiples.

4.6.1 Efectos del estilo de vida y familiares en el contenido de mercurio

Se estudió específicamente el efecto de los factores étnicos, áreas y estilos de vida y hábitos alimenticio representados por las siguientes variables cualitativas: etnia (Esse Ejjas versus Tacanas), estilo de vida (“tradicional” versus “transicional”), ocupación principal (con pesca versus sin pesca), consumo de pescado (una vez por día versus menos de una vez). La variable dependiente es el contenido en mercurio de los cabellos dividido en cuartiles. Para reforzar los contrastes y simplificar el modelo, solo hemos usado el primero y el cuarto cuartil codificado en:

1: valores bajos (primer cuartil $\leq 1.18 \pm 0.5 \mu\text{g/g}$)

0: valores altos (cuarto cuartil $\geq 11.4 \pm 3.6 \mu\text{g/g}$)

Primero, fue procesado un modelo completo con todas las interacciones posibles. Luego se usó un modelo más parsimonioso con una selección paso a paso de las variables (la primera variable que entró producía el valor más elevado de verosimilitud) y usando 2 términos de interacción. Este modelo clasificaba correctamente **80.3%** de las observaciones, logrando un coeficiente de determinación (R^2) de **0.75**. Este valor es la proporción de la verosimilitud de la variable dependiente (el mercurio) explicado por el modelo⁴.

⁴ Pero en caso de una regresión logística solo es un estimado del mejor ajuste posible.

Los resultados del significado de los parámetros aparecen en el cuadro (Tabla 4.26)

Tabla 4.26 Resumen de la regresión logística múltiple entre contenido de los cabellos en mercurio y características familiares y ambientales

Parámetro	Coefficiente de regresión	Error estándar	Wald Z-Valor	p	Cambio en R²
<i>Etnia (Tacana)</i>	-1.99	0.46	-4.36	0.00	0.17
<i>Interacción etnia* consumo pescado</i>	3.09	0.70	4.45	0.00	0.04
<i>Interacción ocupación* tipo de comunidad</i>	2.32	0.35	6.57	0.00	0.36
<i>Consumo pescado (< 1 vez al día)</i>	-2.05	0.53	-3.85	0.00	0.17

Es interesante ver que las variables “Etnia” y “Consumo de pescado” tenían un efecto propio y negativo que se debe interpretar así: Los Tacanas y los grupos que consumen pescados menos de una vez al día, tienen una probabilidad menor de tener valores elevados de mercurio. Existían fuertes interacciones entre el consumo de pescado y la etnia (los Esse Ejjas consumen mas pescados y tienen un riesgo elevado de tener valores altos de mercurio) por una parte, y entre la ocupación principal y el tipo de comunidad por la otra parte (los pescadores con un estilo de vida “tradicional” tenían una probabilidad fuerte de tener valores altos de mercurio).

4.6.2 Relaciones entre variables individuales clínicas y exposición al mercurio

Este estudio se realizó por medio de regresiones múltiples. Hemos considerado principalmente las variables que han resultado en diferencias significativas en los análisis divariadas anteriores. Además se ha añadido al modelo de dos variables cualitativas que suelen tener un poder explicativo propio en el modelo logístico previo: “Etnia” y “Consumo

de pescado”.

4.6.3 Relaciones entre variables clínicas y mercurio en las madres

La variable dependiente es el logaritmo natural del contenido de mercurio y las variables independientes son el índice de masa corporal, la adiposidad subcutánea, el número de abortos y de niños fallecidos de las madres. Además, se entró 3 variables discretas: las 2 citadas: etnia y frecuencia de consumo de pescado, mas la situación materna que era relacionada con el contenido de Hg en la tabla 4.21 (embarazada, lactante o no embarazada ni lactante). Esto para generar variables indicadoras. Se examinó la posibilidad de la multicolinealidad entre variables. No se detectó este problema. Infortunadamente la distribución de los residuales no era normal y presentaba un excesivo desvío hacia la izquierda (valores bajos). Para solucionar este problema se tuvo que eliminar los valores de mercurio por debajo de 0.5. De este modo la distribución de los residuales resultó normal, ver figura 4.11

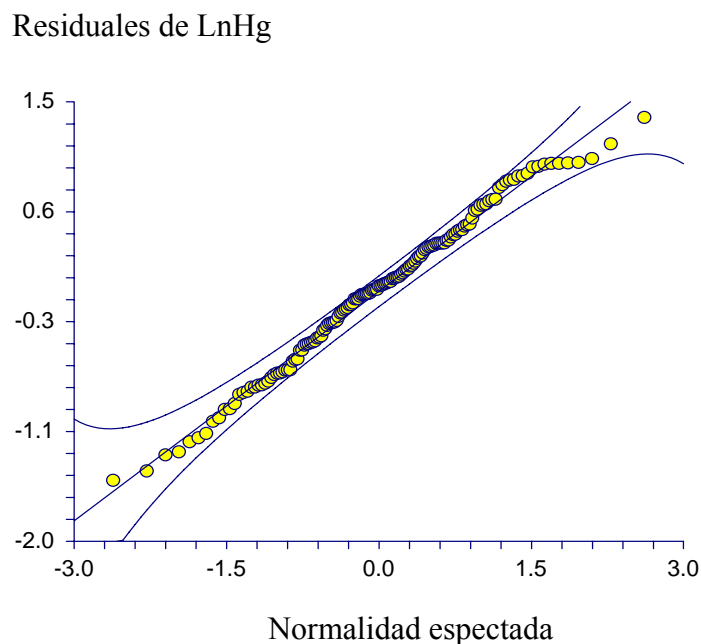


Figura 4.11. Diagrama de distribución normal de los residuales del LnHg

La proporción de varianza de mercurio explicada por el modelo era de **29%** ($R^2=0.29$). El modelo fue pertinente ($F=6.3$, $p<0.0001$)

Tabla 4.27. Resumen de regresiones múltiples entre contenido en mercurio y características de las madres (n=149)

Variable independiente	Coefficiente de regresión	Error Estándar	p	R² parcial¹
<i>Abortos</i>	0.09	0.06	ns	0.02
<i>IMC</i>	0.02	0.03	ns	0.00
<i>Etnia (Esse Ejjas)</i>	0.84	0.16	0.00	0.16
<i>Niños fallecidos</i>	0.02	0.03	ns	0.00
<i>Consumo pescado > 1 vez al día</i>	-0.30	0.14	0.03	0.03
<i>Consumo pescado > 1 vez a la semana</i>	-0.21	0.17	ns	0.01
<i>Lactante</i>	0.38	0.19	0.05	0.03
<i>No lactante ni embarazada</i>	0.30	0.19	ns	0.02
<i>Adiposidad subcutáneas</i>	0.00	0.01	ns	0.00

¹: R² ajustado con el efecto de las otras variables independientes

Las variables que resultaron en un efecto significativo están en negrilla (Tabla 4.27). Se puede ver que el hecho de pertenecer a la etnia Esse Ejjas era un factor de riesgo así como de ser amamantando. El consumo de pescado superior a una vez al día resulto ser un factor protector. Las variables antropométricas no tenían efectos propios.

4.3.4.4 Relaciones entre variables clínicas y mercurio en los niños.

Se realizó los análisis en grupos separados de edad.

a) Niños de 0-5 años

Las variables independientes introducidas son los índices nutricionales (Talla-edad, Peso-talla), la adiposidad subcutánea y la edad. También se ingresó “Etnia” y “Consumo de pescado” como variables indicadoras. Se controló la existencia de multicolinealidad que no resultó ser un problema. Los residuos del modelo presentaron una distribución normal

después de eliminar los valores $< 0.5 \mu\text{g/g}$, ver figura 4.12.

Residuales de LnHg

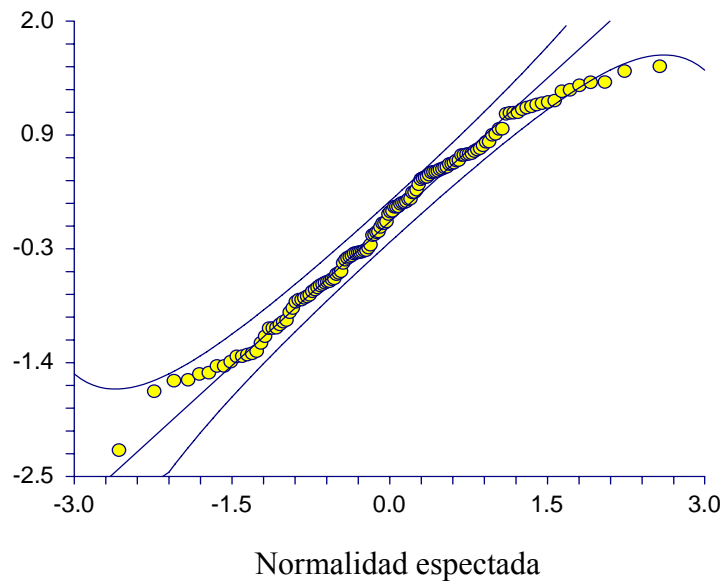


Figura 12. Diagrama de distribución normal de los residuales del LnHg

La proporción de varianza de mercurio, explicada era de 19.5% y el modelo fue pertinente ($F=5.0$, $p<0.0001$)

Tabla 4.29. Resumen de regresiones múltiples entre contenido de mercurio y características de los niños de 0-5 años (n=132)

Variables independientes	coeficiente de regresión	Error estándar	p	R² parcial ¹
<i>Etnia (Esse Ejjas)</i>	0.69	0.22	0.00	0.07
<i>Talla-edad</i>	0.00	0.06	ns	0.00
<i>Adiposidad</i>	0.01	0.43	ns	0.00
<i>Consumo pescado</i>				
<i>>1 vez al día</i>	-0.72	0.20	0.00	0.09
<i>>1 vez por semana</i>	-0.80	0.25	0.00	0.08
<i>Peso-talla</i>	0.11	0.12	ns	0.01

¹: R² ajustado con el efecto de las otras variables independientes

Las variables “Etnia” (pertenecer a la etnia Esse Ejjas es un factor de riesgo) y “Consumo de pescados” tienen un efecto propio significativo en la varianza del mercurio pero no las variables antropométricas. Un punto interesante es el rol protector de la disminución de consumo de pescado que evoca una relación dosis-efecto en la medida que las categorías (consumo diario y consumo > día) tenían un efecto independiente, ver tabla 4.29.

b) Niños de 5-10 años

Se aplicó el mismo modelo en este grupo que el de los niños de edad pre-escolar, con similares restricciones para la distribución de los residuos, ver figura 4.13. No existía multicolinealidad entre variables.

Residuales de LnHg

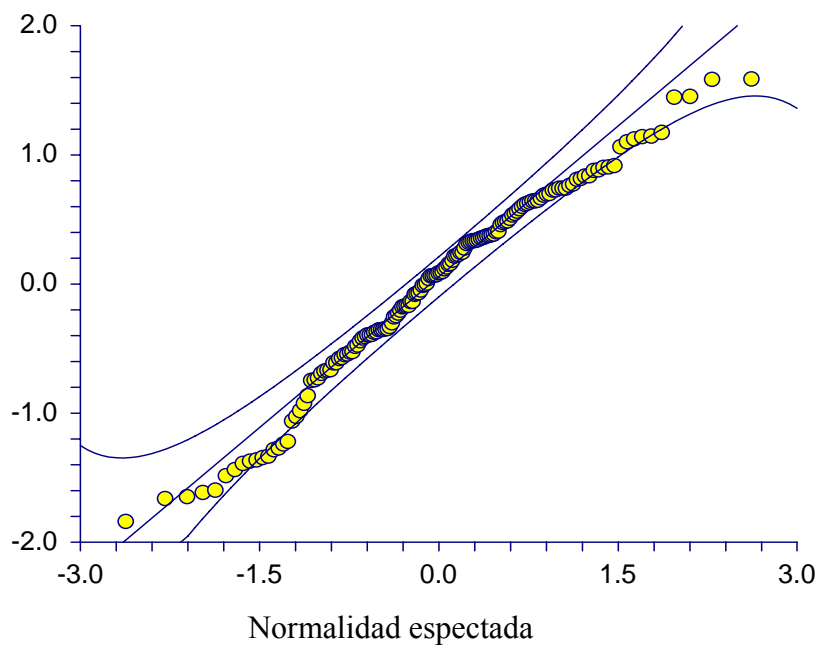


Figura 4.13. Diagrama de distribución normal de los residuales del LnHg

Los resultados aparecen en la tabla 4.30

Tabla 4.30 Resumen de regresiones múltiples entre contenido de mercurio y características de los niños de 5-10 años (n=151)

Variables independientes	coeficiente de regresión	Error estándar	p	R² parcial ¹
<i>Etnia (Esse Ejjas)</i>	1.14	0.23	0.00	0.02
<i>Talla-edad</i>	0.22	0.06	0.00	0.18
<i>Adiposidad</i>	0.04	0.30	ns	0.09
<i>Consumo pescado</i>				
<i>>1 vez al día</i>	-0.41	0.19	0.03	0.03
<i>>1 vez por semana</i>	-0.48	0.22	0.03	0.03
<i>Peso-talla</i>	0.22	0.11	0.04	0.04

1: R² ajustado con el efecto de las otras variables independientes

Todas las variables excepto la adiposidad, ejercieron un efecto en la varianza del mercurio. El índice T-E presentaba la más fuerte relación con el contenido de mercurio: mejor índice T-E (es decir mejor crecimiento) y más fuerte la exposición al mercurio. Los efectos de la etnia y del consumo de pescado siguen siendo significativos pero con un peso menor que en los niños mas jóvenes.

c) Adolescentes (10-15 años)

En el caso de los adolescentes se ha introducido el IMC y la adiposidad sub-cutánea como índices nutricionales. No se pudo usar un indicador de crecimiento a causa de las fuertes modificaciones de la pubertad. El modelo explicaba 26% de la varianza del mercurio y es pertinente (F=5.3, p<0.0001). Los residuos tenían una distribución normal (figura 14) y no existía problema de multicolinealidad.

Residuales de LnHg

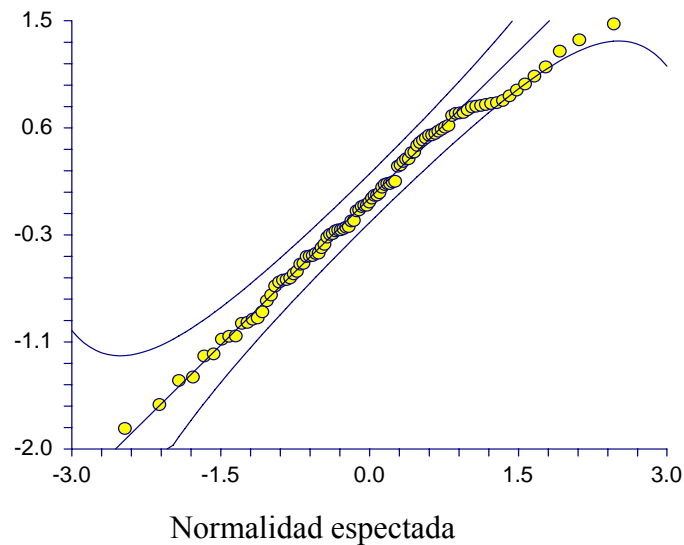


Fig. 4. 14 Diagrama de distribución normal de los residuales del LnHg

El tabla 4.31 resume los resultados

Tabla 4.31. Resumen de regresiones múltiples entre contenido en mercurio y características de los adolescentes (n=97)

Variables independientes	coeficiente de regresión	Error estándar	p	R² parcial ¹
<i>Edad</i>	-0.12	0.05	0.02	0.06
<i>Etnia (Esse Ejjas)</i>	0.73	0.25	0.01	0.08
<i>IMC</i>	2.47	0.79	0.00	0.10
<i>Adiposidad</i>	-0.40	0.30	ns	0.02
<i>Consumo pescado</i>				
<i>>1 vez al día</i>	-0.47	0.22	0.03	0.05
<i>>1 vez por semana</i>	-0.53	0.28	0.06	0.04

¹ R² ajustado con el efecto de las otras variables independientes

La adiposidad no estuvo relacionada con el contenido de mercurio. Existe una modesta pero

significativa relación negativa con la edad. El IMC era la variable con más influencia en la varianza del mercurio. Los adolescentes con mayor IMC también tenían una mayor exposición al mercurio.

5 Discusión.

A través de este estudio se pudo demostrar que algunas comunidades ribereñas del río Beni tienen una exposición al mercurio a niveles moderados o bajos. Pero, simultáneamente hemos observado que las mismas comunidades tienen importantes problemas de salud como desnutrición crónica, enfermedades infecciosas, problemas de anemia, presencia de parasitismo intestinal, y otras. Por lo tanto el problema en términos de salud pública es de precisar la importancia de la contaminación por mercurio dentro del conjunto de enfermedades del área.

5.1 ESTADO DE SALUD DE LAS MADRES Y SUS HIJOS.

El primer objetivo del estudio fue determinar el estado de salud y nutrición de las madres, niños y adolescentes.

En las madres según su índice de masa corporal (IMC), el 3% presentaron desnutrición leve. Y con respecto a los índices T-E y P-E de los niños y adolescentes el 39% presentaron desnutrición crónica y el 8,5% desnutrición global. La prevalencia de ambos tipos de desnutrición fue mayor en niños menores de 5 años. Hay que destacar que este deterioro del estado nutricional a largo plazo afecta a un alto porcentaje de la población boliviana. (MEASURE, 2004). Las causas “inmediatas” de desnutrición se deben por la insuficiente cantidad de ingesta de alimentos y por la calidad mediocre del valor nutricional de los alimentos, como también por enfermedades infecciosas y carga patológica. Además, existen causas “subyacentes” como las inadecuadas prácticas de alimentación y cuidado; la mala calidad de agua y la insuficiencia de saneamiento; y causas básicas y sociales como la pobreza, la falta de educación y conocimiento (Fernandez et al., 2002) . En este estudio, las poblaciones no parecían sufrir de restricciones de alimentos pero puede deberse a múltiples infecciones que deben ser consideradas como un factor importante de malnutrición en el

área.

Otro de los problemas nutricionales que atravesaron las comunidades ribereñas es la presencia de anemia. Observando que el 39.8% de las madres padecían esta enfermedad. Según los datos otorgados por el instituto nacional de estadística (INE) del año 2003, la prevalencia de anemia en Bolivia en mujeres fértiles de zonas rurales fue de 39.9% y a nivel departamental con mayor prevalencia de anemia estaba La Paz con un 42.3%, Beni y Pando con el 42.1% (MEASURE, 2004). La anemia especialmente por deficiencia de hierro es uno de los problemas nutricionales de mayor magnitud en el mundo (Stoltzfus, 2001). Este tipo de anemia resulta de la combinación de múltiples factores etiológicos. Entre las causas inmediatas de esta carencia es la baja ingesta de alimentos con fuentes de hierro, baja absorción de hierro ingerido o es por pérdida de micronutrientes derivado de infecciones parasitarias u otras enfermedades que pueden agravar la anemia (Stoltzfus et al., 2004).

Uno de los factores preocupantes de salud en los niños de las comunidades en estudio fue la prevalencia de parásitos intestinales. El 68.2% presentaron protozoarios (con mayor prevalencia en niños de 5 a 10 años) y el 85.2% tenían helmintos, (con mayor prevalencia en adolescentes de 10 a 15 años). Estas prevalencias son muy altas: se pueden considerar que casi todos los niños fueron infectados. En la actualidad se está dando mas importancias al parasitismo intestinal de los niños porque se ha demostrado que afecta al crecimiento y desarrollo normal de los niños y que puede ser fácilmente prevenido o curado (Awasthi et al., 2003).

Los dos más comunes protozoarios en niños y adolescentes no patógenos identificados eran: *Blastosistis hominis*, *Entamoeba coli* y el más común protozoario patógeno fue: *Giardia lamblia* con el 18.8%. De acuerdo a los resultados los tres más frecuentes helmintos intestinales fueron: *Trichuris trichiura*, *Ascaris lumbricoides* y con el 39.3 % *Uncinarias sp.* observando mayor prevalencia en niños y adolescentes de 5 a 15 años de edad. Las infecciones helmínticas, pueden llegar a comprometer los niveles nutricionales de hierro principalmente por *Uncinarias sp.* o (*Anquilostomas*) (Brito et al., 2003). Las infecciones por nematodos intestinales adquieren relevancia especial cuando causan o agravan la nutrición proteica energética, la anemia ferripriva y la carencia de vitamina A (Junqueira and

Queiróz 2002).

La presencia de helmintos y la malnutrición coinciden generalmente en las mismas zonas geográficas de nuestro país. Los resultados de trabajos recopilados desde el año 1975 muestran que la prevalencia de nemátodos intestinales es mayor en zonas geográficas con mayor temperatura y humedad, aspecto clásico y reconocido mundialmente (Mollinedo and Prieto, 2006). Los altos niveles de parasitismo en Bolivia y especialmente en zonas tropicales, se explican por la carencia de servicios sanitarios lo que obliga a sus habitantes a defecar en la tierra, la falta de disponibilidad de agua potable y las características de trabajo rural de una población con educación precaria. Además, las costumbres de no usar zapatos cerrados permiten una contaminación múltiple de parásitos. La mayoría de los protozoarios ya salen infectantes en las heces y se diseminan por las manos, el uso de aguas servidas y la preparación poco higiénica de alimentos (INE, 2003).

5.2 NIVEL DE EXPOSICIÓN AL MERCURIO EN EL BENI Y EN LA AMAZONIA.

La población de nuestro estudio presentó un promedio de concentración de mercurio en cabello por debajo de 5 µg/g. La mayor concentración de mercurio fue de 34.1 µg/g. Durante nuestra investigación clínica no se observó signos o síntomas clínicos relacionados con la intoxicación con mercurio, debido a que los niveles de exposición están por debajo del umbral propuestos por la OMS. Los eventos de contaminación producidos en Japón e Irak han servido de base para que la OMS proponga un rango de exposición de Hg en cabellos, fundado en la aparición de signos clínicos de envenenamiento. Clásicamente, la parestesia es el primer signo clínico y se observa entre los 50 y 125 µg/g (WHO, 1976). La concentración de 50 µg/g esta asociada con un aumento del 5% de riesgo de lesiones neurológicas en adultos (WHO, 1990). Según este informe basado en un análisis de los eventos de Irak, un nivel de mercurio de 10 a 20 µg/g en muestras de cabello de la madre puede estar asociado a un 5% de riesgo neurológico para el feto. En base a un análisis de varios estudios en Faroe, Seychelles y otros países, se mostró que a partir de una concentración de Hg en los cabellos de la madre existe una duplicación de la prevalencia de 5% de riesgo de anomalías neurológicas en el infante y niños (Pinherio et al., 2005; UNEP, 2002; van Wijngaarden et

al., 2006). Sin embargo en casos de adultos, los efectos neurológicos pueden ocurrir en concentraciones de mercurio en cabello en el rango de 30-50 μ g/g (Hacon et al., 2000). En el río Tapajós, se observó signos de disfunción neurológica por debajo del umbral propuesto por la OMS (Lebel et al., 1996).

La mayoría de los estudios realizados en la amazonía del Brasil sobre la exposición con mercurio en cabello provienen de trabajadores de las minas de oro; pero pocos estudios se han efectuado en comunidades que no tienen actividad aurífera. Estos estudios han demostrado que estas comunidades están expuestas al mercurio mediante el consumo de peces contaminados con mercurio y en algunos casos observaron efectos en su salud por la contaminación (Pinheiro et al., 2006a; Santos et al., 2002; Santos et al., 2000a). En un reporte anual de 1998 a 1999 en Canadá, científicos han revelado una extensa contaminación del río Tapajós. El mercurio estaba presente en los sedimentos fluviales, en todos los peces atrapados por las redes, y en las personas que moran cerca de dicho río. Sin embargo, los investigadores, vieron con sorpresa que la contaminación no fue causada por el mercurio utilizado en la minería aurífera sino más bien por mercurio en el suelo. Explicaron que no había diferencia en los niveles de exposición al mercurio entre pobladores que residen 100 kilómetros río abajo de la zona minera y aquellos que habitan 300 km río abajo. Esto se debe a que el mercurio que se ha acumulado en el suelo por miles de años se está liberando a los arroyos y vías acuáticas a través de la erosión de los suelos causada por la deforestación masiva (Maurice Bourgoïn et al., 2001; Mergler et al., 2002; Pinheiro et al., 2006b; Roulet and Lucotte, 2000; Santos et al., 2001; Santos et al., 2000b).

También se ha logrado coleccionar sedimentos a lo largo del río Tapajós y se ha medido los niveles de mercurio en varios centímetros de capas de suelo. La más reciente capa de sedimento contenía de 1.5 a 3 veces más mercurio que en las capas depositadas en 40 años, justamente a 400 kilómetros río debajo de las minas de oro. El examen de los suelos a lo largo del río reveló un aumento de la concentración en la superficie de los suelos. Este mercurio puede tener una relación por el incremento de la tala y quema de árboles a lo largo de este río y por la migración que se dio durante 40 años para colonizar la cuenca del río Tapajós (Lebel, 1999). Se ha realizado estudios en comunidades que no están involucrados

en la explotación del oro para demostrar sobre el impacto que tendría el mercurio en la salud de las diferentes comunidades. Un estudio de corte transversal en una población de Cametá, localizada a orilla del río Tapajós aproximadamente a 230 km río abajo del área de la mina de oro, evaluó la conducta psicomotor y los niveles de mercurio en cabello de la población que no tenía actividad en minas auríferas. Se observó que el 61.8% de los participantes consumían pescado durante la semana. La media del nivel de mercurio total encontrado fue de 9 µg/g. Con este estudio demostraron efectos neurotóxicos en la función motora, asociado con una exposición con metilmercurio a bajos niveles (Dolbec et al., 2000). Según un estudio en la Amazonia Andina del Ecuador en tres comunidades del río Napo, una región sin actividad aurífera pero con una significativa deforestación y suelos volcánicos, se vio que las dos comunidades rurales que tenían un alto consumo de pescado presentaban un más alto nivel de mercurio. Concluyeron los investigadores que los niveles de mercurio en las dos comunidades rurales eran similares a los encontrados en Brasil en lugares donde existía una disminución en la capacidad psicomotora correlacionada con niveles de mercurio (Webb et al., 2004). Investigadores descubrieron en la ciudad de Brasilia Legal, situada a 250 kilómetros río abajo del área minera de oro del Brasil, en muestras de cabello de adultos un promedio de nivel de mercurio de 15.9 µg/g. Este resultado se debe, porque los pobladores consumen bastante pescado, que tienen altos niveles de mercurio. A este nivel no se observó daño en la salud por envenenamiento con mercurio porque este alcance de exposición estaba por debajo del umbral de 50 µg/g considerado límite por la OMS (Lebel et al., 1997).

El rol del consumo de pescado en la contaminación por el mercurio es muy innegable en un estudio del Madeira River (reserva de Kayapo) que tiene gran actividad aurífera y donde la gente involucrada en el estudio vive de la pesca y la caza. Se observó que las madres *no indias* presentaban elevadas concentraciones de mercurio en cabello, con una media de 14.08 µg/g (rango: 0.8-94.7 µg/g.). En cambio las madres *indias* presentaron una concentración media de 8.30 µg/g (rango de 0.8-13.3 µg/g). Las madres *no indias* consumían relativamente más pescado que las madres *indias* que preferían consumir carne de caza. Se concluyó que la contaminación al mercurio por el consumo de pescado era una vía de contaminación más importante que la exposición ocupacional en la actividad minera (Barbosa et al., 1998). De igual forma un estudio realizado en poblaciones de la cuenca del

Río Negro de la Amazonia del Brasil, que no están impactados por la minería del oro, se ha determinado que las concentraciones de mercurio en madres de edad fértil (15 a 45 años) estaban alrededor de 6.5 a 32.6 $\mu\text{g/g}$ en cabello. Su consumo de pescado era de 170.5 g por día (rango de 23 a 293 g). El 82% tenían una concentración por encima de 10 $\mu\text{g/g}$. A pesar de esta, no se ha detectado síntomas compatibles con la enfermedad de Minamata (Dorea et al., 2003). Se realizó un estudio en tres comunidades de estado de Pará del Brasil: 1) la comunidad Brasilia Legal, 2) Sau Luiz de Tabajós, (localizadas en zonas de mayor riesgo con la contaminación con mercurio por la gran actividad auríferas) y 3) Santana de Ituqui (que se encuentra fuera de esta zona de riesgo). Estas comunidades dependen económicamente de la agricultura y la pesca. Existía un importante consumo de pescado en ambas zonas. Los promedios en los niveles de mercurio en las comunidades localizadas en zonas de alto riesgo fueron $> 11 \mu\text{gHg/g}$, y $< 5 \mu\text{gHg/g}$ en Santa Ituqui. Los niveles de mercurio en los peces carnívoros se encontraron más altos en zonas de alto riesgo. Se concluyó que los elevados niveles de mercurio en estas comunidades se deben por el alto consumo de peces contaminados y por el incremento con la edad y la larga residencia de las personas en estas comunidades. También sugirieron estos investigadores, que las enfermedades infecciosas y las frecuentes diarreas y el poliparasitismo podían interferir con la absorción intestinal del MeHg (metilmercurio) (Santos et al., 2000b).

En los casos de los niños amamantados en forma prolongada, se ha sugerido en un estudio en las Islas Faroese que la leche materna podría ser otra vía de contaminación (Grandjean et al., 1994). Pero, el beneficio de la leche materna en comunidades desaventajadas es superior al riesgo de la contaminación (Dorea and Barbosa, 2003). Un estudio reciente en las mismas Islas Faroese concluye que aún el efecto positivo de la leche materna potencialmente contaminada con mercurio en el desarrollo neuroconductivo sea menor, no existiendo riesgo de deficiencia neuropsicológico (Jensen et al., 2005). También se mostró que el mercurio en cabellos de infantes lactantes no esta significativamente correlacionado con el Hg en la leche, pero si esta correlacionado con el Hg de cabellos de las madres (Dorea and Barbosa, 2003). Esto nos indica que la transferencia de Hg en la placenta es más importante que por la vía de la leche.

De acuerdo a otros estudios se ha observado que los fetos humanos pueden ser 5 a 10 veces mas sensitivos que en los adultos al envenenamiento con mercurio (Boischio, 2000).

Los más afectados son los fetos e infantes lactantes de mujeres de estas poblaciones que se alimentan de los peces de la Cuenca Amazónica, siendo expuestos a MeHg vía transferencia placentaria y muy poca concentración a través de la leche materna (Boischio and Cernichiari, 1998). En un estudio realizado en Guyana Francesa sobre la evaluación en el desarrollo neurológico en niños de 9 meses a 6 años expuestos a metilmercurio, no se ha podido registrar signos neurológicos mayores excepto por dos niños. En este estudio el 2.6% de los niños tenían niveles de mercurio $<5 \mu\text{g/g}$, el 13.2% entre 5 y $10 \mu\text{g/g}$ y el 27.9% estuvo mayor a $10 \mu\text{g/g}$ (Cordier et al., 2002).

En el presente trabajo, los niveles de contaminación observados estuvieron generalmente más bajos que en los estudios citados. No hemos observado diferencias significativas entre las madres y los niños y adolescentes con el mercurio. A estos niveles de contaminación, es difícil poner en evidencia anomalías neurológicas Cabe subrayar todavía, que algunas madres presentaron signos que evocaban deficiencias tal como restricción del campo visual o pobre coordinación de los miembros. Estas madres tenían valores de mercurio mas elevados que las otras mujeres. Pero en el contexto de un trabajo de campo de este tipo, es difícil organizar una investigación especializada mas sofisticada para confirmar esta tendencia.

5.3 ROL DEL CONSUMO DE PECES EN LA CONTAMINACIÓN CON MERCURIO

Uno de los alimentos de consumo de mayor interés nutricional en las comunidades ribereñas estudiadas fue el pescado: el 62% de las familias consumían pescado por semana y 19.9% consume pescado por día. Además, se observó que el 63.6 % de las familias consumían peces herbívoros y omnívoros y el 36.4% peces piscívoros y carnívoros. En razón al fenómeno de bioamplificación, la concentración de metilmercurio (MeHg) a lo largo de la cadena alimentaría puede ser 10 veces mas elevada en los pescados carnívoros que en los pescados herbívoros y de 10 000 a 100 000 veces mas que la concentración en el agua. Jamás el modo de preparación en la cocina o cocción permite disminuir la concentración de

mercurio en el pescado (Cossa et al., 1986). Aunque el riesgo de las familias encuestadas de comer pescado contaminado aparece limitado, no es negable.

Hay que rescatar que el pescado es un alimento importante para la dieta de la gente de las selvas Amazónicas. Es abundante, de origen natural, rico en proteínas, en ácidos grasos y minerales. Además los pescados contienen selenio, un elemento nutricional que contrarresta los efectos tóxicos del mercurio (Peraza et al., 1998).

5.4 FACTORES DE RIESGO ASOCIADOS A LA EXPOSICIÓN AL MERCURIO.

Los análisis bivariados han demostrado la existencia de numerosas asociaciones significativas dentro el nivel de mercurio en cabellos y las variables de las familias, clínicas o antropométricas. En las madres es interesante notar las relaciones negativas entre la corpulencia (IMC, masa grasa...) y el nivel de mercurio desaparecen en los análisis multivariados. En realidad, la “etnia” era la verdadera variable predictiva. Las mujeres Esse Ejjas, son de conformación más delgada que las Tacanas y tienen un estilo de vida “tradicional” orientado hacia la pesca. Similarmente, los Esse Ejjas tienen una vida más arriesgada y son menos organizados que los Tacanas para competir en un mundo moderno. Lo que explica también la vulnerabilidad reproductiva de las madres con un índice elevado de niños muertos o de abortos. Así se explica la relación entre la exposición al mercurio y estas variables. No se puede decir que el mercurio provoca abortos o muertes de los niños, lo que se observó en otras ocasiones (UNEP, 2002), pero las madres frágiles se encuentran mayormente en el grupo con alto consumo de pescado. Un estudio realizado en la cuenca del río Negro (Brasil) tampoco demostró que existía una relación entre mercurio y el IMC (Barbosa et al., 2001).

La relación entre el mercurio, consumo de pescado y estilo de vida es el verdadero hilo conductor de la contaminación, como indica muy bien el análisis de regresión logística. Esta relación se mantiene en el caso de los niños y adolescentes. Es interesante resaltar que la relación observada entre el mercurio y los índices P-T y T-E en los niños de 5-10 años; se mantienen. Obviamente no fue el mercurio que produce un mejor crecimiento pero más

bien, los resultados sugieren que podría ser el consumo de pescado. Anecdóticamente, se puede observar que la pesca es una actividad importante por parte de niños de este grupo de edad. Es posible que los adolescentes no participaron tanto en la pesca porque tenían que colaborar al trabajo de sus padres o madres. Paradójicamente, en grupos de niños amazónicos vulnerables, como es el caso en esta muestra, un nivel bajo a moderado de mercurio podría ser un indicador de relativo buen estado nutricional y no de deficiencia de desarrollo. Sin embargo una investigación en niños indígenas de menos de 10 años del este de la Amazonía del Brasil, no demostró tal relación con el estado nutricional(Dorea et al., 2005). Cabe rescatar que en este estudio se encontró en los adolescentes una relación significativa y positiva entre el mercurio y el IMC. Esto se puede explicar por la misma relación positiva entre estado nutricional y consumo de pescado que existe como en los niños. Infortunadamente, el diseño transversal del estudio no permite averiguar esta hipótesis. Es importante señalar que existen muy pocos estudios que han considerado las relaciones con el mercurio entre el estado nutricional, el crecimiento de los niños y el ritmo de desarrollo en la pubertad como es el caso de otros metales (Selevan et al., 2003).

6 CONCLUSIÓN.

El estudio nos muestra que estas comunidades presentaron contaminación con mercurio a bajos niveles. La contaminación estuvo relacionada principalmente con el consumo de pescado en grupos étnicos que tenían un estilo de vida “tradicional”. No fue posible demostrar un impacto negativo directo del mercurio en la salud de la gente, aunque existían algunas relaciones que lo pueden sugerir. Tres grupos de razones pueden explicar esto: el diseño transversal del estudio que no permite medir el impacto 2) el consumo moderado de pescados, especialmente de pescados carnívoros y piscívoros por parte de las comunidades y 3) las condiciones de vida difíciles y la carga patológica elevada de la gente que puede esconder un efecto propio del mercurio. Estas comunidades carecen de centros de salud, servicios sanitarios (agua potable, alcantarillado, luz eléctrica) y son de acceso difícil, debido a la crecida del río en épocas de lluvias. En la situación presente, sería una recomendación equivocada privarles del consumo de pescado, que constituye un aporte indispensable en su dieta generalmente pobre en valor nutricional. Hay que mejorar primero

las condiciones de salud básica: atención a las madres embarazadas y lactantes; atención a los infantes y a los niños. Sin embargo, existe el riesgo de ser contaminado por el mercurio a niveles capaces de producir daños, por esta razón se debe vigilar y controlar.

Es indispensable una política de formación y educación de los pobladores río abajo asociada al control del nivel de mercurio en pescado. Con esta base, se podría dirigir hacia las comunidades con mensajes de prevención sobre el riesgo específico de consumir ciertas especies de pescados en ciertas temporadas.

Por suerte, la situación actual en el Beni no es tan grave como en el Brasil o las Guyanas. Sin embargo no se debe minimizar el problema de contaminación y hay que seguir vigilando y sensibilizando a la gente y también al gobierno, sobre los daños posibles en la salud y la economía que pueden sufrir estas comunidades.

7 Bibliografía

- Amouroux D, Wasserman JC, Tessier E, and Donard O (1999) Elemental mercury in the atmosphere of a tropical Amazonian forest (French Guiana). *Environmental Science & Technology* 33:3044-3048.
- Anónimo (2005) Diagnostico socioeconómico zona 2 : Piedemonte y llanuras: Evaluación ambiental estrategica del corredor norte de Bolivia. La Paz: DHV-ANR, BV, pp. 115.
- Awasthi S, Bundy DA, and Savioli L (2003) Helminthic infections. *Bmj* 327:431-3.
- Barbosa AC, Jardim W, Dorea JG, Fosberg B, and Souza J (2001) Hair mercury speciation as a function of gender, age, and body mass index in inhabitants of the Negro River basin, Amazon, Brazil. *Arch Environ Contam Toxicol* 40:439-44.
- Barbosa AC, Silva SR, and Dorea JG (1998) Concentration of mercury in hair of indigenous mothers and infants from the Amazon basin. *Arch Environ Contam Toxicol* 34:100-5.
- Benefice E, Lopez R, Monroy SL, and Rodriguez S (2006) Fatness and overweight in women and children from riverine Amerindian communities of the Beni River (Bolivian Amazon). *Am J Hum Biol* 19:61-73.
- Benefice E, Luna S, Jimenez S, and Lopez R (2005) Nutritional status of Amerindian children from the Beni River (Lowland Bolivia) as related to environmental, maternal and dietary factors. *Public Health Nutrition* 9:327-335.
- Boischio AA (2000) Re: evaluating mercury exposure through fish consumption in the Amazon--the roles of biomarkers and predictive models. *Environ Res* 82:91-2; author reply 93.
- Boischio AA, and Cernichiari E (1998) Longitudinal hair mercury concentration in riverside mothers along the Upper Madeira river (Brazil). *Environ Res* 77:79-83.
- Brito L, Barreto ML, Silva RDCR, Assis AMO, Reis MG, Parraga I, and Blanton RE (2003) Risk factors for iron-deficiency anemia in children and adolescents with intestinal helminthic infections. *Rev Panam Salud Publica* 14:422-431.
- Cano ES (2001) Toxicología del mercurio, actuaciones preventivas en sanidad laboral y ambiental. *Jornada Internacional sobre el impacto ambiental del mercurio utilizado por la minería aurífera artesanal en Iberoamericana*, pp. 66.
- Clarkson T, Magos L, and Myers G (2003) The toxicology of mercury-Current exposures and clinical manifestations. *The New England journal of medicine* 349:1731-1737.
- Clarkson TW, and Strain JJ (2003) Nutritional factors may modify the toxic action of methyl mercury in fish-eating populations. *J Nutr* 133:1539S-43S.
- Cordier S, Garel M, Mandereau L, Morcel H, Doineau P, Gosme-Seguret S, Josse D, White R, and Amiel-Tison C (2002) Neurodevelopmental investigations among methylmercury-exposed children in French Guiana. *Environ Res* 89:1-11.
- Cossa D, Thibaud Y, Romeo M, and Barelli GM (1986) Le mercure en milieu marin: Biogeoquímica et Ecotoxicología. Paris-Francia: Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, Institut national de la santé et de la recherche médicale, pp. 130.

- Dolbec J, Mergler D, Sousa Passos CJ, Sousa de Morais S, and Lebel J (2000) Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, Brazilian Amazon. *Int Arch Occup Environ Health* 73:195-203.
- Dorea J, Barbosa AC, Ferrari I, and de Souza JR (2003) Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. *Int J Environ Health Res* 13:239-48.
- Dorea JG, and Barbosa AC (2003) Maternal mercury transfer. *Environ Res* 93:113-4.
- Dorea JG, Barbosa AC, Ferrari I, and De Souza JR (2005) Fish consumption (hair mercury) and nutritional status of Amazonian Amer-Indian children. *Am J Hum Biol* 17:507-14.
- Elhassani S (1982) The many faces of methylmercury poisoning. *J Toxicol Clin Toxicol* 19:875-906.
- Fernandez ID, Himes JH, and de Onis M (2002) Prevalence of nutritional wasting in populations: building explanatory models using secondary data. *Bull World Health Organ* 80:282-91.
- Fitzgerald WF, and Clarkson TW (1991) Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. *Environ Health Perspect* 96:159-66.
- Grandjean P, Jorgensen PJ, and Weihe P (1994) Human Milk as a Source of Methylmercury Exposure in Infants. *Environ Health Perspect* 102:74-7.
- Hacon S, Yokoo E, Valente J, Campos RC, da Silva VA, de Menezes AC, de Moraes LP, and Ignotti E (2000) Exposure to mercury in pregnant women from Alta Floresta-Amazon basin, Brazil. *Environ Res* 84:204-10.
- Hanisch C (1998) Where is deposition coming from? *Environmental Science & Technology* 32:176A-179A.
- Hylander LD, and Meili M (2003) 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *Sci Total Environ* 304:13-27.
- INE (2003) Encuesta de Demografía y Salud: Salud materno-infantil y física de adultos. La Paz: Instituto Nacional de Estadística (INE), Ministerio de Salud y Deportes (MSD), pp. 55.
- Jensen TK, Grandjean P, Jorgensen EB, White RF, Debes F, and Weihe P (2005) Effects of breast feeding on neuropsychological development in a community with methylmercury exposure from seafood. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 15:423-30.
- Junqueira MMI, and Queiróz OFE (2002) Relationship between protein-energy malnutrition, vitamin A, and parasitoses in children living in Brasília. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 35:133-141.
- Kempff Mercado N, Robison D, Mckean S, Silva R, Minkowski K, Villegas Z, and Carreño G (2000) Analisis de la Situacion Social e Institucional y Sistema de Informacion Geografico de las Areas Protegidas de la Amazonia Boliviana. In N Kempff Mercado (ed.). Santa Cruz: Museo de Historia Natural, pp. 180.
- Lagos E, Blanco H, Torres V, and Bustos B (2002) Centro de investigacion y planificacion del medio ambiente: Hallazgos y Desafios desde la Investigacion. Santiago-Chile: CIPMA, Minería, Minerales y Desarrollo Sostenible-América del Sur (MMSD), pp. 51.
- Lawrence AL, McAloon KM, Mason RP, and Mayer LM (1999) Intestinal Solubilization of Particle-Associated Organic and Inorganic Mercury as a Measure of Bioavailability to Benthic Invertebrates. *Environmental Science & Technology* 33:1871-1976.

- Lebel J (1999) Mercury poisoning in the Amazon: The tip of the iceberg. Ottawa-Canada: Ecosystem Approaches to Human Health Program Initiative, International Development Research Centre (IDRC), pp. 5.
- Lebel J, Mergler D, Branches F, Lucotte M, and Amorim M (1998) Effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. *Environmental research* 79:20-32.
- Lebel J, Mergler D, Lucotte M, Amorim M, Dolbec J, Miranda D, Arantes G, Rheault I, and Pichet P (1996) Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. *Neurotoxicology* 17:157-67.
- Lebel J, Roulet M, Mergler D, Lucotte M, and Larribe F (1997) Fish diet and mercury exposure in a Riparian Amazonian population. *Water Air and Soil Pollution* 97:31-44.
- López E (2000) La educación de jóvenes y adultos indígenas en Bolivia. Programa de formación de educación intercultural, bilingüe para los países andinos (PROEIB ANDES). Cochabamba-Bolivia: Universidad Mayor de San Simón y Cooperación técnica Alemana (GTZ), pp. 99.
- Mangal JM (2001) Assessing mercury contamination in the Amazon Basin, pp. 1-26. <http://www.mangal.dk/mercury.pdf>.
- Martinez XG (2004) " El mercurio como contaminante global". Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente, Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona (España).
- Maurice Bourgoïn L, and 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*. IAHS Special Publication no. 6, 2002. no. 6:49-67.
- Maurice Bourgoïn L, Quiroga I, Alanoca L, Flores L, and Chincheros J (2001) El mercurio en la amazonia Boliviana : sintesis del conocimiento sobre la contaminacion por mercurio en aguas, sedimentos y peces del rio Beni y sus tributarios, impactos sobre las poblaciones ribereñas. La Paz: FONAMA, IRD, pp. 75.
- MEASURE (2004) Encuesta nacional de demografía y salud ENDSA 2003: (Electronic database). Available from <http://www.measuredhs.com/>.
- Mergler D, Guimarães JR, Marc L, Boischio AA, Davidson R, Saint-Charles J, Farella N, Gaspar E, Passos CJ, Sampaio, Poirier D, Morais S, and Mertens F (2002) Mercury exposure and ecosystem health in the amazon: Building solutions with the community. Montreal-Canada: Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, Canada, pp. 12.
- Mollinedo Ps, and Prieto BC (2006) El enteroparasitismo en Bolivia: Memoria de la investigación 1975-2004). La Paz-Bolivia: Ministerio de Salud y Deporte, Dirección nacional de Servicios de Salud, Programa Nacional del Escolar y Adolescente, Unidad de Parasitología INLASA, pp. 1-71.
- Moretto MB, Funchal C, Santos AQ, Gottfried C, Boff B, Zeni G, Pureur RP, Souza DO, Wofchuk S, and Rocha JB (2005) Ebselen protects glutamate uptake inhibition caused by methyl mercury but does not by Hg²⁺. *Toxicology* 214:57-66.
- Nriagu JO, Pfeiffer WC, Malm O, Magalhaes de Souza CM, and Mierle G (1992) Mercury pollution in Brazil. *Nature* 356:389.

- Olivera J (2002) Toxicología ambiental. Bogotá-Colombia: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación Bogotá , Programa de Desarrollo Sostenible de la Región de la Mojana Colombia, pp. 41.
- Osame M, and Takizawa Y (2001) A brief introduction to Minamata disease. In Y Takizawa and M Osame (eds.): Understanding of Minamata disease. Methylmercury poisoning in Minamata and Niigata Japan. Tokyo: Japan Public Health Association, pp. 3-4.
- Peraza MA, Ayala-Fierro F, Barber DS, Casarez E, and Rael LT (1998) Effects of micronutrients on metal toxicity. *Environ Health Perspect* 106 Suppl 1:203-16.
- Pinheiro MC, Oikawa T, Vieira JL, Gomes MS, Guimaraes GA, Crespo-Lopez ME, Muller RC, Amoras WW, Ribeiro DR, Rodrigues AR, Cortes MI, and Silveira LC (2006a) Comparative study of human exposure to mercury in riverside communities in the Amazon region. *Braz J Med Biol Res* 39:411-4.
- Pinheiro MCN, Oikawa T, Vieira JLF, Gomes MSV, Guimarães GA, Crespo-López ME, Müller RCS, Amoras WW, Ribeiro DRG, Rodrigues AR, Côrtes MIT, and Silveira LCL (2006b) Comparative study of human exposure to mercury in riverside communities in the Amazon region. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research* 39:411-414.
- Pinheiro RCS, Müller J, Sarkis J, and Vierira T (2005) Mercury and selenium in hair samples of women in fertile age from Amazon riverside communities. *Science of the total Environment* 20:5.
- Robinson D (2000) Los primeros pasos para un monitoreo social-ambiental, en reservas de la Biosfera y otras áreas protegidas en la Amazonia. La Paz- Bolivia: UNESCO, pp. 432.
- Ródenas de la Rocha S, Navarro IS, Sánchez-Muniz FJ, Azcona MAC, and Marín MTL (2003) Interés biomédico de la determinación de elementos traza en el cabello. *Schironia* 2:36-41.
- Roulet M, and Lucotte M (2000) Source of Mercury in the Amazon. Montreal (Canada): Chaire de recherche en environnement H-Q/CRSNG/UQAM Université du Québec à Montréal, pp. 11.
- Roulet M, Lucotte M, Canuel R, Farella N, Courcelles M, Guimaraes J, Mergler D, and Amarin M (2000) Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in central Amazon. *Chemical Geology* 165:243-266.
- Roulet M, Lucotte M, Farella N, Serique G, Coelho H, Sousa Passos CJ, de Jesus da Silva E, Andrade Sd, P. M, D., Guimarães J-RD, and Amorim M (1999) Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water Air Soil Pollution* 112:297-313.
- Salonen JT, Seppanen K, Lakka TA, Salonen R, and Kaplan GA (2000) Mercury accumulation and accelerated progression of carotid atherosclerosis: a population-based prospective 4-year follow-up study in men in eastern Finland. *Atherosclerosis* 148:265-73.
- Santos EC, Camara VM, Jesus IM, Brabo ES, Loureiro EC, Mascarenhas AF, Fayal KF, Sa Filho GC, Sagica FE, Lima MO, Higuchi H, and Silveira IM (2002) A contribution to the establishment of reference values for total mercury levels in hair and fish in amazonia. *Environ Res* 90:6-11.

- Santos EC, Jesus IM, Brabo ES, Loureiro EC, Mascarenhas AF, Weirich J, Camara VM, and Cleary D (2000a) Mercury exposures in riverside Amazon communities in Para, Brazil. *Environ Res* 84:100-7.
- Santos O, Camara M, Jesus IM, Brabo ES, Loureiro B, Mascarenhas S, Fayal KF, Filho GC, Sagica FE, Lima MO, Higuch H, and Silveira IM (2001) A Contribution to the Establishment of Reference Values for Total Mercury Levels in Hair and Fish in Amazonia. *Environmental Research Section A* 90:6-11.
- Santos OdCE, Jesus MI, Brabo SE, Loureiro BEC, Mascarenhas SAF, Weirich J, and Cleary D (2000b) Mercury Exposures in Riverside Amazon Communities in ParaH , Brazil. *Environmental Research Section A* 84:100-107.
- Selevan SG, Rice DC, Hogan KA, Euling SY, Pfahles-Hutchens A, and Bethel J (2003) Blood lead concentration and delayed puberty in girls. *N Engl J Med* 348:1527-36.
- Stern S, Cox C, Cernichiari E, Balys M, and Weiss B (2001) Perinatal and lifetime exposure to methylmercury in the mouse: blood and brain concentrations of mercury to 26 months of age. *Neurotoxicology* 22:467-77.
- Stoltzfus R (2001) Defining iron-deficiency anemia in public health terms: a time for reflection. *J Nutr* 131:565S-567S.
- Stoltzfus R, Chway H, Montresor A, Tielsch J, Jape J, Albonico M, and Savioli L (2004) Low dose daily iron supplementation improves iron status and appetite but not anemia, whereas quarterly anthelmintic treatment improves growth, appetite and anemia in Zanzibari preschool children. *Journal of Nutrition* 134:348-356.
- Trasande L, Landrigan PJ, and Schechter C (2005) Public health and economic consequences of methyl mercury toxicity to the developing brain. *Environmental health perspectives* 113:590-596.
- UNEP (2002) Global mercury assessment. Geneva: United Nations Environment Program-Chemicals, pp. 258.
- van Wijngaarden E, Beck C, Shamlaye CF, Cernichiari E, Davidson PW, Myers GJ, and Clarkson TW (2006) Benchmark concentrations for methyl mercury obtained from the 9-year follow-up of the Seychelles Child Development Study. *Neurotoxicology* 27:702-9.
- Wasserman JC, Hacon S, and Wasserman A (2003) Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. *Royal Swedish Academy of Sciences* 32:336-342.
- Webb J, Mainville N, Mergler D, Lucotte M, Betancourt O, Davidson R, Cueva E, and Quizpe E (2004) Mercury in Fish-eating Communities of the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Ecohealth* 1:Su59-Su71.
- WHO (1990) Environmental Health Criteria 101: Methylmercury. Geneva: United Nations Environment Programme, International Labour Organization and World Health Organization, pp. 115.
- WHO (1995) Physical status. The use and interpretation of anthropometry. Report of a WHO Expert Committee: WHO Technical Report Series n° 854. Geneva: World Health Organization, pp. 513.
- WHO (2001) Iron Deficiency Anaemia. Assessment, Prevention and Control. A guide for programme managers. Geneva, pp. 132.

8 ANEXOS

8.1 ANEXO 1: EL METILMERCURIO EN EL MEDIO AMBIENTE.

El metil mercurio es una de las especies de mercurio más tóxicas para un gran número de seres vivos en el conjunto de la cadena trófica. El metilmercurio que se encuentra en el medio ambiente proviene de la conversión biótica o abiótica del mercurio inorgánico. La metilación del mercurio inorgánico, se da por dos vías, la vía de metilación biótica parece ser más común en la mayoría de los ambientes en los que la metilación tiene lugar.

La metilación biótica se encuentra íntimamente relacionada con la actividad de las bacterias sulfo-reductoras que se encuentran en sedimentos de ríos, lagos y estuarios. (Roulet et al., 2000).

Se calcula que aproximadamente el 95% de la biometilación del mercurio es llevada a cabo por microorganismos sulforeductoras, su rendimiento y eficiencia en la biometilación dependerá del nivel de oxígeno del sedimento/agua, esta biometilación se produce en condiciones anóxicas. La síntesis de moléculas orgánicas de mercurio puede darse en forma anaeróbica y aeróbica. En la metilación anaeróbica, las bacterias que metilan el mercurio inorgánico usan el cofactor metilcobalamina a través de una reacción no enzimática. La metilación aerobia esta generada por bacterias, además por hongos. Esta metilación involucra la interacción del mercurio con homocisteína o cisteína a través de procesos enzimáticos. Para que se produzca la metilación deben existir dadores de grupos metilos. Acetato, piruvato y serina, son como posibles candidatos para aportar el grupo metilo necesario en la reacción de metilación del mercurio inorgánico, esta conversión se da en el interior de la célula de la bacteria, esta capacidad esta ligada a la presencia de ciertas enzimas que permiten a la bacteria reconocer al Hg^{2+} como un sustrato alternativo.

8.1.1 Demetilación del mercurio.

La demetilación del mercurio orgánico por bacterias se encuentra perfectamente caracterizada., a diferencia de la metilación del mercurio inorgánico. Esta reacción ocurre en

bacterias que oponen resistencia a los órgano mercuriales y es factible por la presencia del gen órgano mercurial liasa que permite a la bacteria romper al enlace mercurio-carbono del metilmercurio.

8.1.2 Bioacumulación del metilmercurio.

Una vez generado y liberado el metilmercurio por los microorganismos presentes en el sedimento, este entra en la cadena alimenticia por una rápida difusión y es fuertemente unido a las proteínas en la biota acuática bioacumulandose en pescados y biomagnificandose en la cadena alimentaria acuática.

El paso del mercurio orgánico (metilmercurio) del sedimento a la biota ocurre hacia organismos bentónicos como a aquellos presentes en la columna de agua, siendo el proceso modulado en gran parte por el contenido de materia orgánica presente en el sedimento (Lawrence et al., 1999), ver figura 8.1

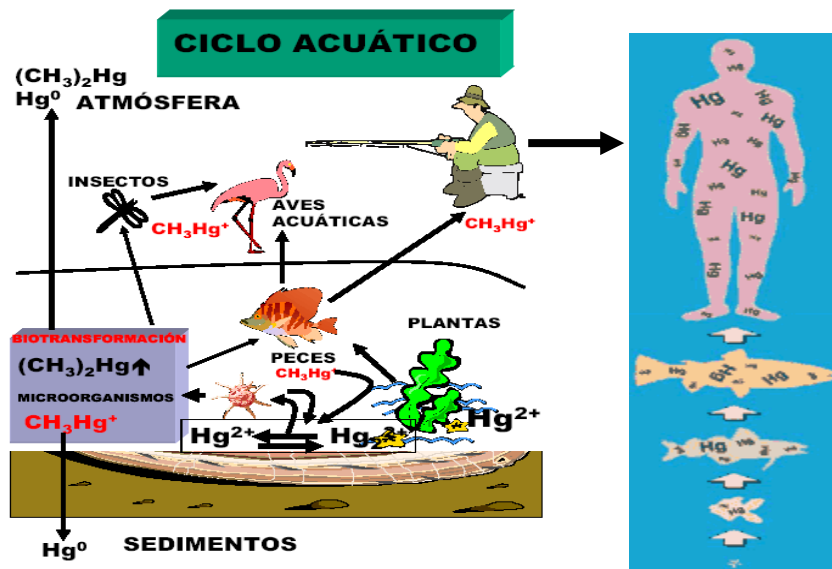


Fig. 1.4 Ciclo acuático y bioacumulación del metilmercurio

8.1.3 Toxicidad del mercurio.

El mercurio es un metal pesado y su presencia en el cuerpo humano resulta tóxica a partir de ciertos niveles críticos que dependen fundamentalmente, de un conocimiento de las relaciones dosis-efecto y dosis-respuesta. Asimismo, depende del conocimiento de las variaciones en la exposición, absorción, metabolización y excreción en cualquier situación dada. Por tanto, siempre que se hable de mercurio en relación a salud pública (población general) y salud laboral (trabajadores con exposición al mercurio) es necesario tener en cuenta el nivel de fondo de la zona concreta en estudio, junto a características geográficas, demográficas, geológicas, climáticas y socioeconómicas.

La toxicidad del mercurio es conocida desde la antigüedad. Hipócrates (370 a.C.) y Plinio (77 a.C.) describieron enfermedades y dolencias que experimentaban los esclavos que trabajaban en minas de mercurio (Martínez, 2004). La revolución industrial y tecnológica de los siglos XIX y XX trajo consigo un gran número de nuevas aplicaciones para el mercurio y mucho de sus compuestos, pero también otras posibles vías de contaminación medioambiental y exposición ocupacional. La mayor señal de alarma se dio en 1953-1960 con el desastre de la Bahía de Minamata (Japón), como también en Niigata (Japón) y entre 1971-1972 más de 400 personas murieron en Irak por intoxicación con metilmercurio.

En el hombre, la principal fuente de metil-mercurio la constituye la dieta, en particular a través del consumo de pescado contaminado, lo que contrarresta los beneficios nutricionales de los peces por que constituye un alimento importante en la dieta de la gente puesto que es rico en proteínas ácidos grasos y minerales, siendo cuantitativamente alto en lisina, yodo, aminoácidos que contienen sulfuros, cobre, calcio, cinc, hierro, manganeso, selenio, en ácidos lipídicos poliinsaturados de tipo omega-3 ; ácido docosahecanoico (DHA) y ácido eicosapentanoico que proveen un importante rol en la prevención de enfermedades coronarias y son esenciales para el desarrollo del cerebro (Clarkson and Strain, 2003). El pescado tiene alto contenido con lisina en comparación a la proteína de la leche. Comparado con la leche en polvo, el pescado tiene cinco veces más Cu, dos veces más alto Ca, dos veces más Zn, Fe, y Mn (Dorea et al., 2005). Paradójicamente, el consumo de peces esta

recomendado por los cardiólogos por su excelente contenido en nutrientes y antioxidantes, se ha demostrado efectos adversos al sistema nervioso y cardiovascular con el consumo de peces contaminados con mercurio (Salonen et al., 2000).

El metil mercurio ingerido en la dieta es absorbido y vertido al torrente sanguíneo. El transporte y penetración de metilmercurio en los diferentes tejidos se encuentran facilitados por la formación de un complejo de metilmercurio y cisteína. Este complejo es estructuralmente similar a la metionina por lo que su transporte hacia el interior de la célula es posible a través de las proteínas transportadoras de aminoácidos neutros.

Como una medida para prevenir la ingestión de mercurio a través del consumo de pescado, la Organización Mundial de la Salud (WHO, 1990), y en general varias entidades ambientales a nivel internacional, han fijado un límite máximo de concentración de este metal en músculo de pescado ($0.5 \mu\text{gHg/g}$) para consumo humano (Lagos et al., 2002) EEn los casos más leves, los efectos pueden aparecer más tarde en el desarrollo en forma de discapacidad psicomotora y mental, y reflejos patológicos persistentes. Los principales signos y síntomas de este deterioro neurológico son: perturbaciones sensoriales en las partes distales de las extremidades, seguido de ataxia, desequilibrio, constricción concéntrica del campo visual, dificultad para tragar y para hablar, debilidad muscular, temblores, movimientos anormales de los ojos y disminución de la capacidad auditiva. Esta sintomatología ha sido conocida como la Enfermedad de Minamata (Osame and Takizawa, 2001) Los estudios realizados en una población expuesta al metilmercurio contenido en el pescado sugieren también una relación con el aumento de la incidencia de enfermedades cardiovasculares (Salonen et al., 2000).

La habilidad del metilmercurio para penetrar la barrera placentaria permite acumularse en el feto. La velocidad de transporte a través de la barrera placentaria es 10 veces mayor respecto al mercurio inorgánico. En virtud de que los tejidos fetales tienen mayor afinidad para unirse al metilmercurio que los de la madre, los niveles son más altos en el nuevo ser que en la madre expuesta. La exposición a través de la leche materna es también importante en la alimentación de los bebés. Los estudios, empleando mercurio en cabello como

biomarcador, han demostrado que en infantes lactantes no existía una correlación significativa entre el mercurio de la leche y el mercurio en cabellos. Pero si existía una relación con el mercurio en cabello maternal Esto nos indica que la transferencia de mercurio es mas directo a través de la placenta que por vía de la leche materna (Barbosa et al., 1998).

En virtud de que el metilmercurio es acumulado tanto en el cerebelo como en la corteza cerebral, este compuesto inhibe la síntesis de proteínas y de ARN en las células de estos órganos Los daños causados son particularmente importantes en el desarrollo del cerebro fetal, particularmente durante la ultima etapa gestacional (Lebel et al., 1998). Recientemente, la EPA (Agencia de protección del medio ambiente), encargada de regular la cantidad de mercurio que se libera al medio ambiente, definió la dosis de referencia. Esta dosis corresponde a la concentración de mercurio que puede ser consumida diariamente a lo largo de la vida sin que se presente ningún efecto adverso (Trasande et al., 2005). De acuerdo con la EPA este valor es 0.01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de peso corporal/día (Clarkson et al., 2003). A diferencia de EPA, la FDA (Administración Federal de Alimentos) que es la agencia de Estados Unidos que controla la calidad del pescado y mariscos, establece que el límite permitido de mercurio es de 1 ppm (1 $\mu\text{g}/\text{g}$).

8.1.3.1 Transporte y distribución.

Una vez absorbido, el transporte del mercurio se realiza por los distintos constituyentes de la sangre. Se une a los grupos tiol de las proteínas, como lo demuestra la alteración de la movilidad electroforetica de aminoácidos (cisteína, lisina y arginina) y aumento de la movilidad anódica de la albúmina y hemoglobina. Penetra el metilmercurio la membrana del eritrocito y se une a la hemoglobina. Tanto en humanos como en animales de experimentación (conejo, ratón, rata) el metilmercurio se une al glutathion en el glóbulo rojo Un estudio de la distribución del mercurio elemental en el sistema nervioso central en ratas y ratones, reveló una mayor concentración en la materia gris que en la blanca. Además en el cerebro se observó una localización selectiva en las células de Purkinje y en las neuronas del núcleo dentado. La distribución del metilmercurio es mas uniforme. La mayor parte va al cerebro, hígado y riñón; se ha detectado también en epitelio del tiroides, células medulares

de las glándulas adrenales, espermatoцитos, epitelio pancreático, epidermis y cristalino (Stern et al., 2001). Ver figura 8.2

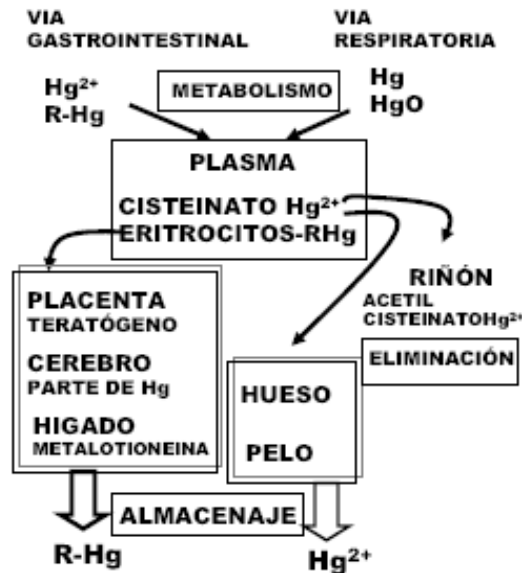


Fig. 8.2 Metabolismo del mercurio

8.1.3.2 Modelo toxico cinético de eliminación.

La orina, las heces y los cabellos son las rutas preferentes de eliminación para los compuestos inorgánicos. La mayor parte del metilmercurio, hasta un 90%, se excreta en heces desde el hígado vía bilis, presentando el llamado “ciclo entero hepático”. Durante su eliminación, el metilmercurio sufre la recirculación entero hepática pasando al tracto gastrointestinal de donde parte, es eliminado por las heces y parte reabsorbido hacia el plasma, cerrándose este ciclo.

8.1.3.3 Factores que modifican la toxicidad.

Las relaciones dosis-efecto y dosis-respuesta pueden ser modificadas por distintos factores como edad, sexo, estado nutricional según el tipo de compuesto de mercurio de que se trate. Algunos autores sugieren dos mecanismos para la atenuación del metilmercurio: 1) por el incremento en el plasma de aminoácidos derivados de la ingesta de proteínas de pescados, llegando a producir un incremento en los niveles de leucina, metionina, fenilalanina y 2)

incremento de grandes aminoácidos neutros que puedan inhibir el metilmercurio en el cerebro. Algunos mecanismos de defensa involucra el ciclo entero-hepático que puede operar en caso de exposición crónica a metilmercurio en pescados. Esto favorece a la conversión de metilmercurio a mercurio inorgánico que va facilitar su depuración (Clarkson and Strain, 2003).

Hay que insistir en el papel antitóxico del selenio en el mercurio. Se ha demostrado en ratones de experimentación que el selenio afecta a la distribución del mercurio y disminuye su toxicidad (Moretto et al., 2005). La acción protectora del ion selenio en el caso del metilmercurio no implica un aumento en la excreción de mercurio, sino que origina una alteración en su distribución con incremento de la concentración de mercurio en el cerebro. Su efecto sobre la toxicidad del metilmercurio se basa en la inhibición del daño que éste ejerce sobre la membrana celular. En el mecanismo de acción está implicado el GSH, que rompe la unión HgSe, reduce el selenio IV a selenio II y favorece la formación del bismetilmercurio- selenio II. Una vez en los tejidos se descompone acelerándose la desmetilación del metilmercurio (Moretto et al., 2005).

Otros factores que modifican la toxicidad son la vitamina E y el alcohol. El efecto protector de la vitamina E se debe a su poder antioxidante y está demostrado que aumenta la tolerancia al metilmercurio.

8.2 ANEXO 2: CARACTERÍSTICAS DE LOS PUEBLOS TACANAS.

8.2.1 Espacio ocupado y ubicación de los pueblos Tacanas

Los Tacanas, de la lengua del mismo nombre, se hallan asentados en las provincias Iturralde (La Paz), Ballivián, y Vaca Diez (Beni), Madre de Dios, Manuripi y Nicolas Suárez (Pando), en un total de 135 asentamientos. La TCO-2 Tacana (Tacana colonizadores originarios) en el departamento de La Paz (municipios San Buenaventura e Ixiamas), fue demandada en 1998. Actualmente, cuenta con 325.327 hectaras tituladas (Anónimo, 2005). La rivera oriental del río Beni, desde Rurrenabaque (provincia Ballivián) hasta Riberalta (provincia Vaca Diez), donde se encuentran otras comunidades asentadas en los ex-centros gomeros y castañeros de la región, mezcladas con pequeños grupos seminómadas de Esse-Ejjas (conocidos como

Chamas, también pertenecientes del territorio del Perú). En Rurrenabaque existen otros grupos de Tacanas establecidos en tres zonas: dentro de la TCO Pílon Lajas; en el área de colonización adyacente, sobre la carretera Yucumo – Rurrenabaque; y en las cercanías de Rurrenabaque, en comunidades mixtas donde constituyen una proporción importante la población (Puerto Motor, Carmen Soledad, Carmen Florida y San Antonio de Sani). Otros grupos se encuentran en la TCO Tacana Cavineño en la Provincia Vaca Diez y en la TCO Multiétnica (Esse Ejja-Tacana Cavineño). Del punto de vista eco-sistémico, las comunidades Tacanas de la provincia Iturralde pueden ser repartidas en tres zonas: sur, centro y norte.

Las comunidades estudiadas en esta tesis pertenecen a la zona sur. Existen 10 comunidades formadas por Tacanas y algunos Esse-Ejja, más casas dispersas, asentadas a orillas del río Beni y cerca de San Buenaventura: Maije, Capaina Baja, Bella Altura, Buenavista, Altamarani y Puerto Portillo. Estos pueblos representan una unidad espacial continua, y comparten la misma área de caza, pesca y recolección. Existen pocos datos de Carmen del Emero, comunidad aislada de las otras geográficamente, situada en el desemboque del Tarene al río Beni. La caza y la recolección se realizan únicamente fuera del área comunal, debido a que los grandes mamíferos y algunas especies vegetales importantes están casi desaparecidos del territorio de dotación. Existe una competencia por los huevos de peta con los Esse-Ejja: un grupo constituido por unas 500 personas asentadas desde hacía unos años en las islas frente a San Buenaventura y sobre ambas riberas del río Beni. Todas las maderas finas fueron extraídas por cuarteros provenientes de Alto Beni y por los obreros de los aserraderos locales, quienes posteriormente se dedicaron a la explotación de la madera de segunda calidad, utilizada por los Tacanas para sus viviendas. La jatata actualmente existe en poca cantidad. Villa Alcira, Buena Vista y Altamarani conservaban pequeñas áreas de monte, con madera y otras plantas útiles para alimento y artesanía. En Buena Vista, los comunarios actualmente están protegiendo una mancha de jatata, para evitar su explotación comercial y tenerlo como reserva. En estas comunidades, la pecuaria mayor era casi inexistente. Solamente se criaban gallinas. Algunos colonos ingresaron con vacas en territorio de Chapina Baja, donde hay un pequeño pastizal natural.



Fig 8.3. Comunidad Ese Ejjas



Fig 8.4 Comunidad Tacana

8.2.2 Población

Es difícil establecer una cifra cerrada de población Tacana, en razón de la dispersión geográfica del grupo. Considerando el criterio de la “autoidentificación” de la población mayor de 15 años con la etnia Tacana, criterio aplicado en el censo del 2001, los Tacanas mayores de 15 años llegan a los 3.580 personas (Instituto Nacional de Estadística “INE”, 2001). Si adicionamos un 47% de población que se halla bajo los 15 años (1.694 habitantes), cifra obtenida en base a la estructura de edades de la población de la TCO-Tacana, el total aproximado sería de 5.274 personas. Según el censo indígena de 1994, la población Tacana total era de 5.058 personas. En la provincia Iturrealde se encontraba el 61%, es decir 3.091 habitantes, cifra que representaba el 32% del total de habitantes de la provincia. El año 2000, se censó un total de 3059 Tacanas en las 22 comunidades demandantes de la TCO-Tacana. En las cercanías de Rurrenabaque, los Tacanas se encuentran en las comunidades de: Puerto Motor, constituyendo el 80% de su población; Carmen Soledad, donde constituían el 83%; Carmen Florida con el 45%; y en San Antonio de Sani con el 11% de la migración gomera y castañera de los últimos cincuenta años. Otro núcleo, de 800 Tacanas, está disperso en el departamento de Pando (Kempff Mercado et al., 2000).

8.2.3 Sistema de producción en la TCO-Tacana

La unidad básica de producción económica y de consumo está formada generalmente por una o más familias nucleares que comparten una misma estructura habitacional y que cultivan, cazan, pescan y recolectan en forma comunal. El sistema agrícola se caracteriza por ser itinerante, de tala, quema y barbecho⁵. Los chacos son explotados por un periodo de 3 años y puestos en descanso por 5 a 6 años. El huerto se halla en torno a la casa y es menor que el chaco. Los Tacanas no buscan mantener el campo de cultivo limpio. Habilitan un área de cultivo cortando los árboles de manera selectiva, respetando árboles útiles tales como el majo y el asaí, ya sea en el contorno o en el interior del campo. También se corta algunos

⁵ Se denomina barbecho a la tierra de labranza que no se siembra durante uno o varios ciclos vegetativos, con el propósito de recuperar y almacenar materia orgánica y humedad. También se refiere simplemente a la tierra que se deja descansar por uno o varios años.

árboles a la altura de la cintura, a fin de facilitar el rebrote. Este sistema permite una erosión menor que otros sistemas de chaqueado de extensiones grandes y limpieza total de la vegetación. Los principales cultivos son: arroz, maíz, yuca y plátano. El sistema de rotación de cultivos Tacana es complejo. El plátano se siembra en tierras nuevas antes de la tala y la quema.. El plátano y el guineo pueden también sembrarse en suelos sueltos y gredosos cuando el terreno está limpio. Los platanales duran un máximo de 10 años y estas áreas han demostrado ser muy importantes para el mantenimiento del sistema Tacana de cultivos, porque favorecen el aumento de fósforo y potasio en el suelo, y porque son muy buenas para cultivos anuales. Los cultivos más importantes, según su extensión, son: el arroz, el maíz y el plátano, que juntos representan el 80% de la extensión total; les siguen la yuca y el guineo. Las extensiones de los demás productos son mucho menores (Anónimo, 2005).

8.2.4 Caza y pesca

La fuente de proteína más importante de los Tacanas proviene de la caza; esto ocurre inclusive entre las comunidades asentadas a orillas del río Beni. Se distingue tres tipos de cazadores: los jóvenes (a partir de los 15 años) y adultos; los ancianos; y los cazadores profesionales, que observó en las comunidades de Napashe y Tahua, estos últimos utilizan perros de caza. Se caza durante todo el año; sin embargo, existen ciertas épocas de mayor intensidad, definidas por la época seca o lluviosa y por las actividades agrícolas. Estas épocas de mayor intensidad se dan hacia el final de las lluvias, porque los animales están más gordos, y antes de la preparación de los terrenos para la siembra, en agosto, o antes del tumbado, en octubre y antes de la siembra. La caza dura entre uno y tres días. Cuando se trata de expediciones prolongadas, van uno o dos cazadores. En otros casos, pueden conformarse grupos más grandes. Los criterios seguidos por los Tacanas para la elección de presas son: su valor comercial, su sabor y su tamaño. Desde este punto de vista, las presas más cazadas son: anta (*Tapirus terrestres*), jochi pintado (*Agouti paca*), taitetú (*Pecari tajucu*), y huaso (*Mazama americana*).

En cuanto a la pesca, antes constituía una fuente de proteína más importante que en el presente. En la actualidad, para las comunidades mas alejadas de los ríos, la pesca se ha

convertido en una actividad secundaria. La mayor preferencia de los Tacanas se inclina hacia las siguientes especies: bagre (*Paulicea lutkini*), dorado (*Brachyplatystoma filamentosum*), pintado (*Pseudoplatystoma fasciatum*), surubí (*Pseudoplatystoma tigrinum*), pacú (*Colossoma macropomun*), palometa (*Astronotus ocellatus* o *Pygocentrus nattereni*) y tujuno (*Leiarius marcocatus*). El criterio de preferencia es su sabor, tamaño, valor comercial y ausencia de espinas y escamas. La pesca se realiza todo el año, aunque diferenciando entre las épocas seca y de lluvias (Anónimo, 2005).



Fig. 8.5. Actividad pesquera



Fig.8.6. Actividad de la caza

8.2.5 Servicios

- **Educación:** La tasa de alfabetismo general de los Tacana es de 91% y, por género, es de 96% para hombres y de 85% para mujeres. Existe una proporción de “personas que nunca asistieron a la escuela” mucho menor que la media nacional (9% frente al 17 nacional), pero esto contrasta con un menor acceso al nivel superior de estudios. La zona cuenta con cuatro núcleos escolares, de los cuales tres cuentan con el 4to Medio: Rurrenabaque, San Buenaventura, Tumupasa e Ixiamas. El sistema cuenta en total con 16 seccionales en la zona cercana a San Buenaventura, también acceden a Rurrenabaque por su cercanía (López, 2000).



Fig. 8.7. La educación de niños Tacanas y Esse Ejjas

- **Transporte:** De las 24 comunidades inicialmente inscritas, 11 comunidades sólo se tienen acceso por sendas y/o por río; 10 tienen acceso sólo por río. Aparte de esto, no contamos con datos acerca de las comunidades restantes. Existen dos rutas principales: la carretera Ixiamas-San Buenaventura hacia La Paz; y el Río Beni, que comunica todas las comunidades con Rurrenabaque y Riberalta. Además, existen vías secundarias hechas por madereros.



Fig.8.8. Transporte en catracha y en canoa de pobladores por el río Beni



Fig 8.9 Transporte por carretera de poblaciones del río Beni cercanas a Rurrenabaque (departamento del Beni) y San Buenaventura (departamento de La Paz)

- **Salud:** En la zona existen tres hospitales, en Rurrenabaque, San Buenaventura y en Ixiamas. En cuanto a las comunidades, sólo Buenavista y Carmen del Emero tienen un puesto de salud.



Fig. 8.10. Hospital de Rurrenabaque