Proyecto WWF-IRD #OC22

Dinámica de inundación, emisión de gas y tasa de mercurio en peces en el Norte Amazónico boliviano. Hacia una cuantificación de los impactos del proyecto hidroeléctrico del río Madera

Mayo del 2009

Pouilly Marc

Martinez Jean Michel

Córdova Leslie

Pérez Tamara

Duprey Jean Louis

Caranzas Berenice

Ovando Alex

Guérin Frédéric

Abril Gwenaël

Con el apoyo de

WWF Bolivia

Índice

Índice 1
Índice de figuras 2
Índice de tablas....3
Preámbulo 4

I- Dinámica de inundación
Resumen 5
1- Introducción 5
2- Métodos....6
3- Resultados....6
3.1- Zona de inundación del río Madera en Bolivia (tramo Araras- Abuná) 6
3.2- Zonas de inundación de la parte baja del río Abuná (tramo Fortaleza do Abuná – confluencia Madera)....9
3.3- Zonas de inundación del río Madera en Brasil (tramo Araras – Jirau)....9
4- Bibliografía....9

II- Línea base preliminar de concentraciones de mercurio en peces comerciales del Norte Amazónico boliviano
Resumen 11
1- Introducción 11
2- Metodología....12
2.1 Colecta de muestras 12
2.2 Análisis de mercurio 13
3- Resultados....14
3.1- Observaciones sobre la pesca comercial en Riberalta 14
3.2- Observaciones sobre la pesca comercial en Guayaramerín 14
3.3- Niveles de mercurio en especies comerciales de Riberalta y Guayaramerín....15
3.4- Comparación de niveles de mercurio en el Norte Amazónico, el Mamoré central y el Iténez....18
3.5- Niveles de metil-mercurio en los peces del Norte Amazónico 19
4- Discusión, conclusión 20
5-Bibliografía....23

III- Emisión de gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4) en sistemas acuáticos del Norte Amazónico boliviano
Resumen 24
1- Introducción 24
2- Gases de efecto invernadero 25
2.1 Gases de efecto invernadero en represas hidroeléctrica y en ambientes naturales 27
2.2 Gases de efecto invernadero en Bolivia....28
3- Área de estudio 29
4- Métodos....33
4.1- Emisión de gas por ebullición 33
4.2- Emisión de gas por disolución en el agua....35
5- Resultados....36
5.1- Características fisicoquímicas de las lagunas 36
5.2- Emisión de gas por ebullición 37
5.3- Concentración de gas disuelto en el agua 38
6- Conclusión....40
7- Referencias bibliográficas 40

Índice de figuras

Figura I.1- Extensión de las zonas inundadas en la región de Abunã en relación a los niveles de agua en el río Madera.....7

Figura I.2- Relación entre el nivel de agua en Porto Velho y la superficie inundada en el sector boliviano del Madera (Araras – Abuná).....8

Figura I.3- Extensiones de las zonas inundadas a lo largo del Rio Madeira en el territorio brasilero entre Araras y Jiraú para un caudal de 28 000 m³/s.....10

Figura II.1- Trabajo de colecta en el mercado de Abastos en la ciudad de Riberalta. 15

Figura II-2– Relación entre tamaño de los individuos (en mm) y su concentraciones de mercurio (µg.g de músculo fresco) en 9 especies de peces comerciales del Norte Amazónico boliviano (Noviembre 2008). 18

Figura II.3- Comparación de los niveles de mercurio en especies comerciales carnívoras de diferentes ríos de la Amazonía boliviana.....19

Figura II.4- Relación entre concentración de mercurio y % de metilmercurio en peces carnívoros (n=23) y no-carnívoros (n=15) del Norte Amazónico boliviano.....20

Figura III.1- Radiación de principales emisión de gases de efecto invernadero.....26

Figura III.2- Área de inundación vs. Emisión de CH4 Kg/día.....28

Figura III.3- Laguna Itauba.....30

Figura III.4. Laguna Tumichucua (parte Norte de aguas negras). 30

Figura III.5- Laguna Tumichucua (parte Sur de aguas "blancas"). 31

Figura III.6- Unión del río Madera y Pakaas 31

Figura III.7- Río Yata y zona de inundación.....32

Figura III.8.- Laguna Verde – azul (Nueva Esperanza) 32

Figura III.9- Puerto Manoa (ribera boliviana del río Madera).....33

Figura III.10- Distribución de embudos a diferentes profundidades en Laguna Itauba y Tumichucua 34

Figura III.11- Frasco (250ml) de muestreo con gas y válvulas conectadas al cromatógrafo A: para la entrada del gas, B: salida del agua al momento del ingreso del gas y C: nivelación de presión. 34

Figura III.12- Lecturas de estándares utilizados para el análisis de muestras. A: CO con tiempo de 1.79 minutos, B: CH_4 en 2.62 minutos y CO_2 e 8 minutos.....35

Figura III.13- Distribución estadística (mediana y cuartiles) de los valores de emisión de gas CH_4 y CO_2 por ebullición en sistemas acuáticos naturales del norte amazónico boliviano en noviembre 2008 (n=8) y marzo 2009 (n=8) (en ppm/día). 38

Figura III.14- Distribución estadística (mediana y cuartiles) de los valores de emisión de gas CH_4 y CO_2 disueltos en el agua en sistemas acuáticos naturales del norte amazónico boliviano en noviembre 2008 (n=4) y marzo 2009 (n=21) (en µmol.L-1).....40

Índice de tablas

Tabla I-1 : Descripción de las imágenes radar utilizadas para la cartografía de las zonas de inundación del río Madera entre el lugar de la futura represa de Jirau y la confluencia de los río Beni y Mamoré. 6

Tabla I-2: Número de meses por los cuales caudal promedio es superior a 28000, 35000 y 37500 m3/ s fueron registrados entre los años 1967 y 2008 (41 años, datos en Molina 2008). 9

Tabla II.1- Nombre científico, nombre común y número de individuos de los peces colectados en Riberalta y Guayaramerín en noviembre 2008. 12

Tabla II.2- Promedio, mínimo y máximo de concentraciones de mercurio (µg.g^{-1} de músculo fresco) en peces comerciales de los puertos de Riberalta y Guayaramerín en el Norte Amazónico boliviano en Noviembre del 2008. 16

Tabla II.3- Promedio, mínimo y máximo de concentraciones de mercurio (µg.g de músculo fresco) y % de individuos con una concentración superior al límite de toxicidad de la OMS (0.5 µg.g^{-1}) en peces comerciales carnívoros 15 especies) y no carnívoros (4 especies) de los puertos de Riberalta y Guayaramerín en el Norte Amazónico boliviano en Noviembre del 2008. 17

Tabla II.4- Concentraciones de mercurio en peces carnívoros en el río Madeira (extraído de Malm 2001). 21

Tabla III.1- Emisión e gases de efecto invernadero en Bolivia. 29

Tabla III.2- Características fisicoquímicas de las lagunas muestreadas y tipo de muestreo realizado disuelto (1), ebullición (2). 36

Tabla III.3- Características de los muestreos de emisión de gas por ebullición. P= profundidad (m), T= tiempo, E= emisión de gas (en ml). 37

Tabla III.4- Concentración de gases CH_4 y CO_2 emitido por ebullición en (en ppm y ppm/día en relación al volumen total de gas emitido por embudo en 24H00) 38

Tabla III.5- Concentración de gases CH_4 y CO_2 disuelto (ppm y µmol.L^{-1}) *en sistemas acuáticos naturales del norte amazónico boliviano en noviembre 2008 y marzo 2009 (en ppm y* µmol.L^{-1}*).* 39

Preámbulo

Un consorcio brasileño propone realizar un complejo de infraestructura para el aprovechamiento hidroeléctrico y la navegabilidad del río Madera aguas arriba de Porto Velho. El proyecto global contempla la construcción de cuatro represas hidroeléctricas (dos en el tramo brasileño, una en el tramo binacional del río Madera y la ultima sobre Cachuela Esperanza en el río Beni, Bolivia) y la habilitación del río y de las represas para la navegación de grandes embarcaciones entre Porto Velho y Guayaramerín (con posibles extensiones a los ríos bolivianos). La primera fase de este proyecto fue autorizada por el gobierno de Brasil. Consiste en la construcción de las represas de San Antonio y Jirau en el tramo brasileño del río Madera (ver http://www.biceca.org/ para una descripción completa del proyecto).

El gobierno boliviano expresó su preocupación acerca de la construcción de las represas porque el estudio de impacto ambiental (EIA) realizado no incluye el territorio boliviano. Sin embargo aunque no existe una evaluación ambiental detallada del proyecto del complejo hidroeléctrico del río Madera en el Norte Amazónico boliviano, análisis preliminares muestran que las represas brasileñas tendrán efecto directo sobre la inundación y el potencial hidroeléctrico del país (Molina 2008 y Ovando & Martinez 2008) y que considerando los principales temas de impactos indirectos esta región presenta una situación sensible (emisión de gases a efecto invernadero, ictiofauna, pérdida de bosque y de las actividades de aprovechamiento de los recursos silvestres, Córdova et al. 2008, Van Damme et al. 2008) y a veces crítica, como en el caso de los impactos que pueden afectar la salud humana (mercurio y malaria, Córdova et al. 2008, Pérez et al. 2009, SIRENARE 2009).

Los datos actualmente disponibles no permiten evaluar la magnitud de estos impactos y por lo tanto hemos recomendado (Pouilly et al. 2008) que se incentiven y realicen a corto plazo estudios que permitirán generar una línea base para una evaluación más precisa y global del proyecto del complejo hidroeléctrico del río Madera enfocando en especial a la parte boliviana. El objetivo del presente convenio es promover estudios que generarán una línea base sobre los aspectos de dinámica de inundación, contaminación por mercurio y emisión de gas de efecto invernadero.

El convenio OC22 fue firmado entre IRD y WWF el 27 de octubre del 2008 con el objetivo de generar una línea base sobre los aspectos de la dinámica de inundación y la situación actual de contaminación de los peces por mercurio en el Norte Amazónico boliviano para iniciar una cuantificación de los impactos del proyecto de aprovechamiento hidroeléctrico y navegabilidad del río Madera.

El presente informe presenta los resultados obtenidos en el marco de este convenio acerca de los tres objetivos específicos siguientes:

1- Dinámica de las inundaciones en el Norte Amazónico boliviano
2- Evaluar la tasa de mercurio en peces comerciales del Norte Amazónico boliviano
3- Evaluar las tasas de emisión de gas efecto invernadero en sistemas acuáticos del Norte Amazónico boliviano en situación natural

I- Dinámica de inundación

Martínez J.M. & Ovando A.

Resumen

El análisis de 9 imágenes radar de tipo ALOS PALSAR correspondientes a diferentes niveles y fases del ciclo hidrológico 2008 del río permitió cartografiar y estimar la extensión de las inundaciones en el tramo del río Madera entre Villa Bella - Jirau. Este análisis permitió estimar una relación preliminar entre nivel de agua en Porto Velho y extensión de las inundaciones en el margen boliviano del río Madera. Para un caudal natural de 37500 m^3/s (un poco inferior al caudal máximo medio anual que es de 38719 m^3/s), 174 Km^2 son inundados en el territorio boliviano. En caso de la construcción de una represa en Jirau, esta misma superficie podría presentarse para caudales más bajos: 35000 m^3/s (para una cota de operación de 90m) y 28000 m^3/s (para una cota de operación de 92m). Las inundaciones serán todavía mas importante en territorio brasilero entre Araras y Jirau, donde, para el mismo caudal de 28000 m^3/s en Abuná, se estima que 394 km^2 serán inundados.

Estos análisis son una base para un estudio de la modificación de la duración de las inundaciones por las represas. El tiempo de inundación podría ser afectado de manera significativa por lo que sobre los 42 últimos años, el caudal mensual superó los 37500 m^3/s durante 25 meses, pero los 35000 m^3/s durante 43 meses, lo que podría corresponder a un aumento de tiempo de inundación de cerca del 75% en caso de una cota de operación de 90 m en época de aguas altas.

1- Introducción

En una primera fase de estudio de las zonas de inundación de los ríos Beni, Mamoré, Iténez y Madera demostramos la importancia de la dinámica de la inundación que alcanzó un máximo de cerca de 22 000 Km2 en el 2007 (Ovando & Martinez 2008). Las cartografías presentadas destacan como áreas de mayor zona de inundación a la confluencia Mamoré e Iténez, la zona de Riberalta, la Cuenca alta del Yata y el tramo Villa Bella – Abuná en territorio boliviano.

El objetivo de esa segunda fase de cartografía de las inundaciones del Norte Amazónico boliviano es enfocar en el tramo boliviano del río Madera (sector Villa Bella-Abuná), en el cual un estudio hidrológico (Molina 2008) demostró que los proyectos de construcción de represas generarán una influencia directa sobre los niveles de agua. Se buscará específicamente cartografiar con mayor precisión las zonas que podrían estar impactadas por la represas de Jirau:

1) zona de inundación en la ribera izquierda (lado boliviano) del río Madera en el tramo Villa Bella – Abuná

2) zonas de inundación de la parte baja del río Abuná entre la ciudad de Fortaleza do Abuná y su confluencia con el río Madera

3) zonas de inundaciones del río Madera en el tramo brasilero desde la frontera hasta el lugar de la represa de Jirau.

2- Métodos

Para realizar estas cartografías se utilizó 9 imágenes Radar PALSAR del satélite ALOS (tabla 1). Estas imágenes fueron analizadas según el método descrito por Martinez & Le Toan (2007) que también fue utilizado en la primera fase de este estudio (Ovando & Martinez 2008). Los principales pasos de este análisis son:

- Calibración de la imágenes en amplitud
- Calibración de la conformidad geográfica de cada grupo de imágenes
- Filtrado radiométrico multi-temporal y espacial
- Cálculo de una imagen de cambio
- Detección de las zonas de inundación por el contraste entre la imagen de cambio y las imágenes originales.

La tabla 1 presenta las características técnicas de cada imagen y en particular sus resoluciones espaciales. Las 5 primeras, de mayor resolución (6.25 y 12.5 metros) fueron utilizadas para estudiar la inundación en el tramo binacional. Las 4 últimas, de menor resolución, fueron utilizadas para el estudio del tramo brasilero. Los niveles de agua del río Madera corresponden con las fechas de las imágenes que permiten cubrir de forma razonable las diferentes fases del ciclo hidrológico del 2008 (tomando en cuenta los límites presupuestarios de compra de imágenes). El satélite ALOS permite solo la "adquisición de oportunidad" (que corresponden a las fechas de lectura del satélite por una misma zona) y por lo tanto no fue posible cartografiar las inundaciones exactamente en el momento del pico de la inundación (16,95 el 16 de abril) así tampoco el nivel más bajo (3,42 el 30 de septiembre).

Tabla I-1 : Descripción de las imágenes radar utilizadas para la cartografía de las zonas de inundación del río Madera entre el lugar de la futura represa de Jirau y la confluencia de los río Beni y Mamoré. Los niveles de agua son los medidos en Porto Velho (datos Agencia Nacional de Agua de Brasil, ANA).

fecha	Tipo	Resolución espacial	Nivel del agua en el río Madera
01/06/2008	Fine Mode Single-Pol	6.25 m	12,28 m
07/04/2008	Fine Mode Single-Pol	6.25 m	16,38 m
23/05/2008	Fine Mode Doub-Pol	12.5 m	13,58 m
23/08/2008	Fine Mode Doub-Pol	12.5 m	4,83 m
08/01/2009	Fine Mode Single-Pol	6.25 m	11,25 m
29/06/2008	Wide Scan Mode	100 m	9,40 m
14/11/2008	Wide Scan Mode	100 m	6,44 m
30/12/2008	Wide Scan Mode	100 m	9,97 m
16/01/2009	Wide Scan Mode	100 m	-

3- Resultados

3.1- Zona de inundación del río Madera en Bolivia (tramo Araras- Abuná)

La figura 1 presenta la cartografía de alta resolución (12,5 m) de las zonas inundadas por el río Madera en Bolivia para tres niveles diferentes del río (medidos en Porto Velho) entre los pueblos de Araras y Abuná. Las zonas blancas son áreas de bosque que no fueron afectadas por las inundaciones en las 5 fechas consideradas. Las zonas anaranjadas representan terrenos antropizados y no

inundados generalmente deforestados o urbanizados. Las áreas en verde son las que fueron afectadas por inundación por los diferentes niveles de agua (ver leyenda). En el lado boliviano de este tramo el principal tipo de vegetación y de paisaje corresponde a un bosque primario en el medio del cual existe una depresión que se inunda regularmente por niveles de aguas intermedios. Del lado brasilero se observa un mosaico de unidades antropizadas que revelan un cambio en el uso de suelo mucho mas asentado que en Bolivia. Por lo tanto, se puede desde ya concluir que el impacto de las inundaciones afectará terrenos naturales en Bolivia y terrenos usados por las poblaciones brasileras.

El uso de datos y de imágenes de tipo Radar es pertinente por lo que la mayoría de las superficies inundadas presentan una cobertura vegetal alta y densa. Este tipo de inundación en zona de bosque puede ser detectado por los radios de micro-ondas que tienen la capacidad de penetrar en la vegetación y gracias al cual las tasas de buena clasificación reportadas son excelentes (> 90%). Por lo tanto la figura I.1 permite calcular la extensión de la inundación en relación a los niveles de agua en el río Madera. Para un nivel de 16,38 m en Porto Velho, 174 km² serán inundados y 99 km² lo estarán para un nivel de 13,58 m; 77 km² para un nivel de 12,5 m (figura I.2). Esta cartografía demuestra, también que no existen zonas de inundación permanentes en el área de estudio. En el momento de aguas bajas, todos los terrenos están secos y la densidad de lagunas permanentes es muy reducida.

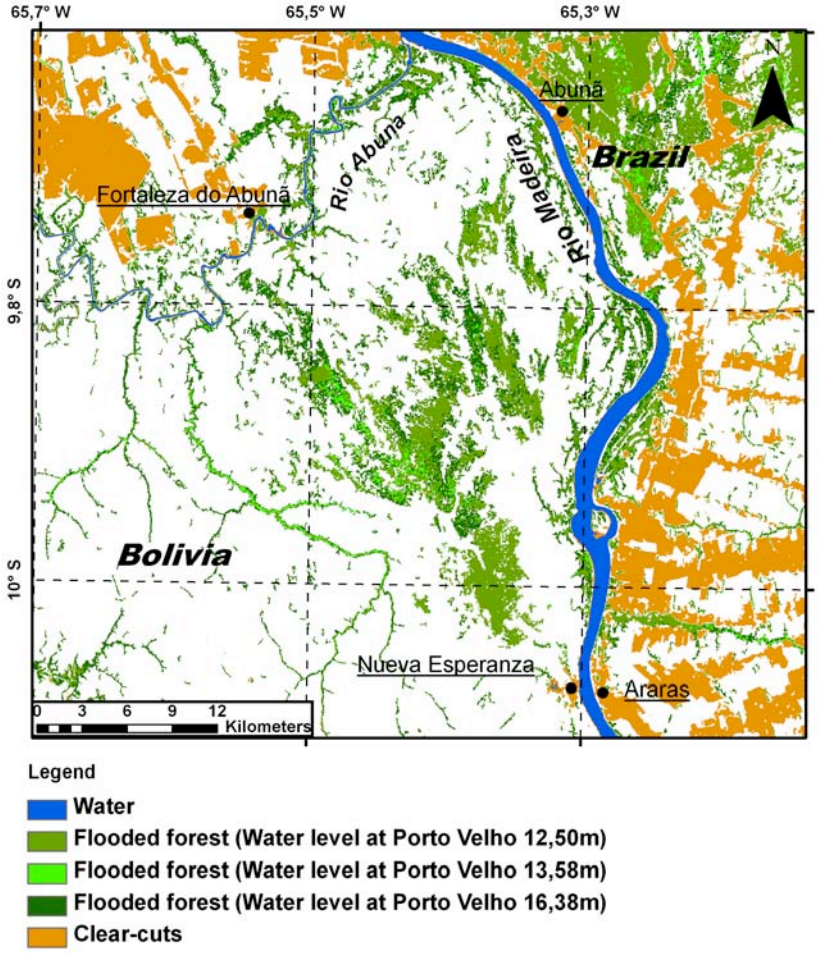

Figura I.1- Extensión de las zonas inundadas en la región de Abunã en relación a los niveles de agua en el río Madera. Cartografía multi-temporal realizada a partir del análisis de 5 imágenes radar ALOS/PALSAR. Los niveles de agua son los medidos en Porto Velho (datos Agencia Nacional de Agua de Brasil, ANA).

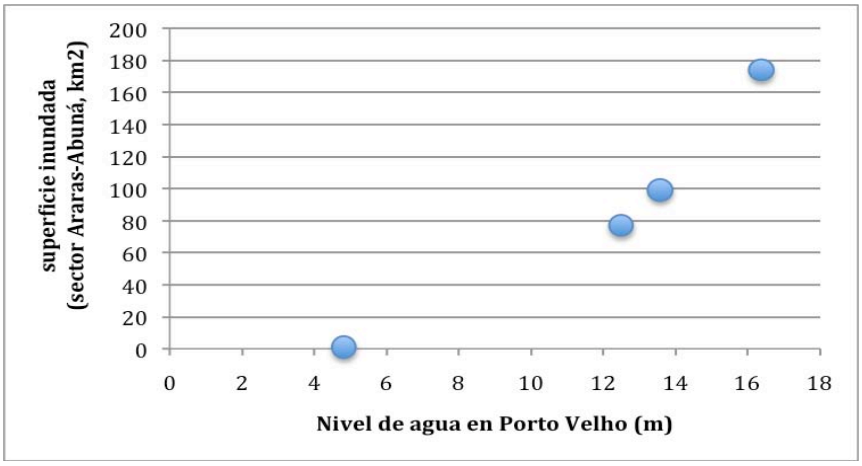

Figura I.2- Relación entre el nivel de agua en Porto Velho (datos Agencia Nacional de Agua de Brasil, ANA) y la superficie inundada en el sector boliviano del Madera (Araras – Abuná). El nivel de 16,38m en Porto Velho corresponde a un caudal de 37500 m^3/s en el río Madera.

En base a estos valores y al estudio de impacto hidrológico realizado por Molina (2008) se puede estimar el impacto de la inundación que generará la instalación de la represa de Jirau en el territorio boliviano. El nivel de 16,38 m en Porto Velho corresponde a un nivel de 20,74 m en la estación brasilera de Abuná (datos ANA) y a un caudal diario de 37500 m^3/s. Este caudal es inferior al promedio de los caudales máximos del río Madera (Molina 2008). Molina (2008) concluye que este nivel podría ser alcanzado con una mayor frecuencia. En base a los resultados del análisis hidrológico de Molina (2008), sin que los aspectos de sedimentación sean tomados en cuenta, los 174 km^2 podrían ser inundados a partir de un caudal entre 28000 m^3/s (para un nivel de operación teórico de 92 m en Jirau) y 35000 m^3/s (por un nivel de operación teórico de 90 m).

La evaluación del aumento de tiempo de inundación es un parámetro importante para la estimación de los impactos ecológicos por lo que muchos de los organismos de la zona de estudio (vegetales y animales) presentan un ciclo de vida que depende de la inundación o del grado de humedad del suelo. En primera aproximación, se puede identificar en base a los datos hidrológicos existentes la diferencia de frecuencia entre los caudales 28000, 35000 y 37500 m^3/s (Tabla I-2).

En consecuencia del cálculo anterior, la frecuencia de la inundación de 174km^2 que se produce actualmente por el caudal de 37500 m^3/s se producirá con la frecuencia de los caudales de 35000 m^3/s (si la cota de operación en Jirau es de 90m). La Tabla I-2 demuestra que el aumento de frecuencia temporal de los caudales entre 35000 y 37500 es significativo (siendo caudal promedio mensual). En base a estos promedios, las inundaciones que se han dado naturalmente durante 25 meses en 41 años (0,6 mes al año) podrían presentarse durante 43 meses sobre el mismo periodo (1,05 meses al año), lo que corresponde a un aumento del 75% del tiempo de inundación, en caso de una cota de operación de 90m. Estos datos son gruesos y preliminares por utilizar promedios mensuales pero en base a la relación entre nivel de agua y superficie inundada en las márgenes del río (como está expresado en la figura I.2) y a un análisis de modelación de los niveles de agua como es presentado por Molina (2008), se podría teóricamente iniciar un estudio mas precisa de las superficies temporalmente afectadas por las inundaciones en el caso de la construcción de la represa de Jirau.

Tabla I-2: Número de meses por los cuales caudal promedio es superior a 28000, 35000 y 37500 m3/ s fueron registrados entre los años 1967 y 2008 (41 años, datos en Molina 2008).

Caudal promedio mensual (m^3/s)	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	**Total**
>28000	4	31	38	32	14	**119**
>35000	0	5	21	15	2	**43**
>37500	0	1	13	9	2	**25**

3.2- Zonas de inundación de la parte baja del río Abuná (tramo Fortaleza do Abuná – confluencia Madera)

Siguiendo el mismo principio de análisis y en base a la cartografía multi-temporal presentado en la figura I.1, se estima que para un nivel de agua de 20,74 en el río Madera en la estación de Abuná existe una superficie inundada de 31 km² (tomando en cuenta los territorios brasileros y bolivianos). Para un nivel de 17,04 m la superficie inundada se reduce a solo 9 km².

3.3- Zonas de inundación del río Madera en Brasil (tramo Araras – Jirau)

Gracias al análisis de imágenes de menor resolución pero de mayor amplitud (320 km de ancho), se estimó la extensión de las zonas de inundación a lo largo de todo el tramo desde Araras hasta Jirau. En base a la serie de imágenes disponibles (incluyendo imágenes analizadas durante la primera fase del estudio, Ovando & Martinez 2008), el mayor nivel que se pudo analizar corresponde al del 12 de mayo de 2007 que fue de 14,05 m en Porto Velho y 17,88 m en Abuná, lo que corresponde a un caudal de 28 000 m³/s). La cartografía de las zonas de inundación para este nivel y caudal está dada en la figura I.3, como en la figura I.1 se observa una marcada antropización en la ribera derecha con un amplio mosaico de parcelas deforestadas. Para el caudal analizado (28 000 m³/s), se estima que 394 km² son inundados y la mayor parte de ellos se encuentra en el margen derecho del río. Es probable que estas zonas estén directamente afectadas por la construcción de la represa de Jirau, tanto en términos de extensión como de ocurrencia de las inundaciones. Por comparación en el EIA de Furnas-Odebrecht (2004) la extensión estimada es de 258 km² y la estimación sencilla a partir de un modelo digital de terreno (SRTM, que no toma en cuenta los márgenes) es de 89 km² (Ovando & Martinez 2008).

4- Bibliografía

Martinez, J.-M. and T. Le Toan 2007. "Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data." Remote Sensing of Environment 108(3): 209-223.

Molina J. 2008. Modelización hidráulica longitudinal y sedimentación. In Pouilly M., Córdova L., Martinez J.M., Maurice L., Molina J. & Ovando A. Evaluación preliminar de impactos del complejo hidroeléctrico del río madera en el norte amazónico boliviano. Ird La Paz, Bolivia. 15-40.

Ovando A. & Martinez J.M. 2008. Evaluación de las llanuras de inundación por teledetección. In Pouilly M., Córdova L., Martinez J.M., Maurice L., Molina J. & Ovando A. Evaluación preliminar de impactos del complejo hidroeléctrico del río madera en el norte amazónico boliviano. Ird La Paz, Bolivia. 15-40.

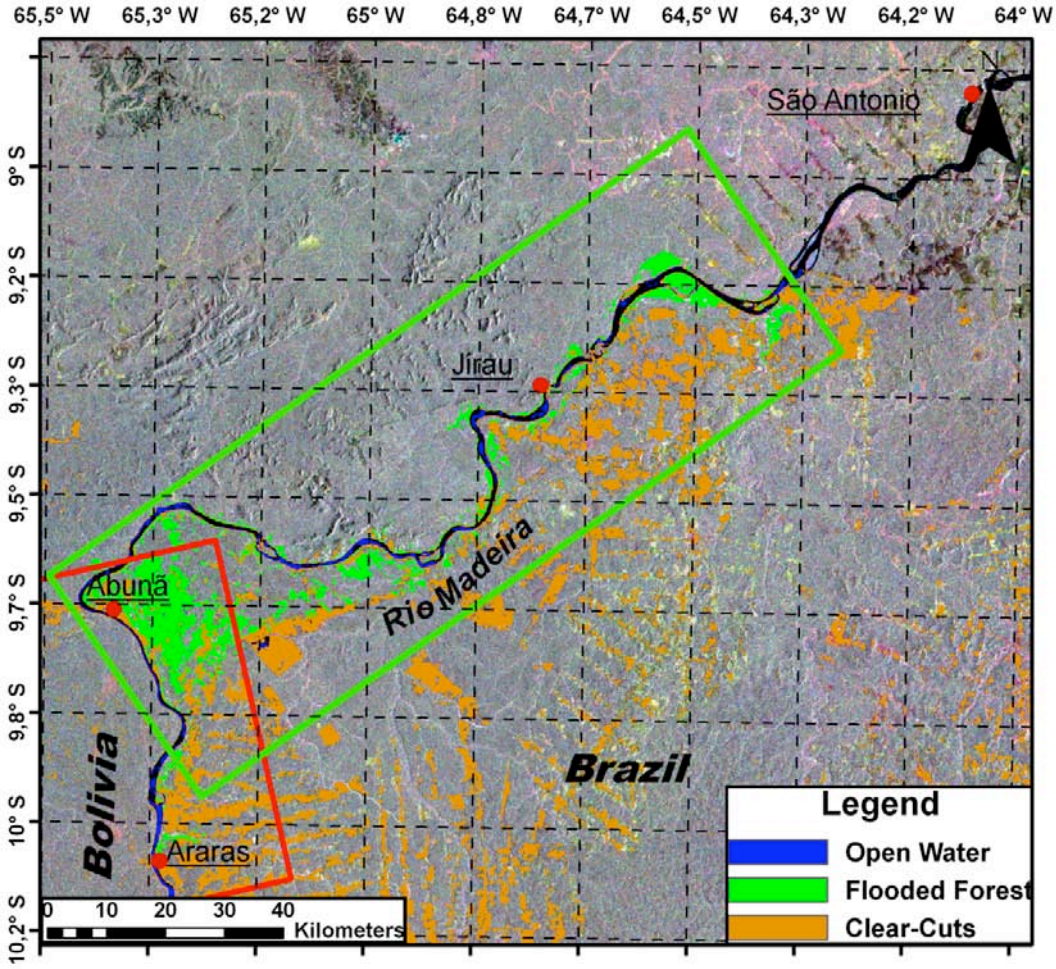

Figura I.3- Extensiones de las zonas inundadas a lo largo del Rio Madeira en el territorio brasilero entre Araras y Jiraú para un caudal de 28 000 m^3/s (en la estación de Abuná, datos ANA Brasil). Cartografía realizada a partir de imágenes Radar ALOS/PALSAR de baja resolución.

II- Línea base preliminar de concentraciones de mercurio en peces comerciales del Norte Amazónico boliviano

Pouilly M., Pérez T., Duprey J.L. & Caranzas B.

Resumen

Se estimó las concentraciones de mercurio en músculos de 160 individuos perteneciente a 19 especies de peces comerciales del Norte Amazónico boliviano, colectados en noviembre del 2008. Más del 20% de los individuos presentan niveles superiores al límite de toxicidad de la OMS (0.5 $ug.g^{-1}$ en peso fresco). Las especies con mayor concentración son los carnívoros, los Siluriformes y el Paiche. Esa última especie, no es considerada como un gran acumulador de mercurio, en otros trabajos presenta un promedio de 0.4 $ug.g^{-1}$ y 33% sobrepasan el límite de toxicidad (15 individuos analizados). Se realizó las primeras estimaciones de metilmercurio en peces de la Amazonía boliviana. El porcentaje de metilmercurio varía de 30 a 100% del mercurio total y es más alto para los peces piscívoros.
Sería necesario tener un mayor número de individuos para permitir mayor nivel de confiabilidad y de conclusión. Sin embargo los niveles de mercurio encontrados demuestran sin ambigüedad que los peces de Norte Amazónico boliviano presentan una situación degradada en cuanto a los niveles de mercurio. Por lo tanto la problemática de la contaminación por el mercurio debe ser considerada como un tema sensible para la región del Norte Amazónico boliviano, en especial en caso de construcción de represas, donde la contaminación por el mercurio tiende a aumentar.

1- Introducción

La construcción de represas en los cauces de los ríos amazónicos determinan un cambio en el uso del sistema que, además de permitir una mayor sedimentación de las partículas de mercurio que transitan por el río, incrementan el área favorable a su metilación (proceso de transformación del mercurio de una fase inorgánica a una fase orgánica más toxica y biodisponible). Por lo tanto, en general en todas las represas amazónicas las concentraciones de mercurio tienden a incrementarse tanto en el agua como en la biota. Este aumento es muy fuerte en los primeros años de funcionamiento de la represa y tiende a estabilizarse o disminuir a más largo plazo.

Las represas proyectadas en el río Madera podrían generar un incremento de las concentraciones de mercurio en las poblaciones acuáticas de la zona, por lo que la determinación del estado inicial de contaminación de las mismas es de gran importancia para generar medidas de mitigación previas a la construcción de las represas. Los peces son buenos indicadores de las condiciones ambientales debido a que se encuentran en contacto permanente con el agua y ocupan varios niveles tróficos dentro de la cadena alimenticia. El estudio de las concentraciones de mercurio en peces sirve como indicador del estado de contaminación de las aguas y como para predecir a gran escala los riesgos para la salud humana por exposición al mercurio.

El objetivo de este estudio es establecer una línea base preliminar, basada en una sola campaña de colecta, de las concentraciones de mercurio en las especies comerciales mas representadas en los mercados locales.

2- Metodología

2.1 Colecta de muestras

Se ha realizado la colecta de muestras de músculo dorsal de pescado en venta en los diferentes mercados de las ciudades de Riberalta y Guayaramerín entre el 12 y 18 de noviembre del 2008 (Figura II.1). En total se logró colectar 182 muestras pertenecientes a 21 especies (Tabla II.1).

En Riberalta se colectaron 107 muestras de músculo dorsal de 17 especies de peces, procedentes de diferentes lugares y lagunas aledañas a los ríos Beni y Madre de Dios así como de otros ríos y lagunas más alejadas a estos dos grandes ríos. En Guayaramerín se colectaron 75 muestras de músculo de peces pertenecientes a 13 especies que se comercializan en el Mercado Central y proceden principalmente de los ríos Beni y Yata. A la época de la colecta, la actividad de pesca en el río Mamoré estaba en receso por lo cual no pudimos incluir individuos de este río en nuestro análisis.

Tabla II.1- Nombre científico, nombre común y número de individuos de los peces colectados en Riberalta y Guayaramerín en noviembre 2008.

	especies		Riberalta		Guayaramerin		
nombre científico	nombre común	dieta	Beni	Madre de Dios	Mamoré	Yata	Total
Characiformes							
Acestrorhynchus sp.	Pez cachorro	ca			2		2
Hoplias malabaricus	Bentón	ca	5			10	15
Pygocentrus nattereri	Piraña	ca	4	1		10	15
Brycon sp.	Yatorana	nca	13				13
Colossoma macropomum	Pacú	nca	9	7	10	9	35
Curimatella cf. alburna	Llorona	nca			3		3
Mylossoma spp.	Pacupeba	nca		8			8
prochilodus nigricans	Sábalo	nca			1		1
Osteoglossiformes							
Arapaima gigas	Paiche	ca	10	5			15
Perciformes							
Cichla pleiozona	Tucunaré	ca	9			10	19
Plagioscion	Corvina	ca	5	4		5	14
Siluriformes							
Ageniosus brevifilis	Boca veija	ca			1		1
Brachyplatystoma sp.	Piraiba	ca		1			1
Brachyplatystoma	Dorado de piel	ca		1			1
Platynematichthys notatus	Buchua	ca		1			1
Phractocephlalus	General	ca	2			2	4
Pinirampus pinirampu	Blanquillo	ca		2		4	6
Pseudoplatystoma	Surubí	ca	3	4	2	4	13
Pseudoplatystoma tigrinum	Pintado	ca	2	5		2	9
Zungaro zungaro	Chanana	ca	2	2			4
Hypophthalmus spp.	Suche	nca	2				2
		Total	**66**	**41**	**19**	**56**	**182**

La muestra corresponde a un corte de unos 3 a 5 g de músculo de pescado y a la evaluación de datos taxonómicos y biológicos del individuo (identificación a nivel específico y tamaño; y cuando existe la posibilidad: peso, sexo y estado sexual, presencia de parásitos). Se colecta el músculo en una parte donde no hay grasa,

piel o espinas; de preferencia en el músculo antero-dorsal pero en caso de pescado comercial para no perjudicar a la venta se colecta en lugares de corte para venta. El corte sigue un protocolo ultra-limpio para evitar la contaminación de las muestras. Las muestras están almacenadas de forma individual en frascos de polímero de etileno-propileno (PEP), congeladas y transferidas en frío hasta el laboratorio.

2.2 Análisis de mercurio

Los análisis de mercurio y metilmercuio en las muestras previamente liofilizadas fue realizado en el Laboratorio de Calidad Ambiental (IE-UMSA, La Paz), mediante el método de digestión ácida y lectura en espectrofotómetro de absorción atómica en frío o cuando las concentraciones están debajo del limite de detección de este primer método (<= 0.30ppm) en espectrofotométro de fluorescencia atómica.

Las concentraciones están expresadas en microgramo de mercurio total por gramo seco (liofilizado) de músculo ($[Hg]_{seco}$ en $\mu g.g^{-1}$). Los resultados pueden ser interpretados en relación a la concentración de mercurio en el músculo seco ($[Hg]_{seco}$) o en el músculo fresco ($[Hg]_{fresco}$). Para determinar $[Hg]_{fresco}$ se emplea una corrección por la humedad relativa eliminada por la liofilización (H_r = peso liofilizado / peso fresco) o se utiliza un promedio conocido de humedad en el tipo de muestra considerada (entre 75 y 80% en el caso de los peces). En los dos casos $[Hg]_{fresco}$ (en $\mu g.g^{-1}$) se obtiene por la siguiente formula: $[Hg]_{fresco} = [Hg]_{seco} * (1- H_r)$.

El uso de $[Hg]_{seco}$ o $[Hg]_{fresco}$ depende de los objetivos del estudio. Para un objetivo comparativo y de comprensión de los mecanismos de contaminación, $[Hg]_{seco}$ es aceptado como un mejor indicador, proveyendo un valor más absoluta. $[Hg]_{fresco}$ es más utilizado en los estudios sanitarios por lo que se acerca al valor de mercurio ingerido por el consumidor. Por lo tanto las normas de toxicidad se expresan generalmente en $[Hg]_{fresco}$. Aunque $[Hg]_{fresco}$ sufre de una mayor variabilidad debido a que depende del estado del pescado al momento de la colecta (dependiendo del tiempo desde la muerte y del tipo de conservación). El estado del pescado es difícil de establecer y averiguar en el caso de colectas de pescado procedente de la pesca comercial (pescadores o mercados). Sin embargo los resultados de liofilización obtenidos (entre 70 y 80%) permiten una presentación de los valores en $[Hg]_{fresco}$.

Para interpretar los valores individuales en termino de contaminación se ha definido el porcentaje de contaminados estimado por el número de individuos que sobrepasan el nivel de toxicidad recomendado por la OMS (0.5 µg.g-1 $[Hg]_{fresco}$) sobre el número total de muestreos. Recordamos que esos valores representan un límite de referencia indicativa que no debe ser considerada absoluta y necesita ser tomadas con precaución en términos sanitarios. De un lado este valor debería ser ajustado y relacionado a la dieta de la población. El comité JECFA (FAO y OMS, http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/) recomienda como límite tolerable de ingestión 1.6 $\mu g.kg^{-1}$ de metilmercurio por semana (JECFA 2006), equivalente a 6.85 µg por día por un niño de 30 Kg. El metilmercurio corresponde a 80-100% del mercurio total encontrado en los peces. En el caso de un niño que consume 100g de pescado por día, el limite de $[Hg]_{fresco}$ en el pescado de 0.09 $\mu g.g^{-1}$. Por otro lado, considerando el importante aporte nutricional del pescado, la aplicación estricta de estos límites podrían revelarse también dañinas para la salud. El límite de 0.5 $\mu g.g^{-1}$ debe entonces corresponder en primer lugar de referencia para el control de la evolución de la exposición a la contaminación por el mercurio; en un segundo lugar, a niveles de activación de medidas de incentivación de selección la frecuencia de consumo de las especies.

3- Resultados

3.1- Observaciones sobre la pesca comercial en Riberalta

Los pescadores realizan sus pescas durante un viaje de unos 5 a 10 días durante el cual obtienen alrededor de 500Kg de peces que son almacenados en cajas térmicas enfriadas con hielo. La mayor parte de los peces llegan destripados, sin cabeza y limpios al puerto. El paiche (*Arapaima gigas*), en particular, llega fileteado y sin cuero. A la época de la colecta el paiche era la especie dominante en las capturas. Una gran parte de este pescado esta destinado a la venta afuera del Norte Amazónico boliviano (para los mercados de las grandes ciudades bolivianas y para exportación a Brasil).

Localmente, los peces se venden en dos mercados principales:
- El Mercado Abastos que se encuentra en la zona periférica de la ciudad, recibe pesca de la zona "El Carmen" (65 Km sobre el camino a Santa Rosa). La venta se realiza por parientes de los pescadores, que reciben el pescado por la mañana y lo comercializan durante el día.
- El Mercado Central recibe pescado de diferentes zonas (ríos: Beni y Madre de Dios: que desembarcan principalmente en Puerto Capitanía Viejo; y otros peces que llegan por vía terrestre de otros ríos o lagos). La venta se realiza por intermediarios que compran el pescado en los diferentes sectores de entrada de pescado (puerto y carretera).

Los peces son clasificados en tres clases en base al consumo y dos en base al precio:
- Los peces de 1ra clase: Chanana, Tucunaré, Pacú, Surubí, Pintado, Yatorana y Pacupeba tenían un costo de 15 Bs/Kg en el Mercado Abastos y 20 Bs/Kg en el Mercado Central.
- Los peces de segunda: Paiche, Benton, Buchere, Piraña (roja y otras sin distinción), y de los peces de tercera clase (Corbina, Suchi) se venden a 10 Bs/Kg en Abastos y 15 Bs/Kg en el Mercado Central.

3.2- Observaciones sobre la pesca comercial en Guayaramerín

Los pescadores generalmente pescan más de 1000 kg en viaje de al menos 10 días dirigidos aguas arriba en el río Mamoré donde llegan a veces arriba de la confluencia con el río Iténez. Los pescados son transportados en cajas térmicas con hielo. La mayoría llegan destripados, sin cabeza y limpios a puerto. En la zona del Mamoré no se pesca el Paiche. Las embarcaciones encontradas en el puerto de Guayaramerín son de mayor envergadura que las embarcaciones de Riberalta. La comercialización de los peces se realiza en el Mercado Central y depende de los intermediarios que compran el pescado a los pescadores, en este mercado los peces pueden encontrarse en estado fresco, congelado y "chapapeado" (cocido a la brasa).

Figura II.1- Trabajo de colecta en el mercado de Abastos en la ciudad de Riberalta (M. Pouilly, Noviembre 2008).

Los peces en venta en el mercado central proceden de diferentes zonas aledañas a los ríos Yata y Mamoré y a veces de Riberalta (así como en esta ciudad se comercializan peces de Guayaramerín).

Al igual que en Riberalta los peces son clasificados en tres clases en base al consumo y los precios son variables:

- primera clase: Pacú (20 Bs/Kg), Surubí y/o Pintado (18 Bs/Kg) y Yatorana,
- segunda clase: Tucunaré, Blanquillo, Piraña y Serepapa con un costo de 15Bs/Kg
- tercera clase: Corvina, Bentón y Sábalo (10 Bs/kg)

3.3- Niveles de mercurio en especies comerciales de Riberalta y Guayaramerín

Las especies colectadas en Riberalta y Guayaramerín coinciden y son las principales especies tradicionalmente comercializadas y apreciadas en la zona (Tabla II.1). Siendo el número de muestras limitados el análisis se realizó juntando los datos de los dos puertos.

Los factores que pueden influir sobre la concentración de mercurio son la especie, su tamaño y su dieta así también que la procedencia del pescado. Durante la colecta se solicitó información sobre la procedencia del pescado. Esas indicaciones no se pueden corroborar y pueden ser equivocadas en especial en el mercado por lo que los vendedores no conocen o no quieren siempre divulgar la procedencia o divulgan una información más consensual para la confianza del comprador. En particular al parecer el pescado del río Yata son mas cotizados por los compradores. Aunque esta información es solo indicativa se utilizó en el análisis para evaluar si algún patrón podía ser evidenciado entre los diferentes ríos Beni, Madre de Dios y Yata.

Los resultados de 15 especies, separadas por poblaciones procedentes de los ríos Beni, Madre de Dios y Yata, son presentados en la tabla II.2. Sobre 134 muestras analizadas 29 (el 21.6%) sobrepasan el limite de toxicidad aceptado por la OMS (0.5 $\mu g.g^{-1}$ de carne fresca; OMS 1990). En relación con los principios de

bioamplificación a lo largo de la cadena trófica todos los individuos contaminados pertenecen a especies carnívoras (tabla II.3). Los peces carnívoros (todas especies mezcladas) presentan un promedio de mercurio superior a 0.2-0.3 $\mu g.g^{-1}$ considerado como limite de los sistemas no contaminados y pasa los 0.5 $\mu g.g^{-1}$ en el caso del Madre de Dios. Los peces no-carnívoros como es de esperar presentan valores inferiores pero poco representativos en el caso del Madre de Dios y del Yata por el bajo número de individuos.

Tabla II.2- Promedio, mínimo y máximo de concentraciones de mercurio ($\mu g.g^{-1}$ de músculo fresco) en peces comerciales de los puertos de Riberalta y Guayaramerín en el Norte Amazónico boliviano en Noviembre del 2008.

Orden/ Especies	Nombre vernacular	Río (indicativo)	n	Promedio	Min	Max	%>0.5
Characiformes							
Brycon sp.	Yatorana	Beni	12	0.104	0.035	0.160	
Colossoma macropomum	Pacu	Beni	7	0.162	0.023	0.510	
		Madre de Dios	2	0.019	0.016	0.022	
		Mamoré	7	0.071	0.045	0.107	
		Yata	6	0.039	0.013	0.064	
Hoplias malabaricus	Benton	Beni	5	0.204	0.023	0.292	
		Yata	9	0.332	0.039	0.666	
Mylossoma spp.		Madre de Dios	7	0.025	0.017	0.037	
Pygocentrus natterreri	Piraña roja	Beni	3	0.324	0.184	0.601	
		Madre de Dios	1	0.429			
		Yata	10	0.430	0.197	0.871	
	Total Characiformes		**75**	**0.183**	**0.013**	**0.871**	**5.3**
Osteoglossiformes							
Arapaima gigas	Paiche	Beni	10	0.377	0.036	0.955	
		Madre de Dios	5	0.438	0.276	0.566	
	Total Osteoglossiformes		**15**	**0.400**	**0.036**	**0.955**	**33.3**
Perciformes							
Cichla pleiozona	Tucunare	Beni	8	0.251	0.118	0.463	
		Yata	10	0.305	0.174	0.510	
Plagioscion squamosissimus	Corvina	Beni	5	0.576	0.290	0.998	
		Madre de Dios	3	0.376	0.183	0.753	
		Yata	4	0.384	0.235	0.504	
	Total Perciformes		30	0.354	0.118	0.998	20.0
Siluriformes							
Hypophthalmus spp.	Suche/Mapara	Beni	2	0.312	0.264	0.360	
Ageniosus sp.	Boca vieja	Mamoré	1	0.353	0.353	0.353	
Phractocephalus hemiliopterus	General	Beni	2	0.470	0.283	0.656	
		Yata	2	0.172	0.165	0.178	
Pinirampus pinirampu	Blanquillo	Madre de Dios	1	0.839			
		Yata	4	0.743	0.654	0.783	
Brachyplatystoma filamentosum	Piraiba	Madre de Dios	1	0.195			
Pseudoplatystoma spp.	Surubi	Beni	5	0.207	0.103	0.367	
		Madre de Dios	9	0.373	0.088	0.964	
		Yata	6	0.320	0.168	0.657	
		Mamoré	2	0.174	0.096	0.251	
Platynematichthys notatus	Buchua	Madre de Dios	1	1.546			
Zungaro zungaro	Chanana	Beni	2	0.535	0.478	0.592	
		Madre de Dios	1	0.576			
Brachyplatystoma flavicans	Dorado de Piel	Madre de Dios	1	1.042			
	Total Siluriformes		**40**	**0.429**	**0.088**	**1.546**	**32.5**
		Total general	**160**	**0.383**	**0.023**	**1.546**	**17.5**

Los Siluriformes y el Paiche son los que presentan mayor proporción de individuos que sobrepasan este limite (respectivamente 32.5% y 33.3%), seguidos por los Perciformes (Corvina y Tucunaré con 20%) y los Characiformes que por tener dietas mas diversificadas y un mayor número de especies no carnívoros presentan solo un 5% de individuos contaminados.

En cuanto a la distribución por río se observa un porcentaje similar de pescado contaminado en los ríos Beni y Yata (respectivamente 22.5 y 20%) pero un porcentaje más alto (39.1%) en el río Madre de Dios, los datos no son suficiente para el río Mamoré (tabla II.3).

Tabla II.3- Promedio, mínimo y máximo de concentraciones de mercurio (µg.g de músculo fresco) y % de individuos con una concentración superior al límite de toxicidad de la OMS (0.5 µg.g^{-1}) en peces comerciales carnívoros 15 especies) y no carnívoros (4 especies) de los puertos de Riberalta y Guayaramerín en el Norte Amazónico boliviano en Noviembre del 2008.

Dieta	Río	n	Promedio	Min	Max	%>0.5
Carnívoros	Beni	40	0.342	0.023	0.998	22.5
	Madre de Dios	23	0.493	0.088	1.546	39.1
	Yata	45	0.379	0.039	0.871	20.0
	Mamoré	5	0.244	0.096	0.353	0.0
		113	0.383	0.023	1.546	23.9
No carnívoros	Beni	21	0.143	0.023	0.510	4.8
	Madre de Dios	9	0.024	0.016	0.037	0.0
	Yata	6	0.039	0.013	0.064	0.0
	Mamoré	11	0.068	0.037	0.107	0.0
		47	0.089	0.013	0.510	2.1

Con el número de muestras analizadas es todavía difícil detectar tendencia estadísticamente significativas en relación al tamaño de los individuos (proceso de bioacumulación) o de los ríos de procedencia. *Brycon sp.* (Yatorana), *Pinirampus pinirampu* (Blanquillo), *Colossoma macropomum* (Pacú) parecen no presentar un patrón de bioacumulación positivo (Figura II.2). En varios casos las especies presentan patrones que deben ser confirmados como es el caso por *Cichla pleiozona* (Tucunaré), *Pygocentrus nattereri* (Piraña), *Plagioscion squamossisimus* (Corvina), *Hoplias malabaricus* (Benton).

Por el bajo número de muestras, algunos individuos que parecen sobresalir del patrón de los demás están en proceso de reevaluación. Están conservados y representados aunque su interpretación es todavía difícil de evaluar (individuos extremos de la población o que parecen extremos por falta de información, ver por ejemplo los dos individuos de *Colossoma marcopomum* (entre 0.3 y 0.5 µg.g^{-1}). Un trabajo de consolidación de los datos es todavía necesario y debería hacerse a la luz de un aumento de número de muestra.

Los datos actuales no permiten una interpretación clara de la relación entre la procedencia del pescado y su concentración en mercurio. Aunque el Madre de Dios presenta más individuos contaminados (>0.5, tabla II.3), no existe un patrón claro de sobre-concentración en este río cuando se toma en cuenta el tamaño de los individuos (figura II.2). El resultado de la tabla III.3 puede deberse a un rango de tamaño mayor en las colectas del Madre de Dios y en todo caso queda obliterado por el número de muestras.

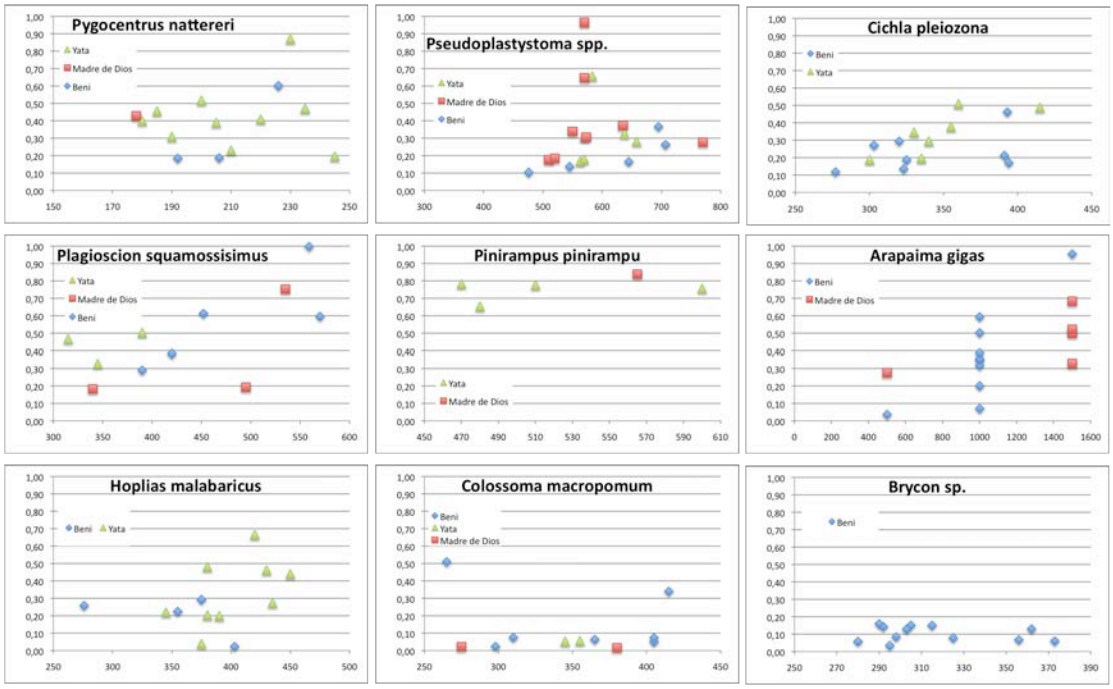

Figura II-2– Relación entre tamaño de los individuos (en mm) y su concentraciones de mercurio (µg.g de músculo fresco) en 9 especies de peces comerciales del Norte Amazónico boliviano (Noviembre 2008).

3.4- Comparación de niveles de mercurio en el Norte Amazónico, el Mamoré central y el Iténez

Para evaluar la contaminación por mercurio de los peces del Norte Amazónico boliviano, se realizó una comparación gráfica de las concentraciones de mercurio en relación al tamaño de los individuos obtenidos en 6 especies capturadas en las tres cuencas Iténez (río principal y zona de Bella Vista, datos del proyecto WWF-IRD KN10), Mamoré central (datos tomados en el marco de un proyecto IRD y apoyado por este proyecto para las análisis de las muestras consideradas) y Norte Amazónico boliviano (NAB, este proyecto) (figura II.3).

Para la mayoría de las especies, el tamaño de los individuos es superior en el NAB. Este se debe a que los datos de las otras regiones fueron mayormente colectados por pesca experimental aunque en el NAB fueron obtenidas solamente de pescadores que seleccionan los individuos mas grandes. Sin embargo, a pesar de esa diferencia en el rango explorado, la comparación del patrón obtenido para las seis especies es significativo. Existe una tendencia marcada de sobre-concentración en los individuos del NAB acompañado en el caso de *Cichla pleiozona* de aumento de los procesos de bioacumulación (aumento de la pendiente en la relación mercurio-tamaño). Los peces del NAB presentan alrededor de 2 a 5 - 6 veces más mercurio que los peces de la zona de Bella Vista considerada como referencia natural.

Todas las especies presentan un orden comparable de aumento de las concentraciones entre las regiones: Bella Vista (río San Martín y Blanco en la cuenca Iténez) < Mamoré central (zona de Trinidad) < Iténez < NAB. Los niveles en el río Iténez sobrepasan el límite de 0.2-0.3 de los sistemas considerado como naturales, el NAB sobre pasa el límite de toxicidad de 0.5.

Figura II.3- Comparación de los niveles de mercurio en especies comerciales carnívoras de diferentes ríos de la Amazonía boliviana. Blanco y San Martín: río de referencia natural en la cuenca del Iténez, ríos principales Mamoré e Iténéz, NAB= Norte Amazónico boliviano (tramo inferior de los ríos Beni, Yata y Madre de Dios). A- Tucunaré (Cichla monoculus), B- Corvina (Plagioscion squamossisimus), C- Surubí (Pseudoplatystoma spp.), D- General (Phractocephalus hemiliopterus), E- Piraña roja (Pygocentrus nattereri), F- Benton (Hoplias malabaricus).

3.5- Niveles de metil-mercurio en los peces del Norte Amazónico

Por algunos individuos de peces carnívoros (n=22, especies: *Arapaima gigas, Cichla pleiozona, Hoplias malabaricus, Pseudoplatystoma y Pygocentrus nattereri*) y no carnívoros (n=15, especies: *Brycon sp., Colossoma macropomum y Mylossoma aureum*) se determinó ademas de las concentraciones de mercurio, las concentraciones de metilmercurio (figura II.4). Esos niveles varían entre 27% y 100% con un promedio de 77,5% para los carnívoros y de 54.2% para los no carnívoros. Sin que sea un patrón exhaustivo, los no-carnívoros tienden a tener un porcentaje de metilmercurio entre 30 y 60% y los carnívoros encima de los 60%.

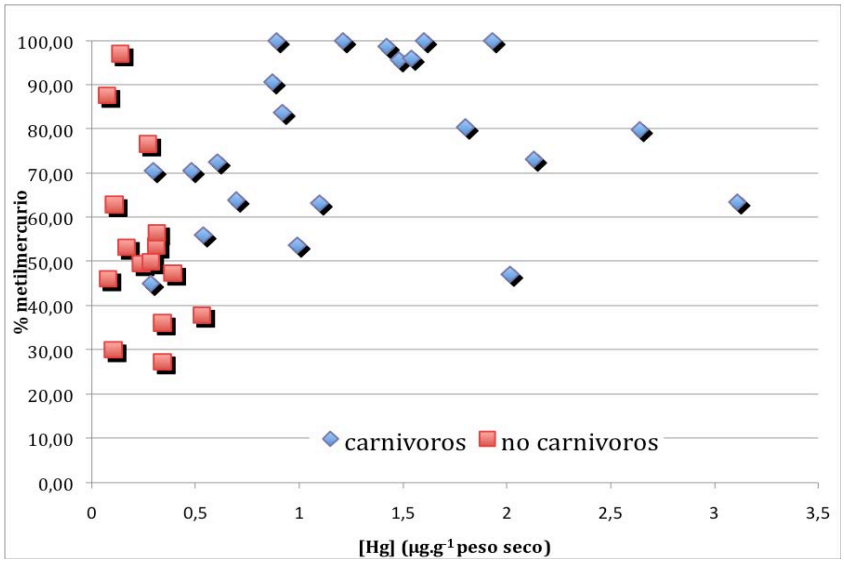

Figura II.4- Relación entre concentración de mercurio y % de metilmercurio en peces carnívoros (n=23) y no-carnívoros (n=15) del Norte Amazónico boliviano.

4- Discusión, conclusión

Los resultados presentados en este estudio, aunque procedente de una sola campaña de colecta y con un número relativamente bajo de muestras para la interpretación, demuestran de manera evidente que existe un porcentaje significativo de los peces (>20%) con concentración de mercurio por encima de las normas establecidas por la OMS. El nivel de contaminación es mayor para los peces carnívoros y en especial el paiche y los Siluriformes en general.

Estos niveles están superiores a los encontrados aguas arriba en las cuencas del Mamoré e Iténez (Pouilly et al. 2008, figura I.3). En el río Manuripi, cuenca del río Madre de Dios cerca de Cobija, López (2005) observó concentraciones promedias de 0.077 $\mu g.g^{-1}$ para *C. macropomum*, 0.109 $\mu g.g^{-1}$ para *C. pleiozona* y 0.398 $\mu g.g^{-1}$ para *P. nattereri*. López observó únicamente tres individuos de la especie *P. fasciatum* (piscívoro), que sobrepasaron este límite llegando a los 0.583 $\mu g.g^{-1}$. Al contrario, Maurice-Bourgoin et al. (2000) encontraron concentraciones que sobrepasan el límite de 0.5 $\mu g.g^{-1}$ en peces carnívoros de la zona de Rurrenabaque aguas arriba en la cuenca del río Beni (29 individuos perteneciente a 9 especies rango de promedio de especies entre 0.468 y 1.522 $\mu g.g^{-1}$).

Sobre estos resultados aún muy parciales se puede estimar que la contaminación observada en el Norte Amazónico boliviano sería más un efecto de las condiciones presentes en el río Beni. Este resultado es contradictorio con la comparación presentada en este estudio y que indica mayor número de individuos contaminados en el Madre de Dios. La potencia estadística de estos estudios en Beni y Madre de Dios, así también que de este informe, no es suficiente como para concluir.

Los niveles de mercurio encontrado en el Norte Amazónico boliviano son inferiores a los encontrados por diferentes estudios en el río Madera aguas abajo al final de los años 1990 (Tabla 4). Sin embargo el porcentaje de peces contaminados encontrados por Bastos et al. (2008) es bastante similar. Estos autores analizaron 816 peces en los cuales 28% superan la norma OMS del 0.5 $\mu g.g^{-1}$, en especial debido a las concentraciones encontradas en las especies carnívoras.

El aumento de las concentraciones desde las cuencas más altas hasta el Madera sugiere que las concentraciones locales naturales o antrópicas (vinculadas en particular a la deforestación como en el caso del Iténez, y a la minería de oro en el caso del Iténez, del río Beni y del alto Madera) se van sumando a lo largo del gradiente longitudinal del río.

Tabla II.4- Concentraciones de mercurio en peces carnívoros en el río Madeira (extraído de Malm 2001).

Referencia	# especies	# muestras	Promedio ($\mu g.g^{-1}$)	Rango
Malm et al. 1997	50	370	0,85	0,165 – 3,92
Gali 1997	22	154	0,665	0,060 – 3,96
Barbosa et al. 1997	---	251	0,638	0,011 – 5,00

Arapaima gigas es ahora una de las especies de mayor interés comerciales del Norte Amazónico boliviano, principalmente vendida para su exportación al interior de Bolivia o a otros países. Nuestras observaciones son las primeras sobre el nivel de contaminación de esa especie en Bolivia. Pocos trabajos hacen referencia a las concentraciones en mercurio en el Paiche. Akagi et al. (1995) notan, sin mucha precisión metodológica, una concentración de 0.08 $\mu g.g^{-1}$ para el Paiche en el Tápajos cerca de Santarem, en una zona donde los autores detectan 58% de individuos contaminados (> 0.5 $\mu g.g^{-1}$) y con valores extremos de unos 3.82 para la Piraiba (*Brachyplatystoma filamentosum*). Crossa & Mc Grath (1999) observan en dos zonas cerca de Santarem no afectados por minería de oro, niveles entre 0.025 $\mu g.g^{-1}$ y 0.320 $\mu g.g^{-1}$, y entre 0.104 y 0.776 $\mu g.g^{-1}$ en una otra. Tomando en cuenta el efecto del tamaño, estos autores estiman el promedio de mercurio en paiche en el Mercado de Santarem a 0.112 $\mu g.g^{-1}$. Con estos resultados Crossa & Mc Grath (1999) estiman que le paiche no es muy sensible a los procesos de biomagnificación y bioacumulación del mercurio por lo que rara vez presenta concentraciones elevadas y generalmente presenta valores inferiores a las otras especies carnívoras (Boischio *et al.*, 1991; Akagi *et al.*, 1995; Lebel *et al.*, 1996). No obstante estos hechos Passos et al. (2003) observan que el consumo de pescado como el tucunaré y el paiche aumentan la exposición de las personas al mercurio.

Aunque solo presentamos resultados parciales (solo 15 individuos de una sola temporada), las tendencias observadas muestran que en el caso del Norte Amazónico boliviano el promedio aparece más elevado (0.397 $\mu g.g^{-1}$ con un rango 0.036-0.955 $\mu g.g^{-1}$). Los resultados presentados no permiten evaluar la importancia del proceso de bioacumulación ya que las muestras se hicieron a la llegada del pescado fileteado en el puerto. Para establecer una relación de bioacumulación seria necesario realizar un trabajo de campo directamente en los lugares de pesca para tener acceso a los pescados enteros.

Crossa & Mc Grath (1999) notan que la explicación a las bajas concentraciones de mercurio en el paiche y a este estatuto de “bajo acumulador” de mercurio se puede explicar por su dieta. En Brasil, el paiche es conocido por ser un carnívoro voraz pero en fase juvenil (hasta los 6-10kg su dieta estaría compuesta de crustáceos (camarones, cangrejos) y peces pequeños; como adulto se alimentaría de sobra de peces de bajo nivel trófico como los Loricaridae, Doradidae y Callichthyidae. Cabe recalcar que aunque esa especies es uno de los símbolos de las pesquerías amazónicas el conocimiento de su biología y en especial de su dieta es bastante empírico. Ningún estudio existe en Bolivia sobre un eventual cambio de dieta que podría explicar las concentraciones más altas encontradas.

Los resultados preliminares de porcentaje de metilmercurio presentados son los primeros que se dan para la Amazonía boliviana. En la literatura, la aceptación general es que la proporción de metilmercurio es muy alta en los peces y alcanza 80 a 95%. Sin embargo estos estudios no son numerosos y algunos determinan un porcentaje más variable y que los patrones de bioacumulación del metilmercurio en una misma población son diferentes a los del mercurio total (Kehring & Malm, 1999). Malm et al. (1995) observan en el río Tapajos, Brasil, porcentajes entre 65% y 100% sobre 26 individuos de piscívoros. Los resultados obtenidos en este estudio no son suficientes para concluir y un esfuerzo mayor es necesario para asegurar las primeras tendencias observadas, sin embargo lo mas probable es que los peces del Norte Amazónico no sigan el patrón general de un porcentaje fuerte de metilmercurio que permite utilizar el mercurio como un indicador confiable y preciso del grado de exposición de las poblaciones humanas al mercurio. Por lo tanto recomendamos profundizar más este aspecto de la problemática del mercurio que podría revelarse más complicado que lo actualmente aceptado. Para reforzar las conclusiones preliminares de este informe e ir hacia recomendaciones sobre las especies y los tamaños de peces a focalizar para la pesca, es necesario establecer un diagnóstico más preciso que debe considerar un incremento del número de muestras tomando en cuenta:

- un monitoreo temporal de las especies comerciales por lo menos sobre un ciclo hidrológico.
- la colecta de otras especies de menor importancia comercial pero que permitan evaluar los procesos de biomagnificación en la cadena trófica y por lo tanto concluir sobre la integridad ecológica de los sistemas acuáticos del Norte Amazónico boliviano.

Los niveles de mercurio encontrados así como el porcentaje de contaminados demuestran sin ambigüedad que los peces de Norte Amazónico boliviano presentan una situación degradada en cuanto a los niveles de mercurio. Por lo tanto los peces comerciales generan una situación de exposición de los consumidores que puede ser considerada encima de la normal. Las concentraciones son mayores a las encontradas en otras regiones de la Amazonía boliviana y se acercan a los valores encontrados en el río Madera en Brasil. Por lo que los niveles promedios observados son cercanos al limite de toxicidad recomendado por la OMS, la situación debe considerarse preocupante y necesita mayor atención.

La problemática de la contaminación por el mercurio debe ser considerada como un tema sensible para la región del Norte Amazónico boliviano. En especial en caso de construcción de represas, la experiencia internacional demuestra que la contaminación por el mercurio tiende a aumentar. En particular la sedimentación del mercurio en los embalses, el aumento de zonas inundadas con condiciones ambientales favorable a la metilación del mercurio generan un entorno propicio para una mayor exposición de los organismos y de las poblaciones a una potencial contaminación. Por lo tanto el riesgo de pasar de una situación sensible a crítica en el Norte Amazónico boliviano no debe ser subestimado e implica un estudio preliminar y una evaluación ambiental profunda.

5-Bibliografía

Akagi, H., Malm, O., Kinjo, Y., Harada, M., Branches, F.J.P., Pfeiffer, W.C.,Kato H. 1995. Methyl-mercury contamination in the Amazon, Brazil. The Science of the Total Environment 175: 85-95

Bastos W.R., Rebelo M. de F., Fonseca M. de F., Almeida de R. & Malm O. 2008. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. Acta Amazonica 38(3): 431 – 438.

Boischio, A.A.P., Henshel, D.S., Barbosa, A.C. 1995. Mercury expose through fish consuption by the upper Madeira River population, Brazil-1991. Ecosystem Health Vol 1; N0. 3: 178-192

Crossa, M. & D. Mc Grath. 1999. Mercury acummulation in the pirarucu Arapaima gigas (Cuvier, 1829) in the lower Amazonian varzea. Bol. Zool. Museu Emílio Goeldi 15(1): 7-22 Belém, Pará. (Especial Ictiologia sobre os 500 Anos do Rio Amazonas).

JECFA 2006. http://jecfa.ilsi.org/evaluation.cfm?chemical=METHYLMERCURY

Kehring, H. do A. & O. Malm, 1999. Methylmercury in fish as tool for understanding the Amazon mercury contamination. Applied Organometallic Chemistry. 13: 689-696

Gorski, P.R.; L.B. Cleckner, J.P. Hurley, M.E. Sierszen & D.E. Armstrong. 2003. Factors affecting enhanced mercury bioaccumulation in inland lakes of Isle Royal National Park, USA. The Science of Total Environmental. 304: 327-348.

Lebel, J., Roulet, M., Mergler, D., Lucotte, M., Larribe, F. 1996. Fish diet and mercury expose in a riparian amazonian population. Water, Air and Soil Pollution, 97:31-44.

López E.I. 2005. Bioacumulación y biomagnificación de mercurio en diferentes poblaciones de peces en la Amazonía Boliviana. Tesis para obtener el grado de Magister of Scientiae en Ecología y Conservación. Facultad de Ciencias Puras y Naturales. Instituto de Ecología (UMSA). La Paz-Bolivia.

Malm O, Branches FJ, Akagi H, Castro MB, Pfeiffer WC, Harada M, Bastos WR, Kato H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. Sci. Total. Environ. 175(2):141-50.

Malm O. 2001. Evaluación de los estudios de la contaminación ambiental y humana con mercurio en la Amazonía y perspectivas. En: Jornada Internacional sobre el impacto ambiental del mercurio utilizado por la minería aurífera artesanal en Iberoamérica. Lima, Perú. 9 p.

Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga I., Chincheros J. y Coureau P. 2000. Mercury distribution in waters and fish of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazon populations. The Science of the Total Enviroment. 260: 73-86

Passos C.J., Mergler D., Gaspar E., Morais S., Lucotte M., Larribe F., Davidson R. & Grosbois S. 2003 Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon.Environmental Research 93 (2003) 123–130

Pérez T., Pouilly M., Maurice L., Paco P., Ovando A. y Córdova L. 2008. Sensibilidad del Norte Amazónico a la contaminación por el mercurio. SIRENARE. Energía, Represas y Salud. La problemática de las represas en la cuenca del río Madera. Ed. Iván Castellón. La Paz – Bolivia. pp 53- 61.

Pouilly M., Pérez T., Ovando A., Guzmán F., Paco P. Duprey J.L. y 2008. Diagnóstico de la contaminación por el mercurio en la cuenca Iténez. Informe IRD-WWF, La Paz, Bolivia 96 p.

III- Emisión de gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4) en sistemas acuáticos del Norte Amazónico boliviano

Leslie Córdova

Resumen

La emisión de gases de efecto invernadero ocasionada por los embalses, debido a la descomposición de la materia orgánica y a entradas de carbono procedente de la cuenca, se ha identificado como un impacto en el ecosistema.

Este trabajo presenta la metodología y los resultados de un primer intento de medición de las tasas de emisión de gases de efecto invernadero dióxido de carbono (CO_2) y metano (CH_4) en sistemas acuáticos naturales del Norte Amazónico boliviano. Se estimó las concentraciones de CO_2 y CH_4 en el gas disuelto en el agua, así también en el gas emitido en forma de burbujas.

El gas emitido en forma de burbujas es principalmente CH_4, pero el gas disuelto en el agua es mayormente de dióxido de carbono CO_2. La concentración de CH_4 en las burbujas de gas es del orden de 9.2E+05 ppm y este mismo gas está presente en forma disuelta con una concentración del orden de 3.7E+02 ppm. El CO_2 está presente en el gas de ebullición con una concentración del orden de 3.8E+04 ppm y de 4.5E+03 ppm en forma disuelta en el agua. Los resultados dejan aparecer una variación estacional de las emisiones con valores más altos en época seca que en época de inundación pero este resultado debe ser acompañado por una estimación de las superficies inundadas para establecer un balance global. Aunque las emisiones son menores en época de inundación la superficie de emisión es mucho más grande y los suelos inundados más favorables a la degradación del material vegetal, principal fuente de gas metano.

1- Introducción

Los gases de efecto invernadero como el dióxido de carbono (CO_2), el óxido nitroso (N_2O) y el metano (CH_4), son gases que en asociación con el vapor de agua contenido en los nubes absorben y reflejan hacia la superficie de la Tierra una parte de la radiación de ondas de larga longitud emitida por la superficie de la Tierra (figura III.1). En condiciones naturales, estas radiaciones están evacuadas afuera de la atmósfera pero en presencia de nubes y de gases de efecto invernadero se queda atrapada en el atmosfera terrestre generando un efecto invernadero y un aumento de temperatura. Los gases de efecto invernadero pueden tener un origen natural o antropogénico. La emisión de gases antropogénico se ha incrementado en relación proporcional a la actividad industrial a lo largo de los últimos siglos, llegando a niveles considerados en la actualidad como una de las principales causas del cambio climático. En grandes concentraciones, estos gases retienen parte del calor de la tierra, bloqueando su escape en el espacio, y aportan al calentamiento global (Kemenes et al 2008). La Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático en el Protocolo de Kyoto 1998, reconoce además del CO_2, N_2O y CH_4, a otros gases de efecto invernadero menos abundantes, como

el hexafluoruro de azufre (SF_6), los hidrofluorocarbonos (HFC) y los perfluorocarbonos (PFC).

Los embalses de represa así como los lagos naturales emiten gases de efecto invernadero. La cantidad de emisión depende, entre otros factores, de los aportes en carbono, procedente de la cuenca alta, y de la descomposición de la materia orgánica. Según las condiciones locales, el balance entre la emisión de gas (debido a la descomposición de la materia orgánica) y su absorción (debido por ejemplo a la respiración de la vegetación) genera un perfil de emisión que puede ser positivo o negativo. En muchos casos de represas en sistemas tropicales se pudo averiguar que el balance es positivo (más emisión que absorción), en especial cuando la represa genera una gran superficie de vegetación inundada (Abril & Guérin, 2008). Por lo tanto la Comisión Mundial de las Represas (WDC, 2000) recomienda que el tema de la emisión de gas debe incluirse en las evaluaciones de impactos ambientales de las represas y los organismos internacionales de financiamiento de tales proyectos lo consideran como un tema prioritario y las represas deben incluirse ahora en los inventarios de emisión de gas del IPCC.

En Bolivia existen inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero para la década 1990-2000, en la cual se observó que el CO_2 cuya emisión esta principalmente vinculada a las actividades de trabajo de la tierra y a la silvicultura, seguido por el metano principalmente emitido en relación a las actividades del sector agrícola (MDSM 2003). No existe ningún estudio de cuantificación de las emisiones de gas en los sistemas acuáticos.

El objetivos del estudio presentado en este capítulo fue de realizar una adaptación metodológica para evaluar las concentraciones y las tasas de emisión de gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4) en sistemas acuáticos naturales del Norte Amazónico boliviano. Esa evaluación podrá a futuro constituirse como una línea base para estimar los niveles de emisión en caso de la construcción de represas.

2- Gases de efecto invernadero

El efecto invernadero es un fenómeno normal que ocurre gracias a la atmósfera que cubre nuestro planeta. El oxígeno y nitrógeno son gases constituyen la gran parte de la atmósfera (99%) pero que no muestran efectos significativos sobre el efecto invernadero y el clima. Sin embargo, otros gases de menor concentración como el CO_2 y el CH_4 actúan de forma tal que permiten que la radiación solar penetre hasta la superficie terrestre pero al mismo tiempo bloquean la radiación infrarroja ascendente emitida por la Tierra, que de otro modo escaparía al espacio. De esta manera se genera el fenómeno denominado *efecto invernadero*, semejanza a un invernadero, en lo cual el plástico o vidrio actúa permitiendo el paso de la radiación solar y retiene la radiación infrarroja emitida dentro del invernadero (figura III.1).

Este comportamiento selectivo de algunos gases atmosféricos frente a la radiación solar y terrestre produce un calentamiento del aire próximo a la superficie terrestre, manteniendo en condiciones naturales, la temperatura media del planeta a +15°C (Moran et al. 1994).

El fuerte aumento observado desde la época industrial en la concentración de la mayoría de los gases de invernadero, estaría altamente vinculado con el aumento

registrado en la temperatura media global del último siglo. Entre 1970 y 2004, las emisiones de CO_2, CH_4, N_2O, HFCs, y SF_6, aumentaron en un 70% (IPCC 2007).

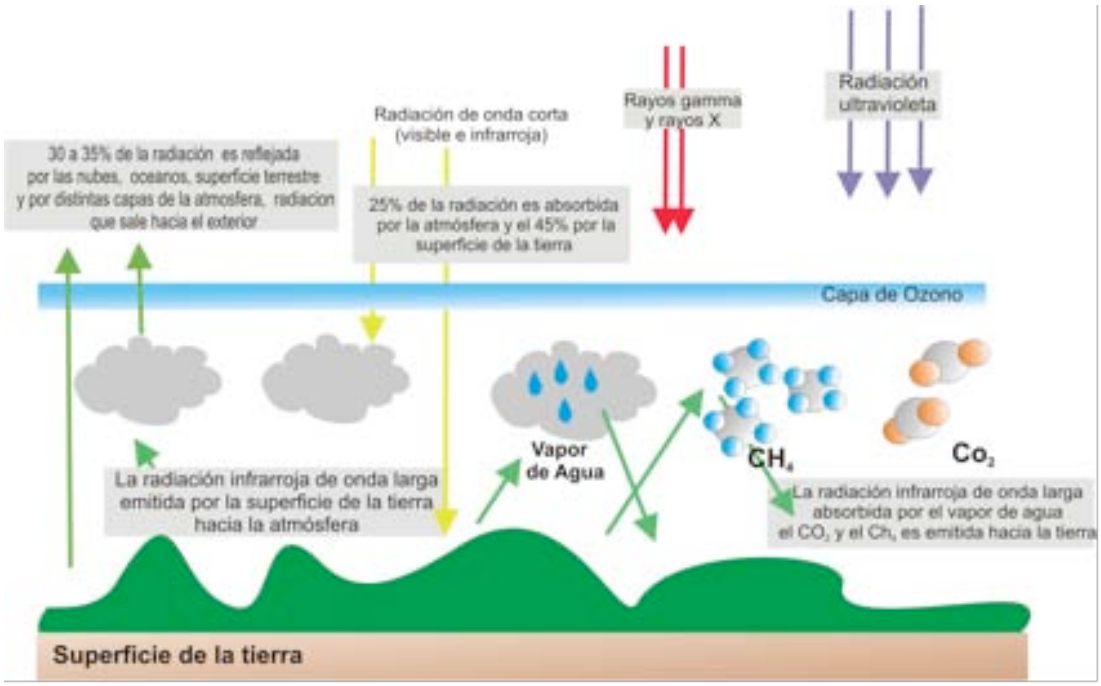

Figura III.1- Radiación de principales emisión de gases de efecto invernadero.

Por lo tanto, el hombre a través de sus actividades, altera el fenómeno beneficioso como es el efecto invernadero y provoca modificaciones en el clima, generando múltiples efectos y desequilibrio en los ecosistemas. El aumento en la concentración de estos gases de efecto invernadero tiende también a reducir su eficiencia cuando la Tierra se enfría (Biller & Goldemberg 1999).

El Protocolo de Kyoto, es un acuerdo internacional que tiene por objetivo reducir las emisiones de seis gases provocadores del calentamiento global en un porcentaje aproximado de un 5% (en comparación a las emisiones al año 1990) durante el periodo 2008-2012. Los seis gases considerados son:

- El dióxido de carbono (CO_2). Su origen principal es debido a la quema o combustión de los combustibles (petróleo, carbón) y la deforestación.
- El metano (CH_4) o gas de los pantanos, tiene como fuentes principales la descomposición orgánica, rellenos sanitarios de las grandes ciudades, cultivos y la ganadería, minería de carbón, fuga de gas y deforestación.
- El óxido nitroso (NO_2) o gas hilarante, tiene un gran uso en anestesia y en automovilismo. Se origina debido a la quema de basura, quema de petróleo, carbón y uso de fertilizantes.
- Hidrofluorocarbonos (HFC) de gran aplicación en equipos de refrigeración como sustituto de los clorofluorcarbonos, refrigeradoras, aerosoles de espuma, solventes y agricultura extensiva.
- Perfluorocarbonos (PFC), cuyo principal origen es la quema o incineración de plásticos, las industrias que utilizan sustancias fluorhídricas, industrias de cerámicas y aluminio primario. También es de uso en medicina (hemoterapias).
- Hexafloruro de azufre (SF_6), las fuentes más usuales de este gas son la quema de combustibles fósiles, industrias de fundición de metales,

industrias que utilicen minerales fluorados o compuestos fluorados en procesos pirolíticos con coke y carbones como combustibles o reductores.

Todos esos gases no tienen el mismo potencial de reflexión de las radiaciones terrestres. El CH_4 es el gas de efecto invernadero más abundante y potente. Según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), una tonelada de metano ocasiona 25 veces más impacto sobre el efecto invernadero que una tonelada de dióxido de carbono.

2.1 Gases de efecto invernadero en represas hidroeléctricas y en ambientes naturales

La emisión de gases de efecto invernadero es influenciada por las grandes áreas de inundación donde se produce una intensa descomposición de materia orgánica. Esas áreas ocurren naturalmente o bajo la influencia antropogénica, como ejemplo en el caso de la construcción de represas hidroeléctricas. Naturalmente las zonas de inundación producen un aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero. Santos et al. (2008) realizaron balances de carbono en época de lluvia y época seca en una llanura de inundación de Belo Monte (Brasil). En época seca la emisión de gas a través de la superficie de las aguas es insignificante (0.1%) pero sube hasta el 5.5% en época de inundación.

En el caso de las represas hidroeléctricas se genera una emisión adicional de gas carbónico (CO_2) por la descomposición de árboles que se encuentran encima del agua (en el caso que no son cortados antes del llenado del reservorio), y de metano por descomposición bajo condiciones anaeróbicas de la materia orgánica sedimentada en el fondo del reservorio. Estos reservorios son térmicamente estratificados con una faja (termoclina) localizada entre 2 y 3 m de profundidad, donde la temperatura del agua disminuye rápidamente. El agua bajo esta faja (hipolimnon) no se mezcla con el agua de la superficie y queda anóxica. La vegetación herbácea de la zona de desplazamiento de la termoclina se descompone produciendo CH_4 en lugar de CO_2 generando de esta manera una fábrica de metano constante (Fearnside 2008). Además de esto al causar zonas anóxicas por descomposición de materia orgánica, también ocurre la desnitrificación (Caringnan et al 1991, Rudd et al 1980).

En el caso de las represas hidroeléctricas, estos gases producidos en el embalse son en parte liberados por difusión o ebullición en la superficie del embalse. Una otra parte es liberada a la salida de las turbinas, en el agua río abajo de la represa. Este fenómeno se debe a que el agua procedente del fondo del lago tiene una concentración alta de gases disueltos que son liberados por la caída de la presión hidrostática después de la turbina (Fearnside, 2004). Una tercera parte es lanzada a la atmósfera lentamente por difusión a lo largo del canal de los ríos, aguas debajo de la represa.

Las concentraciones de CH_4 disuelto aumentan significativamente con la profundidad en reservorios tropicales (Galy-Lacaux *et al*. 1999). En la represa hidroeléctrica de Tucuruí (Brasil) el agua sale por vertederos que son constituidos por una estrecha ranura horizontal posicionadas 20 m por debajo de la superficie del embalse. A esa profundidad el agua tiene una carga sustancial de metano, estimada a 3,1 mg/l en promedio anual, que es elevada en relación a otras represas brasileras (Fearnside 2002a, p. 82).

De manera general, el tamaño de la represa también influye en la emisión de gases de efecto invernadero. Córdova et al. (2008) compilando los reportes de emisiones de gases de efecto de ocho represas hidroeléctricas neotropicales, muestran la influencia del tamaño de la área de inundación respecto a la emisión de metano (figura III.2). Las represas que presentan las áreas de inundación más grandes (y por consiguiente generan la degradación de una mayor cantidad de materia orgánica) emiten una mayor cantidad de metano. Sin embargo se observa también que la proporción de emisión de metano difiere bastante entre embalse, siendo los de Tucuruí, Balbina y Samuel los que emiten más en relación a su superficie.

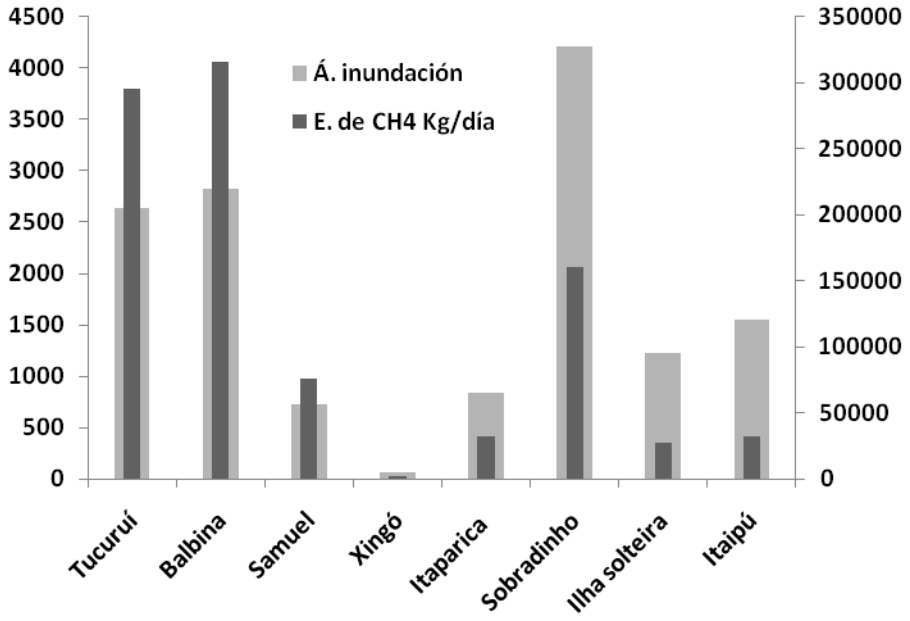

Figura III.2- Área de inundación vs. Emisión de CH4 Kg/día.

La cobertura vegetal es un factor importante de control de la emisión de gas, en especial en las zonas de poca profundidad. La pequeña represa hidroeléctrica de Curuá-Una (Brasil) genera un embalse de aproximadamente 72 Km^2 y produce 40 MW. La vegetación y árboles no fueron cortados al momento de la construcción y van descomponiéndose poco a poco, generando altas emisiones de gases. (Fearnside 2005). Dependiendo del tipo de vegetación que se encuentra en la zona de inundación el tiempo de descomposición será diferente. La vegetación sumergida por la inundación (hierbas) se descompone en un tiempo relativamente corto, decayendo exponencialmente en pocos años. Sin embargo aquella vegetación más gruesa y alta (como troncos y ramas) permanece descomponiéndose más lentamente, por lo tanto se van las emisiones resultan menos intensas en los primeros años de vida del embalse pero perdurarán más tiempo y a veces se mantendrán continua durante todo el tiempo de vida del embalse (Rosa et al. 1996).

2.2 Gases de efecto invernadero en Bolivia

En Bolivia existen inventarios de emisiones de gases de efecto invernadero para la década 1990-2000, en la cual se observó que el CO_2 es uno de los gases más importantes del país, producido principalmente por las actividades vinculadas por el trabajo de la tierra y por la silvicultura. En segundo lugar se destaca el metano que proviene principalmente del sector agrícola. La tabla III.1 muestra con más detalle las categorías de fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero con sus respectivas cantidades de emisión de once tipos de gases, resaltando que el CO_2

es uno de los gases más importantes (MDSM 2003). Las emisiones en sistemas acuáticos naturales o antropogénicos no están contempladas en este inventario.

Tabla III.1- Emisión e gases de efecto invernadero en Bolivia (Fuente: Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación, Viceministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Programa Nacional de Cambio Climático).

CATEGORIAS DE FUENTES Y SUMIDEROS DE GASES DE EFECTO INVERNADERO	Emisiones de CO_2	Remociones de CO_2	CH_4	N_2O	NO_x	CO	COVDM	SO_2	HCFs	PFCs	SF_6
									p		p
Total de Emisiones y Remociones Nacionales	52,539.06	18,547.05	706.01	3.62	77.13	1,504.93	61.52	12.10	8.37	NO	0.00
1 Energía	7,175.36		38.59	0.27	46.08	304.68	51.93	11.74			
A Actividades de Combustión	7,056.38		6.58	0.26	45.99	304.53	44.51	10.32			
Método de Referencia	*7,788.30*										
Método por Sectores	7,056.38		6.58	0.26	45.99	304.53	44.51	10.32			
1 Industrias de la Energía	1,654.93		0.53	0.02	4.98	4.42	1.12	0.71			
2 Industrias Manufactureras y Construcción	872.60		0.40	0.05	3.68	44.40	0.63	1.21			
3 Transporte	3,145.60		0.57	0.12	31.90	171.56	32.66	4.40			
4 Residencial, Comercial e Institucional	848.04		5.06	0.07	2.94	83.05	9.87	3.82			
5 Agricultura, Silvicultura y Pesca	65.74		0.00	0.00	1.11	0.92	0.18	0.12			
6 Minería / Metalurgia	28.15		0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.05			
7 Caminos, Fuerzas Armadas y Otros	8.47		0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00			
8 Quema de Gas Natural en Campos	432.85				1.29	0.17	0.04	0.00			
B Emisiones Fugitivas	118.98		32.01	0.01	0.09	0.14	7.42	1.42			
1 Petróleo y Gas Natural	118.98		32.01	0.01							
2 Precursores del Ozono y SO_2 Provenientes de la Refinación del Petróleo					0.09	0.14	7.42	1.42			
2 Procesos Industriales	607.48		NO	NO	0.01	0.01	8.60	0.37	8.37	NO	0.00
A Productos Minerales No Metálicos	607.48							0.30			
B Industria Química	NO				0.00			0.05			
C Otra Producción	NO		NO	NO	0.01	0.01	8.60	0.02			
D Consumo de Halocarburos y SF_6									8.37	NO	0.00
3 Uso de Solventes y Otros Productos							0.99				
A Productos Químicos							0.99				
4 Agricultura			516.38	2.25	6.65	341.44					
A Fermentación Entérica			470.37								
B Manejo de Estiércol			18.60	0.06							
C Cultivos de Arroz			13.60								
D Suelos Agrícolas				1.85							
E Quema Prescrita de Sabanas			12.75	0.31	5.44	319.22					
F Quema de Residuos Agrícolas en Campo			1.06	0.03	1.21	22.22					
5 Cambio en el Uso de la Tierra y Silvicultura	44,756.22	18,547.05	98.15	0.67	24.39	858.81					
A Cambios en la Existencia de Biomasa en Bosques y Otra Vegetación Leñosa		12,739.15									
B Conversión de Bosques y Praderas	44,756.22		98.15	0.67	24.39	858.81					
C Abandono de Tierras Cultivadas		5,807.90									
D Emisiones o Absorciones de CO_2 en los Suelos	NE	NE									
6 Residuos			52.90	0.43							
A Disposición de Residuos Sólidos en Tierra			35.67								
B Manejo de Aguas Residuales			17.23								
C Emisiones de N_2O Provenientes del Excremento Humano				0.43							
Partidas Informativas:											
Búnkeres Internacionales	238.62		0.00	0.01	1.24	0.41	0.20	NA			
Aviación	238.62		0.00	0.01	1.24	0.41	0.20	NA			
Emisiones de CO_2 Provenientes del Uso de Biomasa	3,445.89										

P = Emisiones potenciales basadas en el método de Grado I.
NE = Emisiones no estimadas.
NO = Emisiones que no ocurren en el país.
NA = No aplicable.

3- Área de estudio

Se realizaron muestreos en las dos épocas de aguas bajas (noviembre 2008) y altas (marzo 2009). En noviembre se muestrearon las lagunas Itauba (Guayaramerín, Beni) y Tumichucua (Riberalta, Beni). En marzo, se realizaron repeticiones de muestreo de las lagunas ya mencionadas, y se tomaron muestras en la laguna Verde – Azul (Nueva Esperanza, Pando) y en los ríos y zonas de inundación marginales de los ríos Madera en Puerto Manoa (Abuná, Pando), Pakaas (Guajaramerin, Brasil) y Yata (Guayaramerín, Beni).

Laguna Itauba.- Ubicada en Guayaramerín (departamento del Beni), a 10°50'31.58"S y 66,166992ºO, aproximadamente 5 km del río Mamoré, tiene un área de 0.55 km^2 y una profundidad máxima de 8 m. Fue formada artificialmente,

actualmente es privada con fines turísticos. Presenta un continuo flujo de agua que ingresa cristalina y sale por una pequeña cachuela. Las aguas son poco turbias y la vegetación ribereña es escasa. El substrato es lodoso y gran parte arenoso, la zona Norte de la laguna presenta poca materia orgánica en descomposición, (Figura III.3).

Figura III.3- Laguna Itauba

Laguna Tumichucua.- Ubicada en Riberalta (departamento del Beni) a 11,138570ºS y 66,166992ºO, a 1.2 km del río Beni. Su superficie es de 12 km^2 y tiene una profundidad máxima de 20 m. La parte Norte de la laguna, presenta aguas clasificadas como "negras", con poca vegetación ribereña, substrato arenoso – arcilloso (Figura III.4). La parte Sur presenta aguas más de tipo "blanca" con tendencia a verde, con vegetación ribereña diferente a la norte (taropes, pajonales, ambaibo, etc.) el substrato es más lodoso y no hay presencia arenosa (Figura III.5).

Figura III.4. Laguna Tumichucua (parte Norte de aguas negras).

Figura III.5- Laguna Tumichucua (parte Sur de aguas "blancas").

Río Pakaas.- Localizado en Guajaramerín sobre el territorio brasilero Estado de Rondonia, a 10.857404°S y 65.277222° O, aproximadamente a 10 km de la ciudad de Guayaramerín (Bolivia), este río de aguas negras se une con el río Madera (Figura III.6). La toma de muestras fue realizada en lugares inundados y con vegetación orgánica en descomposición y a la orilla del río.

Figura III.6- Unión del río Madera y Pakaas

Río Yata.- Ubicado en la ciudad de Guayaramerin (10.984897°S y 65.576710°O) a 30 Km de la cidudad de Riberalta. Río de aguas blancas que desemboca en el río Madera. Las muestras fueron tomadas del mismo río y de zonas de inundación marginales (Figura III.7).

Figura III.7- Río Yata y zona de inundación

Laguna Verde – Azul.- Situada en la comunidad de Nueva Esperanza (departamento de Pando), 10.059584°S y 65.349096°O. Laguna formada por la intensa actividad minera que se dio en los años 1980, pero que no funciona desde aproximadamente 10 años atrás. Las aguas son claras, con tendencia verde – azul. El sustrato es de grava con poca materia orgánica en descomposición. La profundidad alcanza 16 m. Los alrededores de la laguna cuentan con poca vegetación, principalmente palmeras. Las aguas de dos vertientes ingresan a la laguna, sin embargo no se observó una salida, pero existen arroyos a menos de 50 m de distancia de esta laguna (Figura III.8).

Figura III.8.- Laguna Verde – azul (Nueva Esperanza)

Río Madera en Puerto Manoa.- Llamada como capitanía de Puerto Manoa, pertenece al departamento de Pando a 9°42'14.64"S y 65°22'26.81"O, 45 Km de Nueva Esperanza, sobre la ribera del río Madera (Figura 9), se tomaron muestras de la ribera y de pequeñas zonas de inundación.

Figura III.9- Puerto Manoa (ribera boliviana del río Madera)

4- Métodos

Los muestreos fueron realizados para estimar las dos principales formas de emisión de gas: la ebullición (burbujas de gas que se desprenden del fondo y que suben a través de todas la columna de agua) y la disolución (gas presente de forma disuelto en el agua).

4.1- Emisión de gas por ebullición

Para estimar la emisión de los gases CO_2 y CH_4 en forma de burbujas, se utilizó embudos invertidos de plástico sintético con armazón de aluminio de 70 cm de diámetro y 70 cm de altura. Esos embudos captan las burbujas y almacenan el gas en un frasco posicionado en la parte alta del embudo. Para mejor estabilidad y flotación del equipo se adjuntan botellas de plástico (Figura III.10).

Seis embudos fueron colocados en noviembre en las lagunas Itauba (Guayaramerín) y Tumichucua (Riberalta). En la laguna Itauba se colocaron tres embudos a 1 m y tres a 2 m (Figura III-10B). En la laguna Tumichucua, más profunda que la laguna Itauba, se colocaron 3 embudos a 5 m (Figura III-10 A y C) y 3 embudos a 11 m de profundidad (Figura III.10D). El tiempo de permanencia de los embudos en el agua fue de 24 horas. Durante este tiempo el volumen de gas acumulado en los frascos fue anotado cada hora o dependiendo del avance del volumen hasta finalizar las 24 h. En noviembre 2008 se colocaron dos embudos en las tres lagunas Itauba, Tumichucua y Verde-Azul, que se quedaron en el agua el tiempo necesario para que los frascos se llenen completamente.

Al inicio del muestreo, los frascos son llenados con agua de la laguna, que se evacua a medida que se acumula el gas. Este proceso necesita un sistema de válvula que permite evacuar el agua y mantener el frasco hermético después del muestreo (figura III.11).

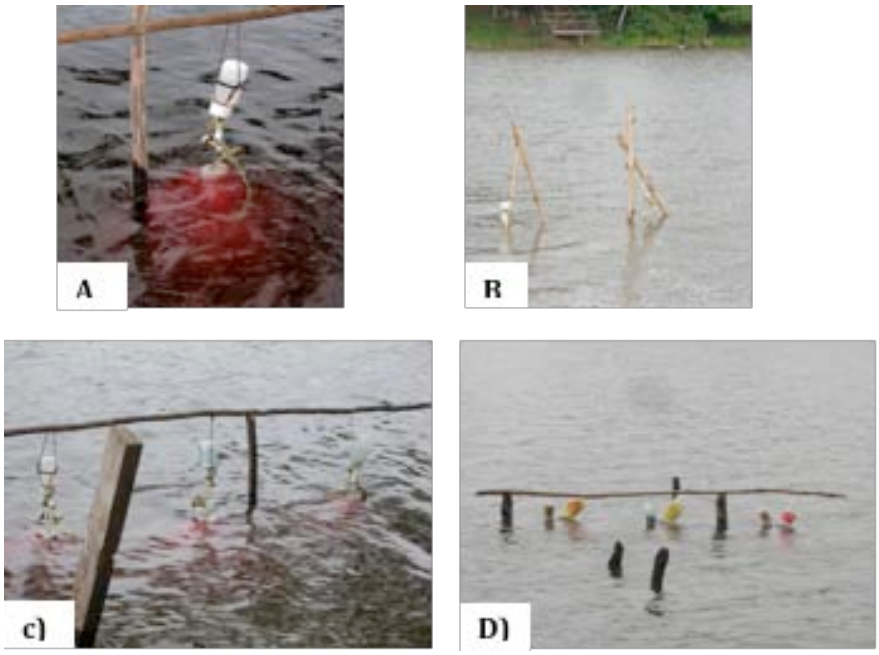

Figura III.10- Distribución de embudos a diferentes profundidades en Laguna Itauba y Tumichucua

Figura III.11- Frasco (250ml) de muestro con gas y válvulas conectadas al cromatógrafo A: para la entrada del gas, B: salida del agua al momento del ingreso del gas y C: nivelación de presión.

Las concentraciones de gases CO_2 y CH_4 en las muestras fueron estimadas mediante un cromatógrafo (Hewlett Packard 5890 A) en el laboratorio CASA (Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental) de la UMSS Cochabamba con el Ing. Olver Coronado. Las muestras fueron introducidas directamente del frasco de colecta por una de las válvulas del sistema colocado en los frascos (figura III.11). Al finalizar se realizó una lectura de gases estándares (Monóxido de Carbono con 99.3% de pureza, Metano 99% y Dióxido de Carbono 99.8%) para poder calibrar la lectura de las muestras y asegurar la calidad de las lecturas (figura III.12).

Para la interpretación de los resultados se tomaron en cuenta la concentración de CH_4 y CO_2 de los estándares para convertir el valor del área de lectura de la muestra en ppm en base a la siguiente relación:

% CH4 estándar / 100 ml Estándar *(1000000 ml/1 m3) * Factor * área de lectura de muestra/ área del estándar = X ppm de CH4 en la muestra.

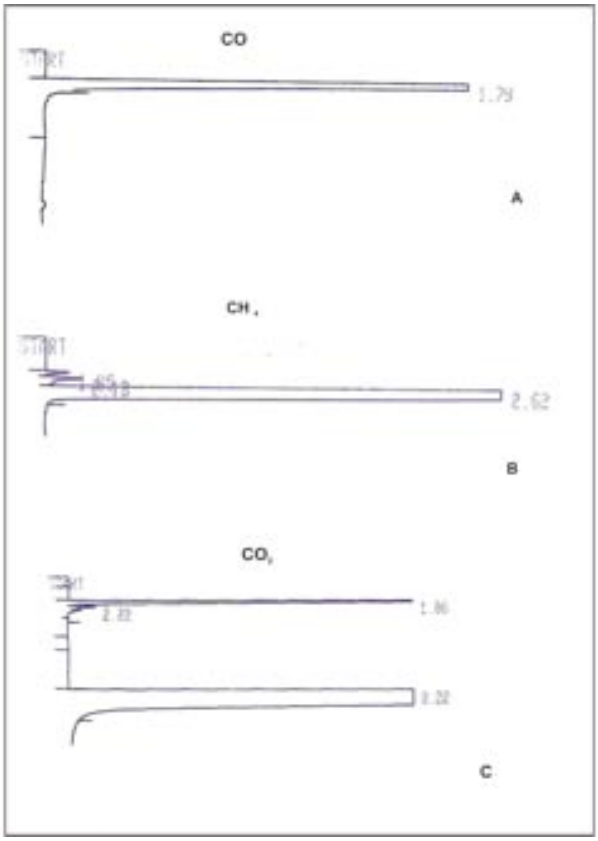

Figura III.12- Lecturas de estándares utilizados para el análisis de muestras. A: CO con tiempo de 1.79 minutos, B: CH_4 en 2.62 minutos y CO_2 e 8 minutos aproximadamente.

4.2- Emisión de gas por disolución en el agua

Para medir las concentraciones de gases CO_2 y CH_4 disueltos en el agua se realizó un muestro de agua en frascos de vidrios de 30ml sellados y que contienen unas gotas de cloruro mercúrico. El agua de la laguna está inyectada en el frasco mediante una doble aguja que permite la entrada del agua y la salida del aire contenido en el frasco. El frasco esta completamente llenado y el agua se conserva

en su estadio inicial gracias al cloruro mercúrico. Un muestreo fue realizado en cada laguna y cada fecha.

Las muestras fueron mandadas al laboratorio LMTG de Toulouse, Francia donde fueron analizadas mediante cromatografía por el Dr. Fréderic Guérin (IRD), siguiendo los protocolos de Yamamoto et al. (1976) para el metano y de Weiss (1976) para el CO2.

5- Resultados

5.1- Características fisicoquímicas de las lagunas

Se tomaron características fisicoquímicas de cada laguna en diferentes horarios (Tabla III-2). Las aguas presentan características similares de pH, temperatura pero difieren por sus transparencias que varia de 15 a 160 cm. La tabla III-3 presenta las cantidades de gas colectado cada hora por los embudos.

Tabla III.2- Características fisicoquímicas de las lagunas muestreadas y tipo de muestreo realizado disuelto (1), ebullición (2).

Fecha Laguna	Hora	T° agua	T° aire	pH	Cond. µS.cm	Viento (m/h)	Transp. (cm)	1	2	Tipo de agua
Noviembre 2008										
Itauba	9:00	27		8.4				x	x	blanca
	13:00	28		8						
	19:00	29		8.2						
Tumichucua	6:30	28.4		8	120			x	x	Negra
	14:00	29		8.2	120					
	22:00	29		8.2	120					
Marzo 2009										
Itauba	17:00	26,4	33,8	8.5	10	1	55	x	x	blanca
	7:00	26,1	38	8.2	10	6	55			
Tumichucua	12:30	30	36	7.2		1.1	133	x	x	Negra
	11:00	30	37	7.6		1.3	70	x		blanca-
Río Pakaas	10:00	27	35	7.8		1.5	50	x		Negra
	11:30	29	35	7.2		0.4	50	x		
Verde-Azul	11:00	28	38	4		1.5	160	x	x	clara
	13:00	27	37.5	7.3		0.5	25	x		negra
Río Yata	10:00	28.6	38	8.2		1	20	x		Blanca
	11:00	26	38	8		1.2	30	x		
Río Madera	12:00	32	36	7.4		0	15	x		Blanca

Tabla III.3- Características de los muestreos de emisión de gas por ebullición. P= profundidad (m), T= tiempo, E= emisión de gas (en ml).

Embudo	P (m)	T0	T1	E1	T2	E2	T3	E3	T4	E4	T5	E5	T6	E6(ml)
Noviembre 2008														
Itauba														
A_1			10:25	30	12:00	60	13:00	70	14:00	90	Falla técnica			
A_2	1	7:00	10:25	30		60		80		100	16:00	150	7:00	210
A_3			Falla técnica											
B_1				180		240		240		250	contaminado			
B_2	2	8:00	10:30	160	12:00	170	13:00	180	14:00	190				
B_3				160		180		210		250				
Tumichucua														
C_1			17:00	20	19:00	20	22:00	30	5:30	60				
C_2	5	14:00	Falla técnica											
C_3				20		15	22:00	20	5:30	35				
D_1				10		10		15		30				
D_2	11	15:00	17:00	10	19:00	10	22:00	15	5:30	25				
D_3				10		10		15		35				
Marzo 2009														
Itauba														
IT03	2	13:00	18:00	70	17:00	170								
IT06	2			120	17:30	230								
Tumichucua														
TM01	1	12:30	18:00	30	13:00	50								
Tm02	3	13:00	18:30	20	13:30	40								
Laguna Verde Azul														
VA01	2	15:00	18:00	40	16:00	75								
VA02	4	15:30	18:00	60	16:00	70								

5.2- Emisión de gas por ebullición

Las concentraciones de CO_2 y CH_4 estimadas en el gas emitido por burbujas indican una dominancia del CH_4. Este gas presenta un promedio de 9.18E+05 ppm contra 3.76E+04 ppm por el CO_2. (Tabla III.4). Las concentraciones de CH_4 aumentan entre la época seca (promedio de noviembre: 3.02E+05 ppm) y la época de inundación (promedio de marzo: 1.47E+06 ppm). A lo contrario, las concentraciones de CO_2 son bastante comparables (promedios de 2.09E+04 en noviembre y 5.25E+04 en marzo). Sin embargo cuando se relaciona estas concentraciones al volumen de gas emitido en 24H00 se observa una diferencia significativa entre las épocas, siendo la emisión de gases CO_2 y CH_4 más alta en noviembre (figura III.13). Los valores son también más variables en noviembre, indicando situaciones más contrastadas entre los sitios que no podemos interpretar a este nivel de análisis preliminar.

Tabla III.4- Concentración de gases CH_4 y CO_2 emitido por ebullición en (en ppm y ppm/día en relación al volumen total de gas emitido por embudo en 24H00) .

Sitios	embudos	**CH_4** ppm	**CO_2** ppm	**CH_4** ppm/día	**CO_2** ppm/día
Noviembre 2008					
Itauba	A-2	4,06E+04	7,93E+03	1,69E+03	3,30E+02
Itauba	B-1	2,74E+05	9,81E+03	1,10E+06	3,92E+04
Itauba	B-2	6,17E+05	1,44E+04	2,47E+06	5,76E+04
Itauba	B-3	4,67E+05	1,34E+04	1,87E+06	5,36E+04
Tumichucua	C-1	3,72E+05	4,02E+04	5,58E+05	6,04E+04
Tumichucua	C-3	9,37E+04	2,22E+04	1,41E+05	3,33E+04
Tumichucua	D-1	3,35E+05	3,67E+04	5,36E+05	5,87E+04
Tumichucua	D-2	2,14E+05	2,27E+04	5,95E+02	3,62E+04
Marzo 2009					
Tumichucua	TM01-03	2,17E+05	1,35E+04	9,06E+03	5,61E+02
Tumichucua	TM02-01	1,84E+06	2,43E+04	7,65E+04	1,01E+03
Tumichucua	TM02-02	1,84E+06	2,40E+04	7,65E+04	9,99E+02
Itauba	IT03-01	3,20E+06	2,39E+04	1,33E+05	9,97E+02
Itauba	IT03-02	3,20E+06	2,92E+05	1,33E+05	1,22E+04
Itauba	IT06-01	1,42E+06	9,46E+03	5,91E+04	3,94E+02
Verde-Azul	VA-02-01	6,99E+04	1,79E+04	2,91E+03	7,47E+02
Verde-Azul	VA-02-02	6,99E+04	1,88E+04	2,91E+03	7,81E+02

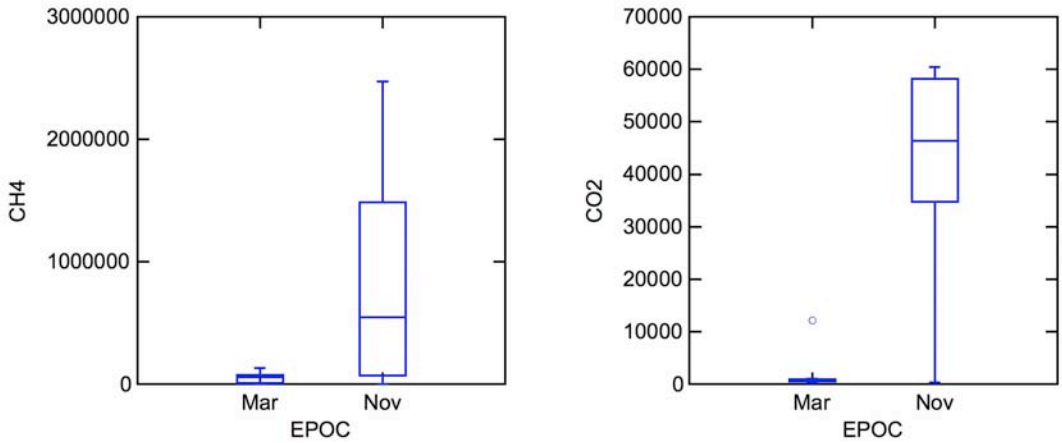

Figura III.13- Distribución estadística (mediana y cuartiles) de los valores de emisión de gas CH_4 y CO_2 por ebullición en sistemas acuáticos naturales del norte amazónico boliviano en noviembre 2008 (n=8) y marzo 2009 (n=8) (en ppm/día).

5.3- Concentración de gas disuelto en el agua

Las concentraciones observadas indican que la mayor parte del gas disuelto en el agua corresponde a CO_2, con un promedio de 4.51E+03 ppm contra un promedio de 3.66E+02 ppm de CH_4 (tabla III.5). Al contrario de lo observado para el gas de ebullición, las concentraciones de CH_4 disminuyen entre la época seca (promedio de noviembre: 1.71E+03 ppm) y la época de inundación (promedio de marzo: 1.11E+02 ppm). Sin embargo las concentraciones de CO_2 quedan también bastante comparables (promedios de 6.95E+03 en noviembre y 4.05E+03 en marzo). En concentraciones por litro de agua para los dos gases, los valores son

significativamente más altos en noviembre 2008 (época seca) que en marzo 2009 (época de inundación, figura III-14). En este caso las concentraciones en CO_2 son tres veces mayores en época seca (promedio de 854.1 µmol.L^{-1} en noviembre y 338.7 µmol.L^{-1} en marzo). Las concentraciones en CH_4 aparecen más variables con unos muestreos que sobresalen (Itauba de noviembre 2008, un punto de Pakaas y uno de Verde-Azul en marzo 2009 y muchos valores que están por debajo de 3 µmol.L^{-1} en marzo del 2009. Existen diferencias entre sitios que son difíciles de interpretar a este nivel de análisis preliminar.

Tabla III.5- Concentración de gases CH_4 y CO_2 disuelto (ppm y µmol.L^{-1}*) en sistemas acuáticos naturales del norte amazónico boliviano en noviembre 2008 y marzo 2009 (en ppm y* µmol.L^{-1}*).*

Sitio	CH_4 Ppm	CO_2 ppm	CH_4 µmol.L-1	CO_2 µmol.L-1
Noviembre 2008				
Itauba	5677.54	8289.41	451.71	1019.92
Itauba	977.23	7702.79	77.86	948.70
Tumichucua	77.92	5737.97	6.27	711.70
Tumichucua	102.75	6066.79	8.01	736.12
Marzo 2009				
Itauba	39.32	2928.65	1.55	234.39
Itauba	52.77	3164.11	2.19	260.14
Itauba	36.16	3003.23	1.49	245.37
Madera/Abuna	10.78	4135.21	0.44	336.10
Pakaas	1229.02	8180.60	49.51	661.47
Pakaas	270.76	8169.02	10.76	655.79
Pakaas	49.43	5425.87	2.08	449.39
Pakaas	73.52	5252.55	2.96	424.28
Tumichucua	48.43	2522.22	2.02	207.58
Tumichucua	45.51	2988.14	1.83	241.62
Tumichucua	6.04	1878.16	0.24	152.02
Tumichucua	4.47	2204.53	0.18	178.44
Verde-Azul	19.52	5378.25	0.78	433.98
Verde-Azul	18.89	5266.01	0.75	422.31
Verde-Azul	343.82	6115.64	14.06	498.62
Verde-Azul	5.88	1947.42	0.24	158.12
Verde-Azul	7.21	1750.74	0.30	144.24
Yata	11.28	3882.99	0.45	311.08
Yata	15.50	3188.98	0.70	273.92
Yata	17.84	4006.22	0.72	325.28
Yata	20.45	3560.08	0.83	289.36

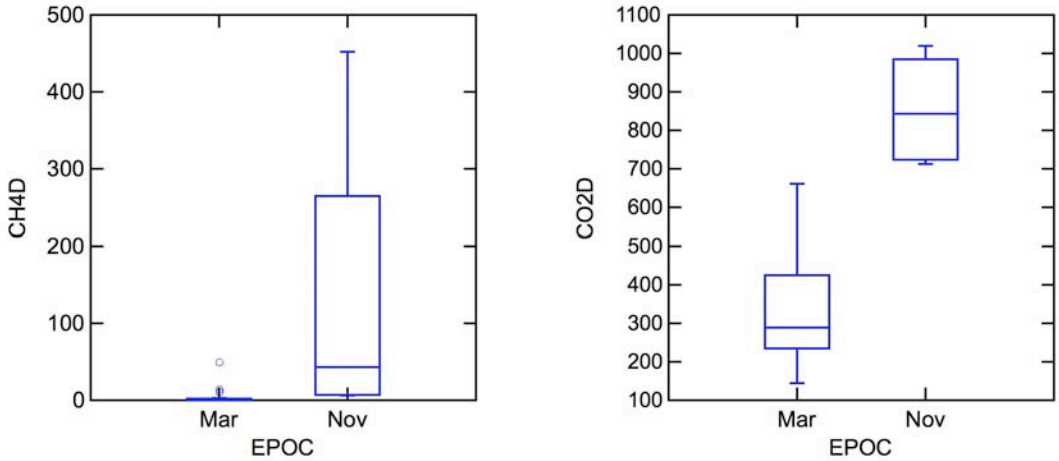

Figura III.14- Distribución estadística (mediana y cuartiles) de los valores de emisión de gas CH_4 y CO_2 disueltos en el agua en sistemas acuáticos naturales del norte amazónico boliviano en noviembre 2008 (n=4) y marzo 2009 (n=21) (en µmol.L-1).

6- Conclusión

No obstante los primeros resultados presentados, el trabajo realizado corresponde a un primer paso hacia la cuantificación de la emisión de gas en el Norte Amazónico que necesita todavía ser profundizado, tanto a nivel metodológico como de interpretación de los resultados. Se realizaron las primeras estimaciones tanto de concentraciones de gases disueltos en el agua que emitidos en forma de burbujas (que corresponde en gran parte a la degradación de la materia orgánica sedimentada en el fondo de la laguna), que son los dos procesos más importantes de emisión de gas en sistemas acuáticos.

El gas emitido en forma de burbujas es principalmente de metano (CH_4), pero el gas disuelto en el agua es mayormente de dióxido de carbono (CO_2). La concentración de CH_4 en las burbujas de gas es del orden de 9.2E+05 ppm y este mismo gas esta presente en forma disuelto con una concentración del orden de 3.7E+02 ppm. El CO_2 está presente en el gas de ebullición con una concentración del orden de 3.8E+04 ppm y de 4.5E+03 en forma disuelta en el agua.

Los valores observados presentan una variabilidad entre sitios de muestreo que no pudimos interpretar. Los resultados dejan también aparecer una variación estacional de las emisiones con valores más altos en época seca que en época de inundación. Sin embargo cabe recalcar que aunque las emisiones son menores la superficie de emisión es mucho más grande y los suelos inundados en los márgenes de los ríos y en la llanura de inundación son lugares muy favorables a la degradación del material vegetal.

7- Referencias bibliográficas

Biller D., Goldemberg J. 1999. Efeito Estufa e a convenção sobre mudança do clima. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. Área de Planejamento Assessoria Especial de Meio Ambiente Ministério da Ciência e Tecnologia Gabinete do Ministro. Coordenação de Pesquisa em Mudanças Globais. Brasil.

Caringan R., Lean. 1991. D. R. S., (Regenration of Dissolved Substances in a Seasonally Anoxic Lake): The Relative Importance of Processes Ocuring in the Water Column and in the Sediments). Limnol. Oceanog 36; 683-707.

Córdova L., Pouilly M. & Maurice L. 2008. Potenciales impactos indirectos de las represas del río Madera. Una comparación con las represas hidroeléctricas en Sud América. In Pouilly M., Córdova L., Martinez J.M., Maurice L., Molina J. & Ovando A. Evaluación preliminar de impactos del complejo hidroeléctrico del río Madera en el Norte Amazónico boliviano. IRD La Paz, Bolivia. 15-40.

Fearnside, P. M. 2002a. Greenhouse Gas Emissions from a Hydroelectric Reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the Energy Policy Implications'. Water. Air Soil Pollut. 133, 69–96.

Fearnside, P.M. 2004. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: controversies provide a springboard for rethinking a supposedly "clean" energy source. *Climatic Change.* 66: 1–8.

Fearnside, P. M. 2005. Do hydroelectric dams mitigate global warning? The case of Brazil´s Curua - Una Dam. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 10: 675–691.

Fearnside, P. M. 2008. Hidrelétricas como "Fábricas de Metano": o papel dos Reservatórios Amazônicos na transformação de Carbono orgânico e CO**2** em CH**4**. Climatic *Change*, 66: 1-8.

Galy-Lacaux, C., R. Delmas, J. Kouadio, S. Richard, P. Gosse. 1999. Long-term Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs in Tropical Forest Regions, *Global Biogeochemical Cycles,* 13: 503–517.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1994. Guidelines for national greenhouse gas inventories - Workbook. Ed. PNUMA, OM.

IPCC. 1995. The Science of Climate Change – edited by J.T Houghton ; L.G. Meira Filho; B.A.Callander; N. Harris, K. Kattemberg and K. Maskell, Cambridge University Press, 1996.

IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Basis. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 21 pp. Available in www.ipcc.ch

Kemenes A., B. Forsberg B., Melack J. 2008. As hidrélecticas e o aquecimento global. Emissão de metano e gás carbônico é elevada em usinas do trópico úmido. Ciêcia Hoje. Journal do Brasil. 41: 245.

Ministerio de Desarrollo Sostenible y Planificación. Viceministerio de Medio Ambiente y Recursos (MDSM). Programa Nacional de Cambios Climáticos. 2003. Inventario Nacional de Emisiones de Gases de efecto invernadero de Bolivia para la década 1990 – 2000 y su Análisis Tendencial. La Paz (Bolivia). USAID, The Nature Conservancy (TNC), PNCC.

Naciones Unidas. 1998. Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. GE.05-61702 (S).

Moran, J.M. and M.D. Moran. 1994. Meteorology: The atmosphere and the science of weather. Macmillan College Publishing Co., New York.

Rosa, L.P.; Schaeffer R. & Santos, M.A. 1996 Are Hydroelectric Dams in the Brazilian Amazon Significant Sources of Greenhouse Gases. *Environmental Conservation* 66: 2-6.

Santos M. A., L. P. Rosa., B. Matvienko., E. Oliveira dos Santos, C. H. Rocha., E. Sikar., M. B. Silva., A. M. Junior. Emissoes de gases de efeito estufa por reservtórios de hidrelétricas. Oecol. Bras., 12 (1): 141-154.

Rudd, J. W, C. D. Taylor. 1980. Methane Cycling in the Aquatic Environment, Advances Aquat. Microbiol. 2: 77-150.

WCD. 2000. World Comission on Dams. Represas y Desarrollo. Un nuevo Marco para la toma de decisiones. Earthscan Publications, London, November.