

INFORME FINAL

MUESTREO Y ANÁLISIS DE MERCURIO EN SEDIMENTOS DEL RÍO COATZACOALCOS Y LA PRESA “LA ZACATECANA”

Dra. Patricia Ramírez Romero
Profesora Investigadora

SEPTIEMBRE, 2009



Casa abierta al tiempo



Instituto Nacional
de Ecología

PARTICIPANTES

UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA

Unidad Iztapalapa

Dra. Patricia Ramírez Romero
Profesora Investigadora
Departamento de Hidrobiología

Biol. Juan Emilio Padilla Torres
Becario
Departamento de Hidrobiología

José Guillermo Trejo Ramírez
Estudiante
Departamento de Hidrobiología

INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA

Dirección General del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental / Dirección de Investigación en Residuos y Sitios Contaminados

M. en I. Gustavo Solórzano Ochoa
Director del Área

M. en B. Martha Elena Ramírez Islas
Subdirectora de Investigación en Sitios Contaminados y Sustancias Tóxicas

Ing. Alejandro de la Rosa Pérez
Jefe de Departamento de Investigación Aplicada a Sustancias Tóxicas

Dirección de Investigación en Monitoreo Atmosférico y Caracterización Analítica de Contaminantes

Q. Teresa Ortuño Arzate
Subdirectora de Investigación y Caracterización Analítica de Contaminantes

Q. Fabiola Altuza Villatoro
Jefe de Departamento de Caracterización Básica y Biotoxicidad de Contaminantes

Q. Mónica Lorena Hernández Ruiz Gaytan
Profesional de Servicios Especiales

CONTENIDO

1. Resumen Ejecutivo

2. Introducción

3. Objetivos

4. Método

5. Resultados

5.1. Río Coatzacoalcos, Ver

5.1.1. Descripción del sitio

5.1.2. Selección y localización de los puntos de muestreo

5.1.3. Observaciones generales de las muestras y puntos de muestreo

5.1.4. Niveles de mercurio

5.2. Presa El Pedernalillo o La Zacatecana, Zac

5.2.1. Descripción del sitio

5.2.2. Selección y localización de los puntos de muestreo

5.2.3. Observaciones generales de las muestras y puntos de muestreo

5.2.4. Niveles de mercurio

6. Conclusiones y recomendaciones

7. Bibliografía

8. Anexos

Anexo 1. Resúmenes en Inglés de la Bibliografía

Anexo 2. Fotografías de los puntos de muestreo en el Río Coatzacoalcos Ver y en la Presa El Pedernalillo o La Zacatecana, Zac.

1. RESUMEN EJECUTIVO

El presente informe incluye resultados del muestreo de sedimentos realizados en el río Coatzacoalcos, en el Estado de Veracruz y la presa “La Zacatecana” en el Estado de Zacatecas, con el objetivo de evaluar los posibles niveles de contaminación con mercurio en zonas en donde se realizan o realizaron actividades económicas que involucran el uso de mercurio en los procesos productivos utilizados. Este Informe ha sido preparado en conjunto con la Dirección General del Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (DGCENICA) del Instituto Nacional de Ecología (INE).

Para poder desarrollar modelos precisos que ayuden a conocer el flujo y dinámica del mercurio atmosférico es necesario conocer el contenido de mercurio total en los sedimentos de los ecosistemas acuáticos que se cree son receptores de este metal, ya sea por depositación atmosférica o porque captan aguas contaminadas con mercurio, provenientes de procesos industriales o del arrastres de suelos contaminados con mercurio. En el presente documento se incluye una revisión bibliográfica sobre el contenido de mercurio en sedimentos tanto a nivel nacional como mundial, así como una revisión sobre los procesos químico-biológicos que se llevan a cabo en los sedimentos para la transformación de especies de mercurio inorgánico a mercurio orgánico. La información obtenida muestra que las concentraciones de mercurio en sedimentos contaminados por fuentes como la combustión de carbón, producción de cloro-álcali y acetaldehído, así como por la aplicación de plaguicidas varían de 0.02 a 10 mg/Kg.

Se seleccionó al Río Coatzacoalcos debido a que es un ecosistema que recibe las descargas de la zona industrial de Coatzacoalcos, en donde se encuentra la planta petroquímica “pajaritos” y empresas productoras de cloro y sosa cuyo proceso productivo aún utiliza electrólisis con electrodos de mercurio. La presa “La Zacatecana” es un cuerpo de agua que durante la temporada de lluvia recibe los caudales de agua de los alrededores, donde desde la época colonial fueron depositados terreros y jales que contienen mercurio, como resultado de procesos

de explotación y beneficio de oro y plata con la técnica de amalgamación con dicho metal. Se incluye el mapa con la ubicación de los puntos de muestreo, así como el programa de muestreo que incluye la metodología utilizada. Se presentan los resultados preliminares de los niveles de mercurio en las muestras de sedimentos muestreadas en los dos cuerpos de agua, así como recomendaciones de metodologías para la toma de muestras de sedimentos en estos sitios.

1. EXECUTIVE SUMMARY

This report includes the results of sediment samples taken from the Coatzacoalcos River in the State of Veracruz and “La Zacatecana” dam in the State of Zacatecas, with the objective of evaluating the levels of mercury pollution in areas where economic activities that involve the use of mercury took place in the past and are taken place in the present. This report has been prepared in conjunction with the General Direction of National Center of Environmental Training and Research belongs to the National Institute of Ecology.

In order to develop precise models that can help us understand the dynamics and fluxes of atmospheric mercury it is necessary to know the concentrations of total mercury in the sediments of those ecosystems that are believed to be receptors of this metal, either by aerial deposition or by the reception of contaminated waters from industrial processes and/or transportation of mercury contaminated soils that have been washed out through different erosion processes. This document includes a literature search on sediments mercury contents at the national and international levels, as well as a revision of the chemical and biological processes that occur in the sediments to transform inorganic mercury into organic forms. The information thus obtained showed that sediments polluted by sources like carbon combustion and chlorine-alkali and acetaldehyde production have total mercury concentrations that varied from 0.02 to 10 mg/Kg.

The Coatzacoalcos River was selected because it is an ecosystem that receives the outfalls of the Coatzacoalcos industrial zone, where the petrochemical plant “Pajaritos” is located as well as other industries that produce chlorine and caustic soda using electrolysis with mercury electrodes. During the rainy season “La Zacatecana” dam receives the runoff of the surrounding area where tailings were deposited during colonial times. These may contain mercury as a consequence of the gold and silver extraction processes in which amalgamation with mercury was



done. A map with the location of the sampling points is included as well as the sampling program that includes the methods used. Preliminary results of the mercury contents of the samples are presented for both aquatic systems, as well as recommendations for the sampling methods at these sites.

2. INTRODUCCIÓN

El mercurio es un elemento potencialmente tóxico, el cual tiene características de persistencia y bioacumulación. Aproximadamente un 95% del mercurio en nuestro planeta se encuentra en los suelos, en los sedimentos y en todo organismo viviente; alrededor de un 3 % se halla en el agua mientras que el restante, cerca del 2%, existe como vapor en la atmósfera. Las emisiones producidas como consecuencia de las actividades humanas son las responsables del 50% al 75% del mercurio que está en la atmósfera.

La demanda por este metal aumentó a partir de la Revolución Industrial, su uso continuó a través de los años en la industria eléctrica, en la producción de cloro y sosa cáustica, en amalgamas dentales, en reactores nucleares, como agente fungicida, en antisépticos, termómetros, desinfectantes y cremas para eliminar manchas y como preservativo de productos farmacéuticos entre otros (Gutiérrez Ruiz, et al, 1997). En los Estados Unidos, la demanda alcanzó su cúspide a mediados de los años 60 y entre las décadas de los 80 y 90 su uso comenzó a mermar como resultado de las regulaciones federales que prohibieron su presencia en las pinturas y en los plaguicidas. (Riesco 2004).

El mercurio tiene una vida media larga en la atmósfera lo que le permite viajar grandes distancias desde el punto en donde es emitido y depositarse en otros lugares; esto genera problemas de contaminación y representa un riesgo para la salud humana y la de los ecosistemas. Por estos motivos, en las últimas tres décadas un importante número de naciones ha desarrollado programas para controlar y reducir las emisiones de mercurio al medio ambiente. Una forma de evaluar la efectividad de estas políticas es a través de programas de monitoreo, en los que las concentraciones del mercurio en los distintos compartimentos ambientales son evaluadas. Así mediciones del contenido de vapor de mercurio en la atmósfera deben ser complementadas con datos sobre la depositación del

mismo por las precipitaciones atmosféricas y su interacción y acumulación en los ecosistemas acuáticos; todo esto para poder obtener comportamientos estacionales, flujos anuales y tendencias de depositación, acumulación y re-emisión. Estudios de este tipo han permitido demostrar la efectividad de las medidas de control establecidas en Canadá al principio de los años 70s, así como la baja en la concentración de mercurio asociada al cierre de diversas industrias en los 90s (Delongchamp et al., 1999).

Los ecosistemas acuáticos, son los más vulnerables al mercurio, ya que la mayoría de este metal atmosférico se deposita en ellos en forma de Hg^{2+} . Esta forma es quelada fácilmente en la presencia de materia orgánica (ácidos húmicos y fúlvicos) con los que forma compuestos estables (Suzuki, et al., 1991), estos coloides y partículas en suspensión al final se acumulan en los sedimentos de lagos, lagunas y esteros (Stordal, et al., 1996), donde puede transformarse en metil-mercurio. El proceso de formación del metilmercurio ocurre especialmente en ausencia de oxígeno cuando las bacterias y microorganismos anaeróbicos utilizan un derivado de la Vitamina B12, el cual posee un anión CH_3^- , denominado metilcobalamina (Baird, 2001). El metilmercurio es soluble en los tejidos grasos de los animales, por lo que se acumula fácilmente en los peces, concentrándose en mayores cantidades en los organismos que ocupan la parte alta de la cadena trófica, llegando así al ser humano (Figura 1).

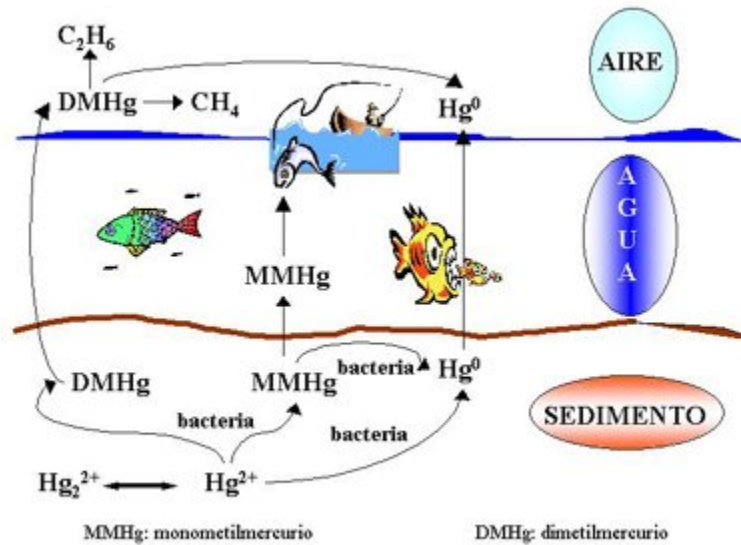


Figura 1. Modelo conceptual del ciclo del mercurio (INTI, 2005)

Para poder realizar modelos más precisos que ayuden a conocer el flujo y dinámica del mercurio atmosférico es necesario conocer el contenido de mercurio total en sedimentos de ecosistemas acuáticos que se cree que son receptores de este metal, ya sea por depositación atmosférica o porque captan aguas contaminadas con mercurio provenientes de procesos industriales o por arrastres de suelos contaminados con mercurio. Los valores de concentración en agua y sedimentos, y por lo tanto sus efectos potenciales, generalmente se encuentran asociados a la cantidad de materia orgánica presente y a la cantidad de material particulado suspendido (King et al., 1999; Mason y Lawrence 1999); asimismo, existe una tendencia a que disminuyan las concentraciones de las distintas formas del mercurio conforme se saliniza el agua al avanzar hacia el mar. (Al-Madfa et al., 1994; Lewis et al., 2009). Por otra parte la disponibilidad del mercurio orgánico disminuye con la presencia de sulfitos (Benoit et al., 1999; Han et al., 2007; Sundelin et al., 2001) y la tasa de metilación del mercurio se puede inhibir con la adición de aniones del grupo VI (Chen et al., 1997).

La determinación de mercurio en sedimentos permite conocer el estado actual del contenido de mercurio en sitios específicos, impactados por actividades industriales y por legados históricos de explotación de minerales, lo cual fortalece y mejora los instrumentos utilizados en la toma de decisiones y permite dar cumplimiento a compromisos internacionales, como lo marca el objetivo 4.5.1. del Programa Sectorial de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Asimismo, la medición de mercurio total es más reportada que la concentración de metil-mercurio, debido a que éste último solo se presenta representa una pequeña fracción (<5%) de la mayoría de los sedimentos acuáticos y puede ser difícil su medición, ya que las concentraciones pueden estar dentro del rango del error de medición (Krabbenhoft, et al., 2006).

Las actividades de minería del oro, como las que se llevaron a cabo en el municipio de Guadalupe, Zacatecas, están asociadas a altas concentraciones de mercurio en suelos y sedimentos (Goncalves et al., 2000); asimismo, existen antecedentes que asocian la producción de cloro-alkali y acetaldehído, así como por la aplicación de plaguicidas, como las que ocurren en Coatzacoalcos, Ver., con concentraciones de mercurio que varían de 0.02 a 10 mg/Kg (Leland y Kuwabara, 1984).

Los científicos que estudian el mercurio, comúnmente muestrean los sedimentos ya que estos son buenos indicadores de los niveles generales de contaminación, pero también porque los sedimentos superficiales (<10 cm) son el sitio más importante donde se forma el metil-mercurio en la mayoría de los ecosistemas (Krabbenhoft, et al., 2006).

Actualmente, no es claro si las concentraciones de mercurio en agua, sedimentos y finalmente en los peces responden en meses, años o décadas a cambios en la depositación atmosférica; pero los sistemas pueden responder rápida o lentamente y esto depende de su habilidad interna para remover el mercurio de las fuentes activas del ciclo. Para poder anticipar estas respuestas, es necesario

conocer que fuentes de mercurio, y que características del medio ambiente regulan las condiciones presentes.

Para que los esfuerzos de monitoreo documenten de manera confiable las respuestas al cambio pueden pasar años o décadas y los primeros años de monitoreo pueden no ser un buen indicador del tiempo que necesitan las concentraciones de mercurio en agua y sedimentos para estabilizarse.

3. OBJETIVOS

General

Seleccionar puntos de muestreo y tomar muestras de sedimentos en los puntos seleccionados en el río Coatzacoalcos y en la presa “La Zacatecana”, así como determinar el contenido de mercurio total en las muestras recolectadas.

Específicos

- Definir los puntos de muestreo tomando en consideración la información relevante de los sitios de estudio.
- Recolectar las muestras y enviarlas al laboratorio para su análisis de mercurio total.
- Determinar el contenido de mercurio total en las muestras recolectadas

4. MÉTODO

Búsqueda de antecedentes bibliográficos.

Se decidió buscar bibliografía del tema en la base de datos de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, ya que ésta publica desde 1982 la revista Environmental Toxicology and Chemistry la cual es ampliamente reconocida. Asimismo se hizo una búsqueda de artículos en Science Direct, el sistema de Elsevier Publications con 2500 revistas y 6000 artículos, limitando la

búsqueda a las revistas cuyo tema principal es Medio Ambiente. Asimismo se consultó las bases bibliográficas de las Ministerios del Medio Ambiente de países como EUA, Canadá, la Unión Europea y Argentina, entre otros.

Logística de la toma de muestras.

Observaciones generales: Al llegar a cada estación se anotó la hora de inicio de muestreo, la profundidad del agua, las condiciones climáticas presentes, la localización de la estación respecto a las características geográficas nombradas con las denominaciones que les dan los pobladores, así como la obtenida de un GPS Garmin Colorado 300, y todas aquellas características particulares de la estación.

Parámetros fisicoquímicos: en cada estación se midieron directamente en el agua superficial y a media agua, la concentración de oxígeno disuelto y la temperatura con un oxímetro YSI-94; el pH se midió con un potenciómetro Hanna HI98127 únicamente en el agua superficial. Posteriormente se tomó una muestra de agua de un litro en botella de plástico la cual se transportó en frío (4 °C) en una hielera para su posterior análisis (Fig. 2).



Figura 2. Toma de parámetros físico-químicos del agua.

Muestreo de Sedimentos: en cada estación se tomó una muestra de sedimentos con una draga Ekman de 6"x6" Wildco® (Fig. 3). Asimismo, se obtuvo un núcleo de sedimentos con un nucleador metálico de 3" con tubo de PVC de 50 cm (Fig. 4). Se observó y anotó el color y la textura de los sedimentos, así como su viscosidad y olor, con lo que se obtuvo una primera descripción de estos. A continuación y con la ayuda de una pala de jardinería se separó una submuestra de aproximadamente 300 g que se colocó en bolsa de plástico, con una etiqueta que especificaba el punto de muestreo. Todas las muestras fueron colocadas en una hielera y transportadas en frío hasta el DF.

Cabe mencionar que debido a las características de los sedimentos de la Zacatecana la obtención de los mismos con draga fue imposible, por lo que ambas muestras de sedimentos fueron obtenidas utilizando el nucleador.



Figura 3. Muestreo de Sedimentos con Draga.



Figura 4. Muestreo de Sedimentos con nucleador.

Análisis de mercurio

Método EPA 3052. Digestión ácida asistida por microondas para matrices orgánicas y de base silíceas.

Este método es aplicable para la digestión total de las siguientes matrices: cenizas, tejidos biológicos, aceites, suelos contaminados con aceites, lodos, sedimentos y suelos; el método es aplicable para el posterior análisis de los siguientes elementos: aluminio, antimonio, arsénico, boro, bario, berilio, cadmio, calcio, cromo, cobalto, cobre, hierro, plomo, magnesio, manganeso, mercurio, molibdeno, níquel, potasio, selenio, plata, sodio, estroncio, talio vanadio y zinc.

Una muestra representativa de 0.5 g se digiere en 9 ml de ácido Nítrico concentrado y 3 ml de ácido fluorhídrico, durante 15 minutos de calentamiento en microondas @ 180 ± 5 °C, la rampa de calentamiento es de 5.5 minutos y 9.5 minutos de mantenimiento. La solución digerida se filtra y se afora a 100 ml. Con agua destilada

Método EPA 7471B. Análisis de mercurio en residuos sólidos o semisólidos (técnica manual de vapor frío).

El método está aprobado para analizar mercurio total (orgánico e inorgánico) en suelos, sedimentos, depósitos de fondo y materiales lodosos.

El análisis se realiza por absorción atómica en vapor frío a una longitud de onda de 253.7 nm, el mercurio es reducido a su estado elemental y se dispersa en solución a un sistema cerrado (espectrofotómetro con celdas cerradas) el pico de la absorbancia del espectrofotómetro es directamente proporcional a la concentración de mercurio en la solución aspersada.

5. RESULTADOS

Los resultados de esta etapa se pueden apreciar a lo largo de este informe, ya que se utilizaron tanto para el desarrollo de la introducción como para la discusión de los resultados. Asimismo los resúmenes de las publicaciones se incluyeron en el Anexo 1

5.1. Río Coatzacoalcos, Ver.

5.1.1. Descripción del sitio

El río Coatzacoalcos nace en la sierra de Niltepec o Atravesada, en el estado de Oaxaca, México; uno de sus afluentes es el río Jaltepec, que baja de la sierra de los Mixes y se le une por la margen izquierda. La unión con el río Usapanapa lo convierte en la cuarta corriente más caudalosa de México. Sus márgenes son bajas y fácilmente inundables; alcanza una profundidad de hasta 15 m, tiene una longitud aproximada de 2.330 km y es navegable en dos terceras partes de su curso. Arrastra gran cantidad de aluviones que forman una barrera en su desembocadura, que es drenada para permitir que los barcos de gran calado atraquen. Su desembocadura se halla en el punto más al sur del golfo de México, en el puerto del mismo nombre. Cerca de este lugar se ubica un gran complejo industrial que incluye varias industrias relacionadas con la química, petroquímica y fertilizantes, así como con la producción de cloro-alcalí. Pemex llegó a esta zona en 1967 y actualmente elabora el 85% de sus productos en la zona de Coatzacoalcos (Complejos Petroquímicos de Pajaritos y La Cangrejera).

5.1.2. Selección y localización de los puntos de muestreo.

El muestreo se realizó en un brazo del Río Coatzacoalcos, llamado por los pescadores “el veneno”. Desde este brazo se puede observar la parte trasera del complejo petroquímico Pajaritos. El acceso a esta zona es difícil la mayor parte del año ya que esta bordeado por zonas de mangle y pantanos y su baja profundidad solo permite el acceso con lancha durante la temporada de lluvias. El acceso a pie

no es recomendable debido a la presencia de fauna peligrosa y de suelos pantanosos.

El punto 1 se localizó frente a la empresa de producción de Cloro-Álcali, ya que se tiene la hipótesis de que esta puede ser una fuente importante de mercurio en el área. El punto 2 se localizó río arriba del punto anterior, en la zona de meandros, hasta donde la profundidad del agua permitió entrar con la lancha, se le denominó “las iguanas” ya que en el sitio había un gran árbol del que un grupo de iguanas se lanzó al agua. Los puntos 3 al 5 se localizaron río abajo de la planta de Cloro-Álcali. Así el 3 punto se ubicó frente a un par de torres eléctricas (de ahí el nombre de la estación), aproximadamente a la mitad de la distancia que separa la planta de Cloro-Álcali de la entrada de este brazo del Río. El punto 4 se localizó en la boca de entrada del brazo del río, y por último se seleccionó como punto 5 la zona frente al desagüe del complejo industrial (Figura 5). Las geoposiciones de los puntos de muestreo se pueden observar en la tabla 1 y fotografías de los puntos de muestreo en el Anexo 2.



Figura 5. Mapa de localización de puntos de muestreo en un brazo del Río Coatzacoalcos, Ver.

Tabla 1. Geoposición de los puntos de muestreo en Coatzacoalcos, Ver.

Estación	Coordenadas
1.Planta Cloro-Álcali	N 18° 06.581´ W 94° 24.267´
2. Las iguanas	N 18° 06.251´ W 94° 24.180´
3. Las Torres	N 18° 06.903´ W 94° 24.828´
4. Boca	N18° 07.226´ W 94° 24.989´
5. Desagüe	N18° 07.904´ W 94° 24.728´

5.1.3. Observaciones generales de las muestras y puntos de muestreo.

En todos los puntos de muestreo se pudo observar y oler contaminación por productos del petróleo, ya fuera como una mancha iridiscente sobre la superficie del agua o como material de alta densidad y color negro sobre el suelo y los sedimentos. Estos últimos tuvieron en todos los casos olor intenso a petróleo. Cabe destacar que por tratarse de la época de lluvias existe un efecto de dilución por lo que es altamente probable que en temporada de secas este brazo presente bajas concentraciones de oxígeno y por ello baja diversidad biológica. De hecho los pescadores no se meten a este brazo del Río a pescar ya que no es productivo y siempre tiene olor a petróleo.

Las características físico-químicas del agua se pueden observar en la tabla 2. A pesar de que el promedio de temperatura estuvo por encima de los 27 °C, las concentraciones de oxígeno estuvieron por encima del 50% de saturación, esto debido a que en la temporada de lluvia el movimiento del agua hacia la desembocadura promueve la oxigenación de la misma, además de que estas muestras se tomaron alrededor del medio día cuando la productividad primaria es alta y por ende la producción de oxígeno.

Tabla 2. Características físico-químicas del agua del brazo del Río Coatzacoalcos, Ver.

Agua	Temperatura °C	O.D	pH
Planta Cloro-Álcali	28	5.2	7.5
Las Iguanas	28	2.8	7.6
Las Torres	29	3.1	7.0
La boca	29	3.0	7.0
El desagüe	25	3.2	7.1

5.1.4. Niveles de mercurio

La acumulación neta de mercurio en los sedimentos de un cuerpo acuático es un indicador que integra la depositación directa sobre la superficie del agua, más el mercurio de la cuenca transportado en aguas superficiales y subterráneas, menos lo que se pierde por evasión, pérdidas hacia aguas subterráneas y salidas desde ecosistema en el agua (Krabbenhoft, et al., 1995).

Los niveles de mercurio encontrados en las muestras de sedimentos y agua recolectados a lo largo del brazo del Río Coatzacoalcos se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Concentraciones de mercurio en sedimentos y agua del brazo del Río Coatzacoalcos, Ver.

	Sedimento (mg/kg)	Agua (µg/l)
Planta Cloro-Álcali	115.70	1.3
Las Iguanas	56.26	1.1
Las Torres	62.24	0.5
La boca	0.50	< LDM*
El desagüe	0.10	<LDM*

LDM* = Límite de Detección del Método 0.1 µg/l

Los resultados muestran que la concentración más alta de mercurio con 115.70 mg/kg se encontró en el punto no.1 localizado frente a la planta cloro-álcali. Los puntos no. 2 y 3 presentaron concentraciones un orden de magnitud menor al observado en el punto No. 1, de 56.26 y 62.24 mg/kg, estos dos puntos se encontraban río arriba y río abajo del punto 1, respectivamente. Los puntos no. 4 y 5 presentaron concentraciones bajas de 0.5 y 0.1 mg de mercurio por kg de sedimento. Esta disminución de la concentración es resultado del alejamiento de la fuente de contaminación y en el caso del último punto de la dilución que ocurre al entrar al cuerpo principal del Río Coatzacoalcos.

Las concentraciones de los puntos 1 a 3 coinciden con lo reportado para otros sitios donde se recibe la influencia de plantas de cloro-alcálí como es el caso de una bahía semi-cerrada en Noruega donde el promedio de las concentraciones de mercurio total en sedimentos fue 250 mg/kg (Skei, 1978) o en Tailandia donde varían entre 8 y 58 mg/kg (Suckcharoen y Lodenius, 1980). Más aún, concentraciones de mercurio total por encima de los 20 mg/kg, en general, solo se encuentran en sitios contaminados por actividades antropogénicas y se consideran riesgosas para la vida acuática (Gillis, et al., 1993).

Debido a que el mercurio en los sedimentos refleja los procesos de transporte en una cuenca, este puede ser un indicador de los patrones de uso del suelo, así como de los patrones de depositación del mercurio, a través del tiempo y el espacio (Krabbenhoft, et al., 2006). Así en el presente caso, se puede observar que las concentraciones de mercurio total reflejan la presencia de actividades antropogénicas (planta de cloro-alcálí) que liberan este metal al ambiente.

Las concentraciones de mercurio en agua de las estaciones 1 a 3 se encontraron en niveles entre 1.3 y 0.5 $\mu\text{g/l}$, las cuales son altas si se comparan con la concentración de mercurio total de aguas no contaminadas, las cuales varían de 1.0 a 50.0 ng/l , pero son similares a las encontradas cerca de una mina de oro activa en Ecuador, con un valor de 1.1 $\mu\text{g/l}$ (Tarras-Wahlberg, et al., 2000), y menores de las encontradas en el desagüe de minas de mercurio abandonadas en California que presentan un máximo de 450 $\mu\text{g/l}$ (Rytuba, 2003). En todos los casos la concentración en agua rebasa el límite de calidad para la protección de la vida acuática de Canadá, el cual es de 0.1 $\mu\text{g/l}$ (Gaudet et al., 2005).

Los niveles de mercurio encontrados en las muestras de sedimentos y agua tomadas en el río Coatzacoalcos, parecen demostrar la hipótesis de que la planta Cloro-Álcalí representa una fuente importante de emisión de mercurio en el área. Sin embargo para determinar con mayor certeza la magnitud de la contaminación será necesario llevar a cabo un muestreo más exhaustivo, así como tomar



muestras a diferentes profundidades para definir el perfil horizontal y vertical de la contaminación.

5.2. Presa El Pedernalillo o La Zacatecana, Zac.

5.2.1. Descripción del sitio

En la zona conurbada Zacatecas-Guadalupe, se presentan afloramientos de rocas ígneas intrusivas que datan del Cretácico Inferior, de dioritas y extrusivas de composición andesítica en forma de lavas almohadilladas, suprayaciéndolas se encuentran depósitos continentales de conglomerados rojos e ignimbritas riolíticas. Estas rocas son las que genéticamente dieron origen a los yacimientos minerales de: plata, plomo, zinc, cobre, oro y cadmio. La forma de los yacimientos se caracteriza por alojar la mineralización en vetas, diseminados y enrejillados. La zona de La Zacatecana se localiza en sedimentos aluviales dentro del Valle de Guadalupe.

La explotación de los ricos yacimientos minerales se realizó desde el Siglo XVI, extrayendo principalmente la plata y oro, contenidas geológicamente en las zonas de oxidación de los depósitos minerales. Por tal motivo, la metalurgia que se empleaba para la separación del oro y plata, requería de mercurio. Esta tecnología se utilizó aún en las dos terceras partes del Siglo XX. La minería en la región hasta antes de los años setenta, no fue de grandes volúmenes de extracción, las capacidades de las minas no rebasaban las 100 t/día, por el método de amalgamación. Lo trascendental, fue que durante esos 400 años, los productos de los jales, terreros y el intemperismo de las rocas, se depositaron en el Valle de Guadalupe, concentrándose los materiales aluviales a partir de 1938 en la presa La Zacatecana.

Esta situación fue la base para que en 1998, durante el Primer Taller del Grupo de Trabajo del PARAN sobre Mercurio, se identificara la Zacatecana como una zona de interés para el estudio de la contaminación por mercurio. Desde entonces se han realizado estudios para determinar el comportamiento en la atmósfera del

mercurio, así como el riesgo a la salud humana por la presencia de este y otros metales (Ávila Forcada y Ramírez Islas, 2006).

5.2.2. Selección y localización de los puntos de muestreo.

En la presa y sus alrededores no se llevan a cabo actividades como la pesca o recreación con contacto primario por lo que no hay lanchas u otros vehículos acuáticos disponibles. Debido a esta situación los puntos de muestreo seleccionados están localizados en las orillas de la presa, y se llegó a ellos a pie después de aproximarse con una camioneta hasta donde el terreno lo permitió. Así la profundidad máxima de los puntos de muestreo fue de 50 cm y la distancia máxima a la orilla de 5 m. Como resultado, las muestras de sedimento tomadas solo abarcaron sedimentos recientes. Como ya se mencionó en la sección del método la pedregosidad de los sedimentos no permitió el uso de la draga, por lo que todas las muestras se tomaron con el nucleador.

El primer punto de muestreo se seleccionó frente a terrenos ejidales con casas habitación, cultivos de maíz y animales de granja. El punto 2 fue la cortina de la presa; aquí cabe mencionar que el azolve con sedimentos ha rellenado un área considerable, por lo que el espejo de agua se encontró a 100 m aproximadamente de la cortina, llegando el agua a esta a través de un canal. El punto 3 se localiza frente a una cantera de la que suponemos se erosionan partículas que eventualmente llegan a la presa. El punto 4 denominado “el canal” se seleccionó debido a que recientemente se había dragado un canal para proveer de agua terrenos de cultivo. Por último, el punto 5 se localizó a la entrada de la presa frente a la población (Fig. 6). Las geoposiciones de los puntos de muestreo se pueden ver en la tabla 3 y fotografías de cada una de las estaciones en el Anexo 2.



Figura 6. Mapa de localización de puntos de muestreo la Presa El Pedernalillo o La Zacatecana, Zac.

Tabla 4. Geoposición de los puntos de muestreo en la Presa El Pedernalillo o La Zacatecana, Zac.

Estación	Coordenadas
1. UNO	N 22° 440.67' W 102° 28.129'
2. La cortina	N 22° 44.678' W 102° 27.973'
3. La cantera	N 22° 44.349' W 102° 27.627'
4. El canal	N 22° 44.161' W 102° 27.387'
5. Entrada	N 22° 43.800' W 102° 28.193'

5.2.3. Observaciones generales de las muestras y puntos de muestreo.

Los sedimentos obtenidos en la Presa son de color rojizo, arcillosos, arenosos y pedregosos, lo que dificultó su muestreo. En los alrededores del punto uno de muestreo se observaron surcos para el cultivo de maíz a una distancia aproximada de 25m de la orilla del agua. En la cortina de la presa, el agua tenía un olor intenso a drenaje, y a la salida de la presa generaba espuma, muy probablemente por la presencia de detergentes. Por comunicación personal con el Ing. Miguel de Jesús González Palos de la Instituto de Investigación para las Ciencias Ambientales, tuvimos conocimiento de que las aguas residuales del Municipio de Guadalupe van a dar a la Presa sin ningún tratamiento. En el punto 3 frente a la cantera, los desechos de las aves migratorias presentes dan al sedimento un aroma a materia orgánica en descomposición. En el punto 4 del canal los sedimentos colectados no corresponden al patrón regular de sedimentación ya que estos han sido movidos durante el dragado del canal. Por último en el punto 5 la influencia de las personas que visitan la Presa es evidente por la presencia de basura y vehículos automotores. Asimismo se observó la cristalización de sales sobre la superficie del suelo en esta zona.

Las características físico-químicas del agua de la presa mostraron una alta concentración de oxígeno (por encima del 40% de saturación), lo cual se debió a que los vientos agitan la columna de agua en las zonas bajas, no permitiendo que el oxígeno se acabe por los procesos de degradación de la materia orgánica. El pH se encontró alrededor de las 8 unidades y la temperatura tuvo un promedio de 14.4 °C (tabla 5).

Tabla 5. Características físico-químicas del agua de La Presa El Pedernalillo

Muestra	Temperatura °C	O.D	pH
Agua 1	12.5	17	8.5
Agua 2	*	*	*
Agua 3	13	5	8.2
Agua 4	14	15	8.1
Agua 5	14	16	7.9

*No se midieron los parámetros ya que se trataba de aguas residuales

5.2.4. Niveles de mercurio

Los resultados de las concentraciones de mercurio en las muestras de sedimentos superficiales y agua tomadas en la Presa la Zacatecana se presentan en la tabla 6.

Tabla 6. Concentraciones de mercurio en sedimentos y agua de la Presa El Pedernalillo o La Zacatecana, Zac.

Muestra	Sedimento (mg/kg)	Agua (µg/l)
1. UNO	11.10	<LDM
2. La cortina	6.81	<LDM
3. La cantera	5.02	<LDM
4. El canal	4.99	<LDM
5. Entrada	6.46	0.6

LDM = Límite de Detección del Método 0.1

Los niveles de mercurio en cuatro de las cinco muestras de sedimentos tomadas en la presa se encuentran en el mismo rango de magnitud obteniéndose un promedio de 5.82 mg/kg. La concentración más alta de 11.01 mg/kg fue el punto 1 el cual se localizó frente a los terrenos ejidales con casas habitación, cultivos de maíz y animales de granja.

Los niveles encontrados en este estudio son similares a los reportados en el estudio que realizó el INE en el 2006, en el cual se reportan concentraciones entre 7.61 a 19.23 mg/kg para las muestras tomadas dentro de la presa.

Canadá ha establecido como límite de concentración de mercurio en sedimentos para la protección de la vida acuática 0.14 mg/kg (Gaudet et al., 2005) y en Estados Unidos 0.15 mg/kg es considerada como la concentración por debajo de la cual es poco probable que se presenten efectos biológicos indeseables (Long, et al., 1998), con lo que podemos concluir que los sedimentos de los sitios muestreados en este estudio son potencialmente peligrosos para la vida acuática.

Los niveles de mercurio en la mayoría de las muestras de agua se encontraron por debajo de límite de detección del método (0.1 µg/l), únicamente la muestra del punto 5 presentó una concentración de 0.6 µg/l; ésta rebasa la concentración segura para la vida acuática de Canadá la cual es de 0.1 µg/l (Gaudet et al., 2005), con lo que se puede concluir que aunque la mayoría de las muestras no presentó concentraciones que se puedan considerar como peligrosas, pero es factible que la resuspensión de sedimentos permita que suficiente mercurio pase al agua y así represente un riesgo para la vida acuática.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La contaminación por productos de petróleo en la zona de Coatzacoalcos es evidente en el olor y el color de los sedimentos muestreados, por lo que el riesgo ecológico estará dado por una mezcla de contaminantes que pueden incluir al mercurio. Los niveles de mercurio encontrados en las muestras de sedimentos y agua son definitivamente peligrosos ya que exceden por mucho las guías de calidad para la protección de la vida acuática; asimismo, parecen demostrar la hipótesis de que la planta Cloro-Álcali representa una fuente importante de emisión de mercurio en el área.

Se recomienda muestrear el Río Coatzacoalcos solo en temporada de lluvias ya que en secas la entrada en lancha al brazo donde se localizan los puntos de muestreo es prácticamente imposible, y entrar a pie es demasiado peligroso.

Para muestrear sedimentos en la presa El Pedernalillo o La Zacatecana, que incluyan no solo aquellos acumulados recientemente si no también los jales acumulados históricamente, se requiere del empleo de equipos de perforación profesionales que puedan penetrar por debajo de los 2 m de sedimentos recientes.

Estudios anteriores del contenido de mercurio en suelo han demostrado concentraciones que exceden los criterios de calidad para salud humana. En el caso de los sedimentos, México no cuenta con criterios de calidad para sedimentos, pero se pueden utilizar los de países como Canadá los cuales establecen que solo aquellos sedimentos con concentraciones por encima de 0.14 mg/kg pueden considerarse riesgosos para los ecosistemas acuáticos (Gaudet et al., 2005). En este caso todas las muestras de sedimentos rebasan este límite, y de las muestras de agua, aunque solo una se pudo cuantificar por estar por encima del límite de detección, se puede concluir que este ecosistema está en riesgo por la presencia de mercurio.

Desde finales de los 90's se ha recomendado la realización de evaluaciones de riesgo ecológico para la toma de decisiones relacionadas con el manejo de sedimentos contaminados por metales y compuestos orgánicos (Ingersoll, et al., 1997), por lo que se recomienda llevar a cabo un estudio de este tipo en ambos ecosistemas.

Entonces, el conocimiento de las concentraciones de mercurio de los sedimentos de los ecosistemas acuáticos es necesario para desarrollar modelos detallados del comportamiento de este metal y poder vislumbrar su potencial tóxico. Asimismo, el desarrollo de una base de datos a largo plazo servirá primero para establecer la situación actual de los sedimentos en los ecosistemas Mexicanos y posteriormente, conforme se adquiera un mayor número de datos, para observar tendencias y poder tomar decisiones adecuadas sobre el uso y manejo del mercurio.

7. BIBLIOGRAFÍA

Al-Madfa H, Dahar O A y H Holail.1994. Mercury Pollution in Doha (QATAR) Costal Environment. **Environ. Toxicol. Chem.** 13(5): 725-735.

Ávila Forcada P y ME Ramírez Islas. 2006. **Muestreo y monitoreo de mercurio en Zacatecas**. Informe Final de Proyecto. 40 pp.

Baird, C. 2001. **Química ambiental**. Ed. Reverté, Barcelona. 620 pp.

Benoit J M, Robert P M, y C Gilmour. 1999. Estimation of mercury-sulfide speciation in sediment pore waters using octanol–water partitioning and implications for availability to methylating bacteria. **Environ. Toxicol Chem.** 18 (10)2138–2141.

Canadian Council of Ministry of Environment. 1999. Canadian Sediments guidelines for the protection of Aquatic Life. Mercury. En: Canadian Council of Ministry of Environment. Winnipeg.

Canário J, Vale C, y M Caetano . 2003. Mercurio en Sedimentos y aguas intersticiales de un sitio contaminado del estuario del Tajo. **Ciencias Marinas.** 29(4): 535-545.

Cattani O, Fabril D, Salvati M, Trombini C, e I Vassura.1999. Biomonitoring of mercury pollution in a wetland near ravenna, Italy by translocated bivalves (*mytilus galloprovincialis*). **Environ. Toxicol. Chem.** 18 (8)1801-1805.

Chapman P M. y F Wang. 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. **Environ. Toxicol. Chem.** Vol. 20, (1): 3–22.

Chen Y, Bonzongo J C J, Lyosn W B y G C Miller. 1997. Inhibition of mercury methylation in anoxic freshwater sediment by group VI anions. **Environ. Toxicol. Chem.** 16 (8)1568–1574.

Chibunda R T, y C R Janssen. 2009. Ecotoxicity of mercury contaminated sediment collected from Mabubi river (Geita district, Tanzania) to the early life stages of African catfish (*Clarias gariepinus*), **Physics and Chemistry of the Earth**. En prensa.

Choi M H, Cech JJ, y M C Lagunas solar. 1998. Bioavailability of methylmercury to acramento blackfish (*orthodon microlepidotus*): dissolved organic carbon effects. **Environ. Toxicol. Chem.** 17 (4): 695–701.

Delongchamp T M, Lean D R S, Ridal J J y J M Blais. (2009). Sediment mercury dynamics and historical trends of mercury deposition in the St. Lawrence River area of concern near Cornwall, Ontario, Canada. **Science of the Total Environment.** 407 4095–4104.

Gaudet C, Lingard S, Cureton P, Keenleyside K, Smith S y G. Raju. 2005. Canadian Environmental Quality Guidelines for mercury. *Water Air Soil Pollut.* 80: 1149-1159.

Gillis CA, Bonnevie NL, y RJ Wenning. 1993. Mercury contamination in the Newark Bay estuary. **Ecotoxicol. Environ. Safety.** 25: 214-226.

Goncalves C, Favaro D I T, Melfi A J, de Oliveira S M B, Vasconcellos M B A, Fostier A H, Guimaraes J R, Boulet R, y M C Forti. 2000. Evaluation of Mercury in sediment and soil sample from Vila Nova river Basin, in Amapá State, Brazil, using radiochemical neutron activation analysis. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.** V. 243(3):789-796.

Gutiérrez Ruiz MC, Bucio Ortiz L y V Souza Arroyo. 1997. Mercurio. En: Albert L (Ed.). **Introducción a la Toxicología Ambiental.** OPS/OMS: 197-210.

Han S, Obraztova A, Preto P, Choe K Y, Gieskes J, Deheyn D D, y B M Tebo. 2007. Biogeochemical factors affecting mercury methylation in Sediments of the Venice lagoon, Italy. **Environ. Toxicol. Chem.** 26 (4) 655–663.

Ingersoll CG, Dillon T y GR Biddinger. 1997. **Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments.** SETAC Press. Pensacola, FL. 389 pp.

Instituto Nacional de Tecnología Industrial, 2005. Determinación del nivel de mercurio en aguas y soluciones ácidas. **Hilo INTI.** No. 3.

Jardine T D, Kidd K A, Cunjak R A, y P A Arp. 2009. Factors affecting water strider (hemiptera: gerridae) mercury concentrations in lotic systems. **Environ. Toxicol. Chem.** Vol. 28 (7)1480–1492.

Kamman N C, Lorey P M, Driscoll C T, Estabrook R, Major A, Pientka B, y E Glassford. 2003. Assessment of mercury in waters, sediments, and biota of New Hampshire and Vermont lakes, USA, sampled using a geographically randomized design. **Environ. Toxicol. Chem.** Vol. 23. (5): 1172–1186.

King J K, Saunders F M, Lee R F, y R A Jahnke. 1999. Coupling mercury methylation rates to sulfate reduction rates in marine sediments. **Environ. Toxicol. Chem.** 18 (7): 1362–1369.

Krabbenhoft D, Beniot JM, Babiarz CL, Hurley JP y AW Andren. 1995. Mercury cycling in the Allequash Creek Watershed. **Water Air Soil Pollut.** 80: 425-433.

Krabbenhoft D, Engstrom D, Gilmour C, Harris D, Hurley J y R. Mason. 2006. Monitoring and evaluating trends in sediment and water indicators. En: Harris R, Krabbenhoft DP, Mason R, Murray MW, Reash R y T. Saltman. **Ecosystem Responses to Mercury Contamination. Indicators of Change.** CRC Press. Boca Raton, Fl. 47-86.

Leland H V y J S Kuwabara. 1984. Trace Metals. En: Rand GM y S R Petrocelli (eds.). **Fundamentals of Aquatic Toxicology**. Taylor and Francis. New York. 374-415.

Lewis M A, Foss S S, Harris P S, Stanley R S, y J C Moore. 2001. Sediment chemical contamination and toxicity associated with a coastal golf course complex. **Environ. Toxicol. Chem.** 20(7) 1390–1398.

Mahler B J, Van Metre P C, y E Callender. 2006. Trends in metals in urban and reference lake sediments across the united states, 1970 to 2001. **Environ. Toxicol. Chemistry.** 25 (7)1698–1709.

Long E R, Field L J y D D Macdonald. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. **Environ. Toxicol. Chem.** 17: 714-727.

Mason R P, y A L Lawrence. 1999. Concentration, distribution, and bioavailability of mercury and methylmercury in sediments of Baltimore harbor and Chesapeake bay, Maryland, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 18, (11) 2438–2447.

Riesco M B. 2004. **Datos marinos**. Programa Sea Grant de la Universidad de Puerto Rico. Sea Grant. Puerto Rico.

Rytuba JJ. 2003. Mercury from mineral deposits and potential environmental impacts. **Environ. Geol.** 43: 326-338

Skei, J H. 1978. Serious mercury contamination of sediments in a Norwegian semi-enclosed bay. **Mar. Pollut. Bull.** 9: 191-193

Suckcharoen S y M. Ledenius. 1980. Reduction of mercury pollution in the vicinity of a caustic soda plant in Thailand. **Water Air Soil Pollut.** 13: 221-227.

Sundelin B. y A K Eriksson. 2001 Mobility and bioavailability of trace metals in Sulfidic coastal sediments. **Environ. Toxicol. Chem.** 20 (4): 748–756.

Stordal, MC, Gill GA, Wen LS y P.H. Santschi. 1996. Mercury phase speciation in the surface waters of three Texas estuaries:Importance of colloidal forms. **Limnol. Oceanogr.** 41(1):52–61.

Suzuki, T, Imura N, y T.W. Clarkson. 1991. Overview. In: **Advances in mercury toxicology**, T. Suzuki, N. Imura, and T.W. Clarkson, eds. Plenum Press, New York.

Tarras-Wahlberg NH, Flachier A, Fredriksson G, Lane S, Lundberg B y O Sangfors. 2000. Environmental impact of small scale and artisanal gold mining in southern Ecuador. **Ambio.** 29: 484-491.

Universidad Autónoma de Zacatecas, IMSS, ISSSTE, Comisión Nacional del Agua, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, Delegación en el Estado



Casa abierta al tiempo



Instituto Nacional
de Ecología

de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2002. ***Plan de Acción de la Presa La Zacatecana para la Contención de Metales Pesados***. 80 pp.

Wiener J G, William F, Watras C J, y R G Rada. 1990. Partitioning and bioavailability of mercury in an experimentally acidified Wisconsin Lake. **Environ. Toxicol. Chem.** 9: 909-918.

Zillioux E J, D B Porcella, y J M Benoit. 1993. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. **Environ. Toxicol. Chem.** 12: 2245-2264.



8. ANEXOS



ANEXO 1.

Resúmenes en Inglés de la Bibliografía

Al-Madfa H, Dahar O A y H Holail.1994. Mercury Pollution in Doha (QATAR) Costal Environment. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 13(5): 725-735.

Abstract—Surface water and sediment samples were collected from the Doha coastal area and analyzed for content of physico-chemical forms of mercury. Dissolved reactive Hg (2.9 ng L^{-1}) represented 81.0% of the total dissolved Hg (3.5 ng L^{-1}). Organic Hg (0.6 ng L^{-1}) contributed only 5.0% of total Hg. Mercury showed a strong tendency to be associated with suspended matter in Doha coastal waters, as it represented about 73.0% of the total. Total Hg in bulk Doha surface sediments fluctuated between 0.14 and $1.75 \mu\text{g g}^{-1}$ dry weight, with an average of $0.54 \pm 0.46 \mu\text{g g}^{-1}$ dry weight. The sediment fraction past $63 \mu\text{m}$ contained $0.73 \pm 0.60 \mu\text{g g}^{-1}$ dry weight total Hg. Leachable and methyl Hg averaged 0.10 ± 0.11 and $0.02 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$ dry weight, respectively, in the $<63\text{-}\mu\text{m}$ sediment fraction. There is a general trend for all Hg species determined in water and sediments to decrease seaward. The significantly elevated Hg levels at certain locations indicated that the main Hg sources to Doha coastal environment are leachate from the solid waste disposal site, the two harbors, and surface-water discharge.

Keywords—Doha coast Leachate Methyl mercury Particulate mercury Reactive mercury

Benoit J M, Robert P M, y C Gilmour. 1999. Estimation of mercury-sulfide speciation in sediment pore waters using octanol–water partitioning and implications for availability to methylating bacteria. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 18 (10)2138–2141.

Abstract—The octanol–water partitioning of inorganic mercury decreased with increasing sulfide, supporting a model that predicts decreased fractions of neutral Hg-S species with increasing sulfide. These results help explain the decreased availability of Hg to methylating bacteria under sulfidic conditions, and the inverse relationship between sulfide and methylmercury observed in sediments.

Canário J, Vale C, y M Caetano . 2003. Mercurio en Sedimentos y aguas intersticiales de un sitio contaminado del estuario del Tajo. **Ciencias Marinas**. 29(4): 535-545.

Abstract- Two sediment cores were collected at a contaminated site of the North Channel in the Tagus estuary. Sediments were sliced in 1 to 2-cm vertical sections. Major and minor elements, total organic carbon, total mercury (HNO₃ digest), acid volatile sulphides –AVS– (1M HCl and 3M HCl) and simultaneously extractable iron, manganese and mercury were determined in the solids. Labile and total mercury (after UV irradiation) were measured in pore waters. Total mercury concentrations in the first 25 cm of sediment were around 100 nmol g^{-1} , reflecting mainly anthropogenic discharges. A slightly compacted sediment layer ($< 1 \text{ cm}$ thickness) containing lower Hg concentrations (5 nmol g^{-1}) capped the contaminated sediment. Mercury extracted with 1M HCl was only detected in this layer where AVS are low. In the sediment column, AVS were higher (50 to $197 \mu\text{mol g}^{-1}$), labile mercury was detected in pore waters down to 3.5-cm depth, and total dissolved Hg showed a broad maximum at 6 cm of depth (1.1 nM). The co-existence of high AVS and high total dissolved mercury implies the presence of ligands in pore waters with high affinity to mercury, which competes with sulphides and retains the metal in solution.

Cattani O, Fabril D, Salvati M, Trombini C, e I Vassura.1999. Biomonitoring of mercury pollution in a wetland near ravenna, Italy by translocated bivalves (*mytilus galloprovincialis*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 18 (8)1801-1805.

Abstract—An active biomonitoring experiment using mussels (*Mytilus galloprovincialis*) was performed in Pialassa Baiona, a mercury-polluted coastal wetland near Ravenna, Italy. Three stations (A, B, and C) were selected along the south to north axis. Following a 52-d field exposure, organisms transplanted in the

southernmost polluted area (station A) showed mean mercury concentration values of 660 ng/g (dry weight), 4.4 times the initial background level, and were still accumulating mercury. Mussels in both the central area (station B) and the northern area (station C) seemed to reach a steady state with mean mercury concentration values of 323 and 412 ng/g, respectively. This field experiment is the first study carried out in the Ravenna wetlands to evaluate mercury bioavailability in this environment. Finally, the efficiency of the population of *Mytilus galloprovincialis* selected for the field experiment as mercury bioaccumulators was tested in a laboratory experiment that revealed that up to 135 mg/g (dry weight) could be reached after 77 d of exposure to mercury-polluted water.

Chapman P M. y F Wang. 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 20, (1): 3–22.

Abstract—Historic and ongoing sediment contamination adversely affects estuaries, among the most productive marine ecosystems in the world. However, all estuaries are not the same, and estuarine sediments cannot be treated as either fresh or marine sediments or properly assessed without understanding both seasonal and spatial estuarine variability and processes, which are reviewed. Estuaries are physicochemically unique, primarily because of their variable salinity but also because of their strong gradients in other parameters, such as temperature, pH, dissolved oxygen, redox potential, and amount and composition of particles. Salinity (overlying and interstitial) varies spatially (laterally, vertically) and temporally and is the controlling factor for partitioning of contaminants between sediments and overlying or interstitial water. Salinity also controls the distribution and types of estuarine biota. Benthic infauna are affected by interstitial salinities that can be very different than overlying salinities, resulting in largescale seasonal species shifts in salt wedge estuaries. There are fewer estuarine species than fresh or marine species (the paradox of brackish water). Chemical, toxicological, and community-level assessment techniques for estuarine sediment are reviewed and assessed, including chemistry (grain size effects, ackground enrichment, bioavailability, sediment quality values, interstitial water chemistry), biological surveys, and whole sediment toxicity testing (single-species tests, potential confounding factors, community level tests, laboratory-to-field comparisons). Based on this review, there is a clear need to tailor such assessment techniques specifically for estuarine environments. For instance, bioavailability models including equilibrium partitioning may have little applicability to estuarine sediments, appropriate reference comparisons are difficult in biological surveys, and there are too few full-gradient estuarine sediment toxicity tests available. Specific recommendations are made to address these and other issues.

Chen Y, Bonzongo J C J, Lyosn W B y G C Miller. 1997. Inhibition of mercury methylation in anoxic freshwater sediment by group VI anions. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 16 (8)1568–1574.

Abstract—The addition of group VI anions to sediment slurries resulted in the inhibition of the rate of mercury (Hg) methylation. The ranking of inhibition is as follows: tellurate (TeO₂) . selenate (SeO₂) . molybdate (MoO₂) . tungstate (WO₂). In sediment slurries treated with TeO₂ and SeO₂, methylmercury (MeHg) formation was ignificantly inhibited (p , 0.05) at the concentrations 4 4.50 nM of TeO₂ and .270 nM of SeO₂, while the significant inhibition (p , 0.05) of Hg-methylation by MoO₂ and WO₂ was observed in slurries spiked at final concentrations \$100 mM and \$700 mM, respectively. Increasing the sulfate (SO₂) 4concentration while using fixed concentrations of inhibitors led to the partial reestablishment of some MeHg production inWO₂-treated slurries, whereas, no such significant change was noticed in sediment slurries treated with MoO₂ and TeO₂. These 4 4 4observations suggested thatWO₂ inhibits Hg methylation by a competitive mechanism, whileMoO₂ and TeO₂ are noncompetitive 4 4 4inhibitors. Selenate and SO₂ showed a qualitatively similar effect on Hg methylation at oncentrations tested, in that each showed 4stimulation at low concentrations and inhibition at high concentrations. The depression of MeHg formation by

group VI anions was not accompanied by an inhibition of general microbial activity, suggesting that only particular microorganisms, such as sulfatereducing bacteria, are responsible for Hg methylation. Finally, in the concentration ranges encountered in most natural aquatic environments, the inhibition of MeHg production by group VI anions is unlikely, except in systems where those elements are found in anomalously high concentrations.

Chibunda R T, y C R Janssen. 2009. Ecotoxicity of mercury contaminated sediment collected from Mabubi river (Geita district, Tanzania) to the early life stages of African catfish (*Clarias gariepinus*), **Physics and Chemistry of the Earth**. En prensa.

Abstract- The quality of Hg contaminated sediments in artisanal gold mining areas of Tanzania have to date only been assessed through bulk chemical analysis. However, measurement of contaminant levels alone has a limited ability to predict adverse effects on living resources. In this study we investigated the possible effects of Hg contaminated sediments from the river Mabubi which drains the artisanal gold mine on the hatching success, larval survival and growth of the African catfish (*Clarias gariepinus*). The tested species is a resident fish whose demersal behaviour keeps it in frequent contact with the sediment. Sediments collected downstream of the mine decreased survival and impaired growth of *Clarias gariepinus* but did not affect its hatching success. These effects were observed up to six kilometres downstream of the mining activity. The calculated 5 d-LC50 value (larval survival) was 1.75 $\mu\text{g Hg g}^{-1} \text{ dw}$ (95% CL of 0.72 – 2.53), the 5d-NOEC for hatching was $>2.3 \mu\text{g Hg g}^{-1} \text{ dw}$ and that for larval survival and growth was 0.23 $\mu\text{g Hg g}^{-1} \text{ dw}$. In conclusion, chemistry and ecotoxicity results from this study suggest that sediments collected downstream of the mine adversely affect catfish and probably other fauna and as such present a considerable local environmental risk.

Choi M H, Cech JJ, y M C Lagunas solar. 1998. Bioavailability of methylmercury to acramento blackfish (*orthodon microlepidotus*): dissolved organic carbon effects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 17, (4): 695–701.

Abstract—The effect of dissolved organic carbon (DOC) on methylmercury (MeHg) uptake across the gills of Sacramento blackfish (*Orthodon microlepidotus*) was investigated using the Hg-203 radioisotope (half life 5 46.9 d). The efficiency of fish gills in extracting MeHg (1.4 ng/L) from water was measured using a McKim-type fish respirometer that separated exposure (inspired) water from expired water. Blackfish gill ventilation and oxygen consumption rates remained constant, while Me203Hg uptake was decreased significantly ($p < 0.05$) in the presence of DOC (2 and 5 mg C/L). Mean Me203Hg extraction efficiency, uptake rate constant, and blood to inspired water ratio decreased 78%, 73%, and 63%, respectively, with 2 mg C/L of DOC, and 85%, 82%, and 70% with 5 mg C/L DOC, compared to the Me203Hg reference treatment group. Because respiratory parameters remained unchanged, reductions in Me203Hg uptake indicate strong interactions between DOC and Me203Hg. Methyl203Hg levels in fish gills, kidney, and spleen from 2 and 5 mg C/L were significantly lower ($p < 0.05$) than those observed from the reference treatment group. These reductions in uptake (bioavailability) support the hypothesis that trans-gill transport of Me203Hg is inhibited when it is complexed by DOC in the aqueous medium, decreasing Me203Hg uptake and accumulation in fish organs.

Delongchamp T M, Lean D R S, Ridal J J y J M Blais. (2009). Sediment mercury dynamics and historical trends of mercury deposition in the St. Lawrence River area of concern near Cornwall, Ontario, Canada. **Science of the Total Environment**. 407 4095–4104.

Abstract- The St. Lawrence River near Cornwall, Ontario was designated an Area of Concern by the International Joint Commission in 1985. Sediments from this area have historically been contaminated with mercury (Hg), and although concentrations have decreased since the 1970s, they still remain high. Nine sediment cores were collected from three sites within the Area of Concern in 2004/05 to determine the variability in historical profiles of Hg deposition to the river. Sediment and pore water phases were analyzed for total mercury (THg) and methyl mercury (MeHg) and cores were analyzed for ^{210}Pb to determine chronologies of sedimentation at these sites. Mercury diffusion rates in porewaters within the sediment column were determined to be very low (between 0 and $2.15 \text{ ng cm}^{-2} \text{ year}^{-1}$, $n=3$) compared to the recent Hg sedimentation rates at these sites ($183 \pm 30 \text{ ng cm}^{-2} \text{ year}^{-1}$ SE, $n=9$) determined by multiplying surface Hg concentrations with ^{210}Pb - derived sedimentation rates. These results indicate that Hg profiles in these cores accurately depict historical releases of Hg to the river bed. The influence of federal regulations in the early 1970s to restrict Hg emissions to the river was apparent in these dated sediment cores, as were the closures of several local industries in the mid 1990s. Mercury accumulation rates prior to 1970 were 60 times higher than those occurring after 1995. Methyl mercury showed surface enrichment in most of these sediment cores providing evidence that mercury methylation occurred most rapidly near the sediment surface.

Goncalves C, Favaro D I T, Melfi A J, de Oliveira S M B, Vasconcellos M B A, Fostier A H, Guimaraes J R, Boulet R, y M C Forti. 2000. Evaluation of Mercury in sediment and soil sample from Vila Nova river Basin, in Amapá State, Brazil, using radiochemical neutron activation analysis. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**. V. 243(3):789-796.

Abstract- In the present work, results from a survey on mercury concentration in sediments and soils from a gold mining area along the Vila Nova river, in Amapá State, Brazil, are presented. These values were compared with those from the Igarapé Pedra Preta basin, an area unaffected by mining activities. Total mercury contents were determined in the muddy (silt+clay) fraction of the sediments and in the $<2 \text{ mm}$ fraction of the soils using radiochemical neutron activation analysis (RNAA). The detection limit of the method was $54 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ for soils and $14 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ for sediments when 200 mg of sample were analysed. The Hg results obtained from a comparison between our current method (RNAA) and CV AAS are also presented. Mercury levels showed to be very high in the soils and sediments collected in the Vila Nova river (up to $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) when compared to background values ($0.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) for this region. An enrichment factor was calculated, using Al as a normalizing factor. It showed values up to 8 in sediments of the Vila Nova river basin, indicating a relatively high degree of pollution as compared to the values of about 1 for the samples of the Igarapé Pedra Preta basin.

Han S, Obraztova A, Preto P, Choe K Y, Gieskes J, Deheyn D D, y B M Tebo. 2007. Biogeochemical factors affecting mercury methylation in Sediments of the Venice lagoon, Italy. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 26 (4) 655–663.

Abstract—Mercury methylation and sulfate reduction rates, total Hg, and monomethyl Hg in the sediments of the Venice Lagoon (Italy) were measured in June 2005 in order to identify the factors affecting the methylation of inorganic Hg. While the rates of Hg methylation and sulfate reduction were generally higher in the surface layers (0–2.5 cm), the correlation between Hg methylation and sulfate reduction rates was not significant when considering all depths and sites. This discrepancy is discussed considering two factors: the activity of sulfate-reducing bacteria and Hg solubility. The former factor is important in determining the Hg methylation rate in comparable geochemical conditions as evidenced by similar vertical profiles of Hg methylation and sulfate reduction rates in each sediment core. The latter factor was assessed by comparing the Hg methylation rate with the particle–water partition coefficient of Hg. The Hg methylation rates normalized to sulfate reduction

rates showed a negative linear correlation with the logarithm of the particle–water partition coefficient of Hg, suggesting that the availability of dissolved Hg is a critical factor affecting Hg methylation. Solid FeS seems to play an important role in controlling the solubility of Hg in Venice Lagoon sediments, where sulfate and iron reductions are the dominant electron-accepting processes. Overall, the production of monomethyl Hg in the Venice Lagoon is controlled by a fine balance between microbial and geochemical processes with key factors being the microbial sulfate reduction rate and the availability of dissolved Hg.

Jardine T D, Kidd K A, Cunjak R A, y P A Arp. 2009. Factors affecting water strider (hemiptera: gerridae) mercury concentrations in lotic systems. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 28 (7)1480–1492.

Abstract—Water striders (Hemiptera: Gerridae) have been considered as a potential sentinel for mercury (Hg) contamination of freshwater ecosystems, yet little is known about factors that control Hg concentrations in this invertebrate. Striders were collected from 80 streams and rivers in New Brunswick, Canada, in August and September of 2004 through 2007 to assess the influence of factors such as diet, water chemistry, and proximity to point sources on Hg concentrations in this organism. Higher than average Hg concentrations were observed in the southwest and Grand Lake regions of the province, the latter being the location of a coal-fired power plant that is a source of Hg (~100 kg annually), with elevated Hg concentrations in the lichen Old Man's Beard (*Usneaspp.*) in its immediate vicinity. Across all streams, pH and total organic carbon of water were relatively weak predictors of strider Hg concentrations. Female striders that were larger in body size than males had significantly lower Hg concentrations within sites, suggestive of growth dilution. There was no relationship between percent aquatic carbon in the diet and Hg concentrations in striders. For those striders feeding solely on terrestrial carbon, Hg concentrations were higher in animals occupying a higher trophic level. Mercury concentrations were highly variable in striders collected monthly over two growing seasons, suggesting short-term changes in Hg availability. These measurements highlight the importance of considering both deposition and postdepositional processes in assessing Hg bioaccumulation in this species. They also suggest that striders may be more appropriate as a terrestrial rather than an aquatic Hg sentinel, underscoring the importance of understanding the origin of food for organisms used in contaminant studies.

Kamman N C, Lorey P M, Driscoll C T, Estabrook R, Major A, Pientka B, y E Glassford. 2003. Assessment of mercury in waters, sediments, and biota of new hampshire and vermont lakes, USA, sampled using a geographically randomized design. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 23. (5): 1172–1186.

Abstract—We report on mercury (Hg) contamination in waters, sediments, and biota of Vermont and New Hampshire (USA) lakes measured during 1998–2000, using a geographically randomized design. Waters and sediments of 92 lakes were sampled for mercury, methylmercury, and ancillary parameters. Yellow perch (*Perca flavescens*) muscle tissues were analyzed for mercury on 47 of these lakes. Interannual variation in mercury was limited; only epilimnetic Hg was elevated by approximately 1.5 ng/L in 1998 over remaining years because of wet weather. Aqueous total and methylmercury concentrations were elevated in both dystrophic and eutrophic lakes over other types. Yellow perch tissue concentrations were elevated by 0.218 mg/g in dystrophic lakes over other types and were very low in eutrophic lakes. Fish tissue mercury concentrations showed no relationship to hypolimnetic or sediment mercury or methylmercury. A statistical model indicated that yellow perch tissues in 40.2–61.3% of lakes were likely to exceed the U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) methylmercury criterion of 0.3 mg/g, and yellow perch from New Hampshire were twice as likely to exceed the criterion as those from Vermont. Results of this study provide a regional-scale baseline against which the success of future reductions in mercury emissions can be assessed.

King J K, Saunders F M, Lee R F, y R A Jahnke. 1999. Coupling mercury methylation rates to sulfate reduction rates in marine sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 18, (7): 1362–1369.

Abstract—Anoxic slurry incubations were performed to examine the relationship between mercury methylation rates (MMR) and sulfate reduction rates (SRR) in salt marsh sediments from the southeastern United States. The MMR and SRR were similarly affected by temperature, addition of low-weight molecular organics, and microbial inhibitors. The MMR was at a maximum in the 12 h after inorganic mercury addition. Initial rates of Hg methylation are correlated with SRR. A significantly slower MMR observed after the initial 12 h following inorganic mercury addition suggested that sorption or precipitation reduced the availability of mercury for methylation. The MMR results for various concentrations of inorganic mercury indicate that saturation kinetics occur. Using this kinetic framework, a model for MMR based on SRR and inorganic Hg concentration was developed. This model was then used to predict the MMR reported in temperature and substrate/inhibitor experiments. The model provided a reasonable estimate of MMR observed in the initial 12 h of the slurry incubations. However, the sequestering of inorganic mercury into less reactive pools by sorption to surfaces or incorporation into other phases alters the amount of bioavailable Hg and hence MMR. Future models that assess the bioavailability of Hg in the sediments must be developed to extend these observations to field sites.

Lewis M A, Foss S S, Harris P S, Stanley R S, y J C Moore. 2001. Sediment chemical contamination and toxicity associated with a coastal golf course complex. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 20(7) 1390–1398.

Abstract—The increasing density of golf courses represents a potential source of sediment contamination to nearby coastal areas, the chemical and biological magnitude of which is almost unknown. The objective of this study was to determine the concentrations of contaminants and toxicities of sediments impacted by a coastal golf course complex. Sediment contaminant concentrations were determined at least twice during the two-year study period at 14 sampling stations. In addition, a combination of acute and chronic bioassays were conducted exposing four invertebrate test species to whole sediments and associated pore waters. Overall, the Florida, USA, golf course complex had a measurable impact on sediment chemical quality, particularly in near-field areas. Higher concentrations of several trace metals and organochlorine pesticides were detected in many golf course-associated sediments compared with reference areas; however, concentrations decreased seaward and only a few, primarily chlorinated pesticides, exceeded proposed sediment quality guidelines. Chromium, zinc, and mercury were detected more frequently than other trace metals. The DDT and associated metabolites, dieldrin and chlordane, were the more commonly detected organic contaminants. Acute toxicity was uncommon and occurred consistently for sediment collected from one coastal location. In contrast, chronic toxicity occurred at several study sites based on the response of *Mysidopsis bahia*. It was concluded that the impact of golf course runoff on sediment quality may be subtle and sensitive biological assessment methods, such as chronic toxicity tests, will be needed to detect adverse effects.

Mahler B J, Van Metre P C, y E Callender. 2006. Trends in metals in urban and reference lake sediments across the united states, 1970 to 2001. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 25 (7)1698–1709.

Abstract—Trends in metals concentrations in sediment cores from 35 reservoirs and lakes in urban and reference settings were analyzed to determine the effects of three decades of legislation, regulation, and changing demographics and industrial practices in the United States on concentrations of metals in the

environment. Decreasing trends outnumber increasing trends for all seven metals analyzed (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, and Zn). The most consistent trends are for Pb and Cr: For Pb, 83% of the lakes have decreasing trends and 6% have increasing trends; for Cr, 54% of the lakes have decreasing trends and none have increasing trends. Mass accumulation rates of metals in cores, adjusted for background concentrations, decrease from the 1970s to the 1990s, with median changes ranging from 246% (Pb) to 23% (Hg and Zn). The largest decreases are from lakes in dense urban watersheds where the overall metals contamination in recently deposited sediments has decreased to one-half its 1970s median value. However, anthropogenic mass accumulation rates in dense urban lakes remain elevated over those in lakes in undeveloped watersheds, in some cases by as much as two orders of magnitude (Cr, Cu, and Zn), indicating that urban fluvial source signals can overwhelm those from regional atmospheric sources.

Mason R P, y A L Lawrence. 1999. Concentration, distribution, and bioavailability of mercury and methylmercury in sediments of Baltimore harbor and Chesapeake bay, Maryland, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 18, (11) 2438–2447.

Abstract—For the Chesapeake Bay, sediments in regions such as Baltimore Harbor have total mercury (Hg) concentrations that exceed environmental effects guidelines. However, fish concentrations do not appear elevated. Indeed, the factors controlling the transfer of sedimentary Hg, especially as monomethylmercury (MMHg), the most bioaccumulative form of Hg, to these aquatic organisms are poorly understood. To examine this, we have investigated the distribution and bioavailability of Hg and MMHg to benthic organisms in Baltimore Harbor and the Chesapeake Bay, in Maryland, USA. The results discussed here show that sediment concentration for both total Hg and MMHg covaries with sediment organic content and that this parameter is a better predictor, for surface sediments, of concentration than iron content, acid volatile sulfide (AVS), or other factors. Furthermore, correlations between inorganic Hg and MMHg in benthic biota with sediment levels suggest that variation in the bioaccumulation factor (SBAF) for invertebrates is best explained in terms of sediment organic content. Thus, the results from this study emphasize the importance of organic matter in regions removed from point source input in controlling both the concentration and bioavailability of MMHg to organisms. Because of the exponential nature of the SBAF/organic content relationship, there is a nonlinear organism response to MMHg in sediments that must be considered in any estimation of the toxic effect of sediment MMHg. Also, as a result of the decoupling between total Hg and MMHg concentration and bioavailability in surface sediments, any remediation evaluation of bioavailability and/or toxicity that is based only on total Hg concentration is unlikely to provide a reliable prediction.

Sundelin B. y A K Eriksson. 2001 Mobility and bioavailability of trace metals in Sulfidic coastal sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Vol. 20 (4): 748–756.

Abstract—High concentrations of Hg, Cd, Pb, Cu, and Zn were found in the euxinic sediment of the inner archipelago of Stockholm. In the sulfide-rich sediment, they are precipitated as metal sulfides with low dissolving capacity and bioavailability. In two experiments, the significance of acid-volatile sulfide (AVS) and dissolved sulfides for mobility, bioavailability, and toxicity of metals were studied by oxygenation of intact sediment cores. Influence of bioturbating deposit-feeding amphipods, that is, *Monoporeia affinis*, was examined on studied sediment processes. Results showed a low mobility of most metals except Cd and Zn. Bioturbation did not enhance mobility. Cd and Zn, released from the sediment, were not bioaccumulated in amphipods. In contrast, the less mobile metals Hg and Pb were bioaccumulated. A low toxicity of contaminated sediments, in terms of mortality and embryonic malformations of amphipods, was recorded. Results indicate that Cd, Zn, and Cu are comparatively unavailable after oxygenation of the metal

sulfides. Similar results were recorded in contaminated sediments differing in redox potential, AVS, dissolved sulfides, and organic contents, suggesting that other metal ligands, in addition to AVS, are important for metal bioavailability and toxicity in anoxic and suboxic environments.

Wiener J G, William F, Watras C J, y R G Rada. 1990. Partitioning and bioavailability of mercury in an experimentally acidified Wisconsin Lake. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol. 9: 909-918.

Abstract— We studied the partitioning of mercury (Hg) among air, water, sediments and fish at Little Rock Lake, a clear water seepage lake in north-central Wisconsin. The lake was divided with a sea curtain into two basins, one acidified with sulfuric acid to pH 5.6 for two years and the other an untreated reference site (mean pH 6.1), to document the effects of acidification. Trace-metal-free protocols were used to measure Hg at the picomolar level in air and water. Total gaseous Hg in air samples averaged 2.0 ng/m³. Total Hg in unfiltered water samples collected in 1986 after the fall overturn averaged about 1 ng/L in the acidified and reference basins. Mercury in surficial sediments was strongly correlated with volatile matter content and ranged from 10 to about 170 ng/g (dry weight) in both basins. Total Hg concentrations in whole, calendar age-1 yellow perch (*Perca flavescens*), sampled after one year of residence in the lake, averaged 114 ng/g (fresh weight) in the reference basin and 135 ng/g in the acidified basin—a highly significant ($p < 0.01$) difference. The mean whole-body burden (quantity) of Hg in age-1 perch did not differ between basins after the first year, but was significantly greater in the treatment basin than in the reference basin after the second year of acidification. Differences between the two basins in the bioaccumulation of Hg were attributed to internal (within-lake) processes that influence the bioavailability of the metal. An initial Hg budget for the treatment basin of Little Rock Lake showed that atmospheric deposition and sedimentary remobilization of Hg are potentially important processes influencing its biogeochemical cycling and uptake by fish.

Keywords— Mercury Partitioning Lake Acidification Fish

Zillioux E J, D B Porcella, y J M Benoit. 1993. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. **Environmental Toxicology and Chemistry**. Vol 12 pp. 2245-2264.

Abstract— This literature review borrows from diverse fields because of the paucity of freshwater wetland studies on mercury cycling and effects. Peat cores provide an excellent means of dating mercury deposition temporal patterns. Conclusions about cycling suggest that a biogeochemical model would prove useful for evaluating wetland processes of mercury transformation and accumulation. Mercury methylation and the association of mercury with organic matter require additional research. Wetlands trap and release mercury, and its association with organic matter seems to affect the release rate. At high exposure, usually associated with laboratory studies or waste discharges, a variety of biotic toxic responses are observed. Predator species accumulate mercury predictably, and residue-effect relationships seem useful for an index of ecologic damage. More definitive conclusions require additional research to define the ecosystem properties that affect mercury transfer to wetland predators.

ANEXO 2.

**Fotografías de los puntos de muestreo en
el Río Coatzacoalcos, Ver y
en la Presa El Pedernalillo o La
Zacatecana, Zac.**

Coatzacoalcos, Veracruz.



Figura. 2.1. Frente a la Est. 1



Figura 2.2. Muestreo de Sedimentos Est.1



Figura 2.3. Frente a la Estación 2



Figura.2.4. Las Iguanas. Estación 2



Figura.2.5. Torres eléctricas. Estación 3



Figura 2.6. Sedimentos las Torres Estación 3



Figura. 2.7. Boca del brazo del río. Estación. 4



Figura 2.8 Frente a la boca. Estación 4



Figura 2.9 Desagüe Río Coatzacoalcos.
Estación 5



Figura.2.10. Río Coatzacoalcos. Estación 5

El Pedernalillo, La Zacatecana, Zacatecas.



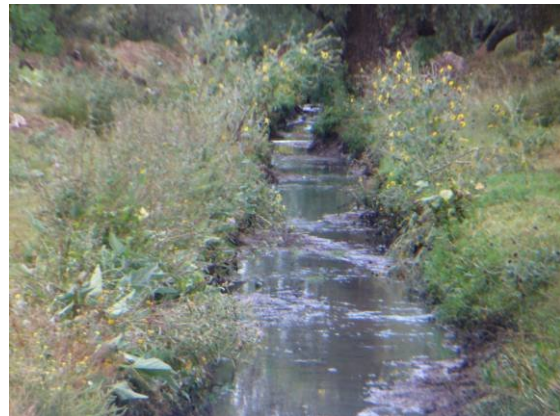
2.11. Presa Pedernalillo



2.12. Frente a la Mina. Estación 1



2.13. La Cortina. Estación 2



2.14. Canal aguas residuales. Estación 2



2.15. El Canal. Estación 3



2.16.. El canal. Estación 4



2.17. La entrada. Estación 5