



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE
HIDALGO

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES
AGROPECUARIAS Y FORESTALES

Coordinación de estudios de posgrado
**Programa Institucional de Maestría en Ciencias
Biológicas**



TESIS

**“METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN LA
COLUMNADA DE AGUA Y SEDIMENTO EN EL
MEANDRO DEL RÍO LERMA, LA PIEDAD,
MICHOACÁN”**

QUE PRESENTA:

BENJAMÍN VILLALOBOS CASTAÑEDA

**COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS.**

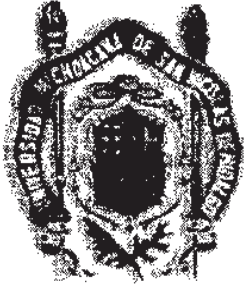
TUTOR:

DR. OTONIEL BUENROSTRO DELGADO

CO-TUTOR:

DR. RAÚL CORTÉS MARTÍNEZ

Abril de 2011.



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas

DR. HÉCTOR EDUARDO MARTÍNEZ FLORES
COORDINADOR GENERAL DEL PROGRAMA INSTITUCIONAL DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
P R E S E N T E

Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "Metales pesados y arsénico en la columna de agua y sedimento en el meandro del Río Lerma, La Piedad, Michoacán" presentado por el BIOL. BENJAMÍN VILLALOBOS CASTAÑEDA, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Maestro en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a usted un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E

Morelia, Michoacán, a 09 de marzo de 2011

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA

Dr. Otoniel Buenrostro Delgado

Dr. Raúl Cortés Martínez

Dra. Ruth Alfaro Cuevas Villanueva

Dra. Verónica Martínez Miranda

Dra. María del Carmen Bartolomé Camacho

DEDICATORIA

Este trabajo esta dedicado a:

A la memoria de mis padres Ofelia[†] y Benjamín[†].

Mis hermanos Juan, María Elena, Raúl, Adriana y Ofelia.

Mis profesores, compañeros y amigos del Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo en el Instituto de Investigaciones Químico Biológicas de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, bajo la dirección y colaboración del Dr. Otoniel Buenrostro Delgado, Dr. Raúl Cortés Martínez y la Dra. Ruth Alfaro Cuevas Villanueva.

Agradezco a las autoridades de las instituciones involucradas las facilidades brindadas para la elaboración de esta tesis.

Al apoyo brindado por el Proyecto FOMIX 73881 “Saneamiento de la cuenca del río Lerma en el municipio de La Piedad, Michoacán” 2008-2010.

Instituto de Investigaciones Químico-Biológicas (IIQB-UMSNH), Instituto de Geología de la UNAM, Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales (IIAF-UMSNH), Plan Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas (PIMCB- UMSNH) y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

A mis hermanos Juan, María Elena, Raúl, Adriana y Ofelia por su apoyo y motivación.

A mis sinodales Dra. Veronica Martinez Miranda y Dra. Carmen Bartolomé por guiarme y brindarme el apoyo para realizar este trabajo.

A mis compañeros Alejandra, Adriana, Susana, Yocupitzia, Alejandro y Vania por su amistad y tiempo compartido.

Al Laboratorio de Edafología de la Facultad de Biología: A la Dra. María Alcalá de Jesús, Martha, Mariela y Ana por su amistad y apoyo aportado a este trabajo.

A los estudiantes de verano (2009) María de Jesús, Karen, Abel, Juan, Elena y con especial cariño a Ixchel, verano (2010) Diana, Yesenia, Alberto y Miguel por su amistad y apoyo brindado.

Al laboratorio de: A la Dra. Isabel Israde Alcántara, M.C. Neftalí Razo Pérez por su atención y las facilidades para realizar parte del trabajo.

A Selene y Vianey por el apoyo y tiempo compartido en laboratorio.

CONTENIDO

I. RESUMEN GENERAL.....	1
II. SUMMARY	3
III. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	4
IV. PLANTEAMIENTO DE HIPÓTESIS.....	15
V. OBJETIVOS	16
V.1. General	16
V.2. Particulares	16
VI. RESULTADOS.....	17
VI.1. CAPÍTULO I	
PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS, METALES PESADOS Y	
ARSÉNICO EN LA COLUMNA DE AGUA DEL MEANDRO DEL RÍO	
LERMA EN LA PIEDAD, MICH.....	17
RESUMEN	17
ABSTRACT	18
VI.1.1. INTRODUCCIÓN	19
VI.1.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
VI.1.2.1. Área de estudio.....	21
VI.1.2.2. Plan de muestreo	21
VI.1.2.2.1. Selección de los sitios de muestreo	21
VI.1.2.3. Parámetros	22
VI.1.2.4. Toma de muestras de agua	23
VI.1.2.5. Procedimiento general para el análisis de agua.....	23
VI.1.2.6. Digestión ácida de las muestras de agua.....	24
VI.1.2.7. Determinación de metales pesados y arsénico	24
VI.1.2.8. Análisis estadístico	24
VI.1.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
VI.1.3.1. Parámetros fisicoquímicos en agua.....	25

VI.1.3.1.1. ANOVA de parámetros fisicoquímicos	27
VI.1.3.2. Metales pesados y arsénico	30
VI.1.3.2.1. ANOVA de metales pesados y arsénico	36
VI.1.3.2.2. Análisis clúster de metales pesados y arsénico en agua	38
VI.1.4. CONCLUSIONES.....	40
VI.1.5. LITERATURA CITADA.....	41
VI.2. CAPÍTULO 2	
METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS DEL	
MEANDRO DEL RÍO LERMA EN LA PIEDAD, MICHOACÁN,	
MÉXICO.....	46
RESUMEN.....	46
ABSTRACT	47
VI.2.1. INTRODUCCIÓN	48
VI.2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	51
VI.2.2.1. Área de estudio.....	51
VI.2.2.2. Plan de muestreo	52
VI.2.2.2.1. Selección de los sitios de muestreo	52
VI.2.2.3. Parámetros	52
VI.2.2.4. Toma de muestras de sedimento	52
VI.2.2.5. Procedimiento general para el análisis de sedimentos	53
VI.2.2.6. Determinación de metales pesados y arsénico	53
VI.2.2.7. Análisis estadístico	53
VI.2.2.8. Factor de Enriquecimiento (FE) e Índice de Geoacumulación	
(<i>Igeo</i>)	54
VI.2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	55
VI.2.3.1. Descripción de la muestra	55
VI.2.3.2. Concentración de metales pesados y arsénico	58
VI.2.3.2.1. ANOVA de metales pesados y arsénico	66
VI.2.3.2.2. Análisis clúster de metales pesados determinados por	
FRX	70
VI.2.3.3. Factor de Enriquecimiento (FE) e Índice de Geoacumulación	

(Igeo)	71
VI.2.4. CONCLUSIONES.....	80
VI.2.5. LITERATURA CITADA.....	81
VI.3. CAPÍTULO 3	
ESPECIACIÓN DE METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN	
SEDIMENTOS DEL MEANDRO RÍO LERMA EN LA PIEDAD,	
MÉXICO.....	87
RESUMEN	87
ABSTRACT	88
VI.3.1. INTRODUCCIÓN	89
VI.3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	94
VI.3.2.1. Área de estudio.....	94
VI.3.2.1.1. Selección de los sitios de muestreo	95
VI.3.2.2. Extracción secuencial de sedimentos	95
VI.3.2.3. Fases disponible y no disponible de metales pesados y arsénico	
VI.3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	96
VI.3.3.1. Metales pesados y arsénico fraccionados determinados por	
AAS.....	97
VI.3.3.2. Fases disponible (FD) y no disponible (FND) de metales	
pesados y arsénico.....	114
VI.3.4. CONCLUSIONES.....	125
VI.3.5. LITERATURA CITADA.....	126
VII. DISCUSIÓN GENERAL.....	131
VIII. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES	133
IX. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA	134
ANEXO A: GUÍAS DE CALIDAD DE AGUA Y SEDIMENTO.....	138
ANEXO B: TABLAS DE RESULTADOS	144

I. RESUMEN GENERAL

Debido a la contaminación que sufre el río Lerma, las condiciones del sedimento, del agua y organismos vivos se han deteriorado provocando una disminución de su calidad, alteración de las cadenas tróficas y desaparición de organismos acuáticos. En este trabajo se realizó una evaluación del contenido de metales pesados en agua y sedimentos en el meandro del río Lerma en La Piedad de Cabadas, Michoacán, donde se definió la dinámica especial y temporal de los metales en estos componentes, estableciendo los sitios que exceden los criterios internacionales recomendados y su nivel de contaminación. La importancia de analizar metales pesados radica en que estos resultan dañinos a la salud y el ecosistema debido a su persistencia y toxicidad. Es importante recalcar que existen pocos estudios de este tipo en la cuenca del Lerma, en especial en el Estado de Michoacán y es escasa la información de metales pesados y arsénico en agua y sedimento en la zona de estudio. Con base en los resultados obtenidos y análisis realizados, el año 2009 se considera un año de sequía, la poca profundidad mostrada en temporadas de estiaje y precipitación pluvial no rebasó el metro de profundidad, en cuanto a parámetros físicoquímicos, solo el oxígeno disuelto mostró variaciones estadísticas significativas entre sitios y no representan diferencias en las características de agua de los sitios estudiados. Se detectaron concentraciones en agua de zinc y arsénico en todos los muestreos realizados en los ocho sitios y los resultados de las pruebas estadísticas indican diferencias y similitudes entre precipitación pluvial y estiaje. A las muestras de sedimento se les realizó una caracterización física y se determinaron los metales pesados Cr, Ni, Cu, Zn y Pb por fluorescencia de rayos X (FRX) y Fe y As por espectrofotometría absorción atómica (AAS). Los sedimentos resultaron de color gris en su mayoría y con texturas de arcilla, en la mayoría el pH fue neutro. Las concentraciones de metales y arsénico se compararon con los criterios de protección para sedimentos en agua dulce, como los niveles de bajo efecto (LEL) y efecto severo (SEL), las concentraciones de Fe, Zn, Cu, Ni y Pb en algunos sitios rebasaron el nivel de bajo efecto de en muestreos de lluvias y estiaje y menor grado el nivel de efecto severo. Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre muestreos para Fe y As y entre sitios para Ni, Cu, Zn y Pb. El análisis clúster con Cr, Ni, Cu, Zn y Pb indicó similitudes entre sitios de diferentes muestreos y entre diferentes sitios de un muestreo. De acuerdo al factor de enriquecimiento (FE), existe enriquecimiento en el siguiente orden $Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > As$, mostrando el mayor

enriquecimiento en sitios de la parte media del meandro, especialmente en el sitio CM. El índice de geoacumulación (*I_{geo}*) indica contaminación en el orden Zn>Cr>Cu>Ni>As>Pb, similar al enriquecimiento, con los valores más elevados en la parte media del meandro en los sitios CM, PUR y MAL. Este trabajo presenta de manera breve el grado de contaminación de metales pesados y arsénico en el meandro del río Lerma en La Piedad, Michoacán, con menor contaminación en el dren y a la salida del meandro y valores notables en la parte media cerca de la ciudad.

II. SUMMARY

Suffering severe pollution affects the Lerma river sediment conditions, water and living organisms have deteriorated causing a decline in their quality, alteration of food webs and disappearance of aquatic organisms. Assessment was made of heavy metals in water and sediments in the bend of the river Lerma meander in La Piedad, Michoacán, studying the spatial and temporal dynamics of metals, we identified the sites that exceed international standards and recommended level of contamination. Heavy metals are harmful to health and the ecosystem due to their persistence and toxicity. Also, there are few studies of its kind in the Lerma basin, especially in the State of Michoacan, is little information on heavy metals and arsenic in water and sediment in the study area. In 2009, the results indicate a drought year, with little depth in dry spells and rainfall (less than 1 m). Physiochemical parameters, only dissolved oxygen showed statistically significant variations between sites and do not represent differences in the characteristics of water in the studied sites. Were detected in water concentrations of zinc and arsenic in all samples taken and the statistical tests indicate differences and similarities between rainfall and drought. Was performed the physical characterization of sediments and heavy metals were determined Cr, Ni, Cu, Zn and Pb by X-ray fluorescence (XRF) and Fe and As by atomic absorption spectrophotometry (AAS). The concentrations of metals and arsenic were compared with the protection criteria for freshwater sediments, and low effect levels (LEL) and severe effect (SEL), the concentrations of Fe, Zn, Cu, Ni and Pb in some places exceeded the low-level effect in samples of rain and drought and less severe effect level. Statistically significant differences were found between samples for Fe and As and between sites for Ni, Cu, Zn and Pb. The cluster analysis with Cr, Ni, Cu, Zn and Pb indicated similarities between different sampling sites and between sampling sites. According to the enrichment factor (EF), there is enrichment in the following order Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > As, showing the greatest enrichment sites in the middle of the meander, especially in the CM site. Geoaccumulation index (Igeo) indicates contamination in the order Zn > Cr > Cu > Ni > As > Pb, similar to the enrichment, with the highest values in the middle of the bend in the CM sites, PUR and MAL. This paper presents the degree of contamination of heavy metals and arsenic in the Lerma river meander in La Piedad, Michoacán, less pollution in the drain and out of the meander and remarkable values in the middle near the city.

III. INTRODUCCIÓN GENERAL

El Río Lerma se localiza en la parte central de México dentro de la cuenca Lerma-Chapala abarcando una extensión de 53,501.3 km², lo que representa el 2.73% del territorio nacional. La biodiversidad de la cuenca es extensa, ofreciendo numerosos servicios ambientales a la población. Después de siglos de ocupación y manejo de los recursos naturales, son evidentes las alteraciones de sus condiciones originales; sin embargo, aún quedan remanentes cuyo estudio es indispensable en la búsqueda de su rehabilitación ambiental (Cotler *et al.*, 2006). La extracción aproximada de agua en la cuenca del Lerma, incluida la originaria del lago de Chapala, asciende a 7 968 mm³, de ese volumen, 82% se destina al riego, 14% al abastecimiento de agua potable y 3.9% al uso industrial. Alberga 11% de la población y comprende territorios de cinco jurisdicciones estatales, políticamente comprende territorio de los estados de Guanajuato (43%), Michoacán (30%), Jalisco (13%), Estado de México (10%), y Querétaro (4%), abarcando una superficie total de 54,444 km² (Fig. 1), que incluye alrededor de 206 municipios presentando un conflicto agudo en tres principales vertientes la territorial, la del uso y la económica (DOF, 2006; Escobar, 2006; Hidalgo *et al.*, 2009).

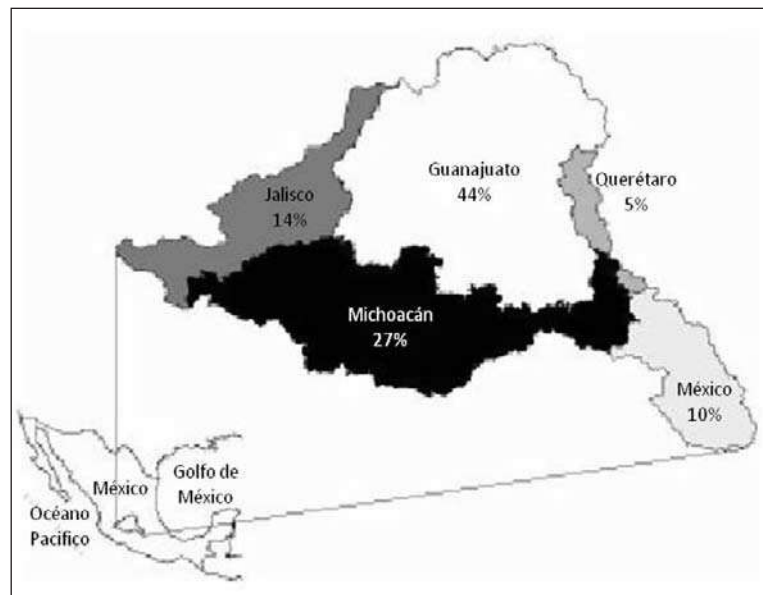


Fig. 1.- Zona hidrológica Río Lerma-Chapala

Se han realizado estudios sobre concentraciones de metales disueltos en agua en el curso alto del río Lerma (CARL) donde industrias y municipios vierten sus aguas residuales. De acuerdo con González *et al.*, (2006). Los problemas ambientales derivados del contaminado río Lerma se han agudizado. Esto ha incidido fuertemente en problemas de salud pública en la región.

Ante la grave situación, el ayuntamiento de La Piedad, contrató en el año 2003 al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIDIR), dependiente del Instituto Politécnico Nacional, para realizar la evaluación física, química y biológica del Río Lerma (meandro) a la altura de la Ciudad de la Piedad y realizar un estudio respecto de la integración de dicho cauce a la dinámica urbana de La Piedad (Fondo Mixto CONACYT, 2007).

En estudios sobre presencia de metales pesados y análisis fisicoquímicos a lo largo del río Lerma se observó que los sitios más contaminados son las localidades del inicio del Lerma (Alto Lerma), Salamanca y La Piedad (medio Lerma). El análisis de los metales pesados de los sedimentos del río Lerma registró concentraciones máximas de plomo de 1.7 mg/kg en la localidad de Hornitos ubicada cerca de La Piedad. De acuerdo a estudios (Israde-Alcántara *et al.*, 2011) el río Lerma presenta mala y pésima calidad de agua. Sin embargo, no se tiene la información suficiente hasta el momento para determinar los niveles de contaminación por metales pesados en la zona del meandro, que permitan establecer los riesgos potenciales para la salud y el ecosistema.

La cuenca ha llevado a una sobreexplotación de los recursos superficiales y subterráneos, que ponen en peligro tanto al medio ambiente como la sustentabilidad de la región a largo plazo. Esta situación crítica está estrictamente relacionada con el uso del agua en la cuenca, donde el uso principal es agrícola con una alta densidad de distritos de riego, especialmente en el área del Bajío con 66% de los distritos de riego de toda la cuenca (Hansen y Van Afferden, 2005).

Actualmente, la cuenca se identifica como altamente contaminada, se mantiene bajo una fuerte presión sobre sus recursos hídricos y naturales. La disponibilidad del agua superficial está declarada como nula y gran parte de los acuíferos que se localizan dentro de ella se encuentran sobreexplotados. Los altos niveles de contaminación de origen agrícola, industrial y urbano que se registran en la región están afectando el aprovechamiento y utilidad del agua y representan grandes riesgos para la salud de sus habitantes, así como para la supervivencia de plantas y otros seres vivos característicos de la zona (Hidalgo *et al.*, 2009).

En la fig. 2 se muestran las 19 cuencas y se agrupan en 3 subzonas: Alto, Medio y Bajo Lerma. Las cuencas A a E, más las cuencas cerradas Q y R constituyen la subzona Alto Lerma; las cuencas F a N forman el Medio Lerma y el Bajo Lerma está integrado por las cuencas restantes Ñ, O y P (DOF, 2006). Considerando los puntos de control existentes (presas, embalses o estaciones hidrométricas), así como la calidad y cantidad de la información histórica disponible en estos puntos, la zona se subdivide en 19 cuencas, incluyendo las cuencas cerradas de Cuitzeo y Pátzcuaro.

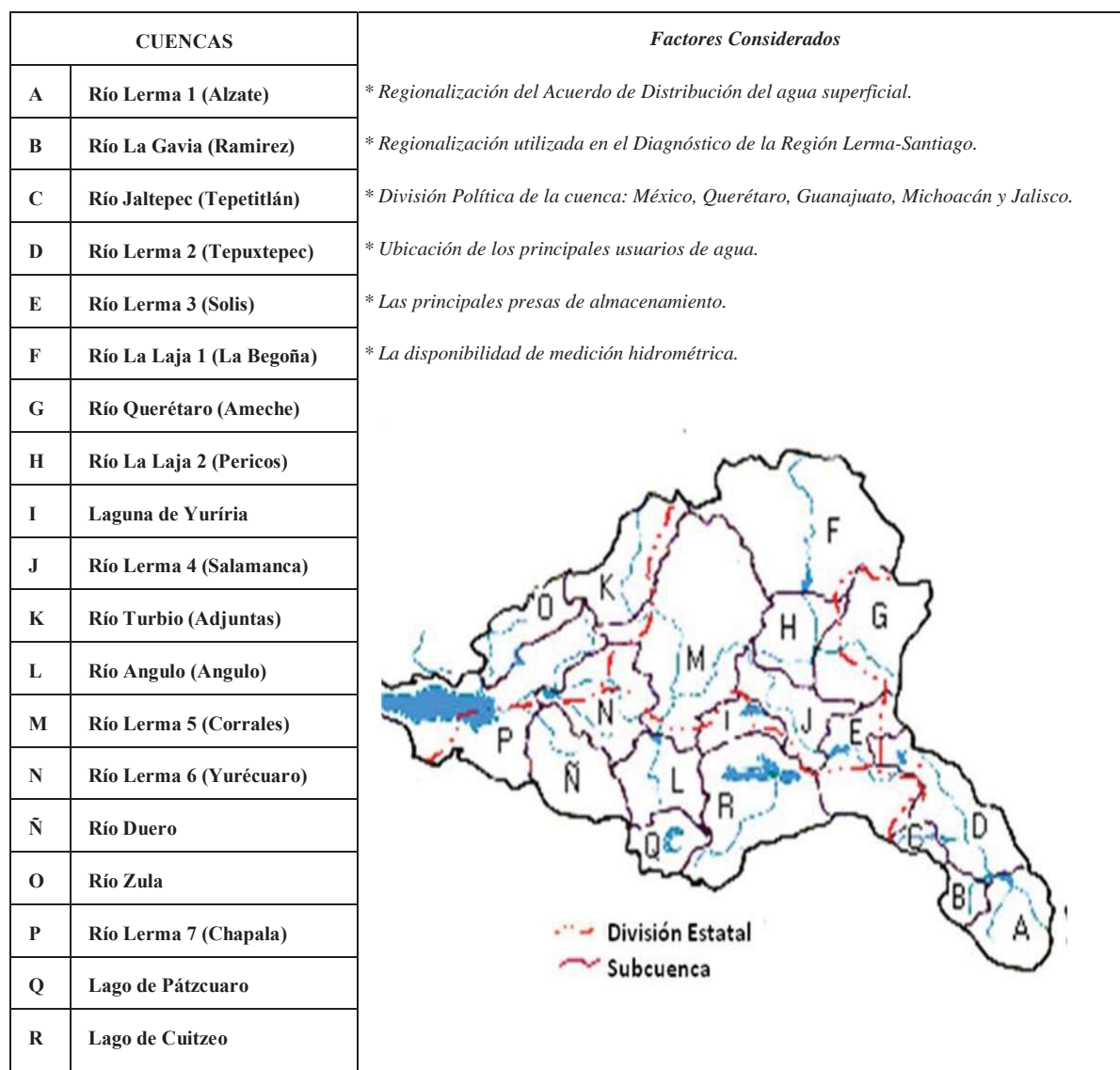


Fig. 2.- Regionalización de la zona hidrológica Río Lerma-Chapala (DOF, 2006).

El agua en la cuenca ha sido contaminada durante varias décadas debido a las descargas de ciudades, industrias y agricultura. A pesar de los esfuerzos que se han realizado para incrementar en número y capacidad las plantas de tratamiento en la cuenca, hoy día son desechadas cantidades importantes de aguas residuales sin tratamiento alguno. Otra causa que origina el deterioro en la calidad del agua, es la erosión, que puede ser considerada como uno de los problemas ecológicos más serios en la cuenca y que afecta los recursos naturales y la calidad del agua (Hansen y van Afferden, 2005). El agua puede ser contaminada por metales: el zinc, cobre, selenio, cromo y manganeso son algunos de los oligoelementos esenciales para la vida. Además de los metales esenciales, el agua de uso y consumo humano puede contener metales tóxicos que pueden causar una serie de enfermedades en el ser humano (Segura-Muñoz, 2003).

Se considera metal pesado, aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 g/cm^3 cuando esta en forma elemental o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0.1% y por lo general, menor a 0.01%. Conjuntamente, hay otros elementos químicos que aunque son metales ligeros o no metales, pueden englobarse en la misma categoría al presentar orígenes y comportamientos semejantes, caso del As, Ba y Se (Pérez, 2005).

Dentro del concepto de metales pesados pueden diferenciarse dos categorías: 1) Los oligoelementos: requeridos por los organismos vivos en pequeñas cantidades, normalmente a nivel de trazas (principalmente As, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn) los cuales, se vuelven tóxicos al superar cierto valor límite y los metales pesados sin función biológica conocida: su presencia en organismos vivos conduce a disfunciones de su sistema biológico, conjuntamente hay otros altamente tóxicos y tienden a acumularse en los organismos (Cd, Hg, y Pb). Los metales pesados forman parte de la corteza terrestre como constituyentes naturales y se distribuyen por la atmósfera, hidrosfera, litosfera y biosfera, a través de los ciclos biogeoquímicos. El arsénico es un elemento con propiedades de metaloide, presente en la corteza terrestre (0.0005 %), generalmente se encuentra presente en minerales como la arsenopirita (FeAsS) y como trióxido de arsénico (As_2O_3), y puede obtenerse del procesamiento de minerales que contienen Cu, Pb, Zn, Ag y Au. La exposición crónica al As provoca cáncer, enfermedades cardiovasculares y disturbios neurológicos (Volke *et al.*, 2005).

La contaminación de ambientes acuáticos con metales pesados se ha convertido en un problema a nivel mundial en años recientes, porque estos son indestructibles y la mayor parte tienen efectos tóxicos en los organismos. Una cantidad de los contaminantes en el ambiente concierne a metales pesados debido a su efecto potencialmente tóxico y su habilidad para bioacumularse en ecosistemas acuáticos. Los metales pesados en ecosistemas acuáticos usualmente son monitoreados mediante la determinación de su concentración en agua, sedimentos y organismos, generalmente existen bajos niveles en agua y considerables en sedimentos y organismos. Los metales pesados incluyen elementos esenciales y no esenciales que tienen una significancia particular en ecotoxicología, desde que estos son altamente persistentes y todos tienen el potencial para ser tóxicos en organismos vivos (Öztürk *et al.*, 2009). Los metales pesados son elementos naturales que podemos encontrar distribuidos en el ambiente. El término de metal pesado refiere a cualquier elemento químico metálico que tenga una relativa alta densidad y sea tóxico o venenoso en concentraciones bajas. Estos no pueden ser degradados o destruidos y en un grado pequeño se incorporan a nuestros cuerpos vía alimento, agua potable y el aire. En los ecosistemas acuáticos los metales pesados pueden estar presentes debido a procesos naturales tales como la actividad volcánica, la erosión, también por desechos industriales y depósitos de aguas residuales. La importancia de estudiar sus concentraciones en el ambiente acuático se debe a que éstos son potencialmente tóxicos para los organismos, los cuales al ser expuestos a estos contaminantes metálicos, pueden acumularlos en sus tejidos incluso a concentraciones más altas que las que normalmente se encuentran en el ambiente, proceso conocido como bioacumulación. Esto es un problema para los organismos acuáticos y el ser humano ya que consume algunos de estos (Boada *et al.*, 2007; García, 2009). Los organismos vivos requieren ciertas cantidades de algunos iones metálicos para realizar eficazmente los procesos fisiológicos, un exceso de metales pesados causa estrés que se manifiesta en forma subletal o letal. Las concentraciones excesivas de metales pesados en agua y sedimentos afectan a los organismos acuáticos de diferentes maneras, desde la disminución de su metabolismo y crecimiento, hasta la muerte. En la fauna acuática como los peces, las concentraciones elevadas de metales pueden causar la asfixia debido a la coagulación de las mucosidades sobre las branquias (Scelso, 1997; García, 2009).

Después de la introducción de trazas de contaminantes metálicos en un río, ya sea a través de fuentes naturales o antropogénicos, la partición se realiza entre fases acuosa (columna de agua e intersticial) y fases sólidas (sedimentos, partículas en suspensión y biota). Dependiendo de la hidrodinámica, los procesos biogeoquímicos y las condiciones ambientales (redox, pH, salinidad y temperatura) de los ríos, los sedimentos son reconocido como un importante sumidero de metales pesados en los sistemas acuáticos, así como una potencial fuente no puntual que puede afectar directamente al agua que lo cubre (Chunye *et al.*, 2008).

La calidad del agua es monitoreada en estaciones operadas por la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad de Agua de la Comisión Nacional del Agua (CNA). El grado de contaminación se evalúa a partir de un promedio ponderado de los Índices de Calidad de Agua (ICA) de 18 parámetros. De acuerdo con esta clasificación, el río Lerma y los tributarios, que forman parte de la red, se califican en su mayor parte como “contaminados”. Sin duda, en el ámbito local existen zonas “muy contaminadas” cerca de descargas puntuales. El ICA está siendo utilizado por la CNA como principal indicador de la calidad en los cuerpos de agua. Sin embargo, “calidad del agua” incluye también otros parámetros que no se monitorean en forma rutinaria, por ejemplo sustancias indicadoras de giros específicos como es el caso del cromo en la industria peletera o de plaguicidas organoclorados en la agricultura e hidrocarburos derivados de la refinación y de plantas generadoras de energía eléctrica (Hansen y Van Afferden, 2005). La CNA evaluó la calidad del agua en la cuenca, se identificó que la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO) muestran afluencia antropogénica, pues el agua se ve afectada por la presencia de centros urbanos e industriales. Estos parámetros permiten reconocer gradientes que van desde una condición relativamente natural, hasta agua con indicios importantes de descargas de aguas residuales municipales y no municipales. En el año 2005, la Red Nacional de Monitoreo reportó la operación de estaciones en diferentes cuerpos de la cuenca, tomando en cuenta los análisis de DBO_5 y DQO, se encontraron cuerpos de agua con calidad excelente, buena calidad, aceptable, contaminada (cerca del 50%) y fuertemente contaminada.

En términos de estos parámetros el río Lerma se encuentra fuertemente contaminado en la parte alta (Edo. de México), mejorando su calidad hacia la parte media y baja. Posteriormente,

los cuerpos de agua incrementaron su nivel de contaminación en relación con la DQO lo que es indicativo de presencia de descargas de tipo industrial en la parte media del río Lerma considerando una calidad de agua contaminada (río Grande de Morelia), y mejorando en la parte baja (Mejía *et al.*, 2006).

Las Normas Oficiales Mexicanas en materia de agua establecen los límites máximos permitidos de contaminantes en descargas de aguas residuales de diferentes orígenes a cuerpos receptores. Los valores expresados en las Normas para los diferentes parámetros se definen no solamente considerando el origen del agua, sino considerando las características del cuerpo receptor, su capacidad de autopurificación o asimilación de las sustancias, o en base a criterios de calidad de agua recomendados para ecosistemas acuáticos naturales. A nivel internacional se exige como mínimo un tratamiento secundario de los efluentes de origen municipal e industrial o con la mejor tecnología disponible. Cuando existen algunos contaminantes en el agua residual no contemplados en la Norma, se fijan Condiciones Particulares de Descarga, para esas sustancias, de tal manera que no se altere el equilibrio ecológico (Alfaro, 2002). La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas (ANEXO A: Cuadro 1). Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales.

Las concentraciones de metales en organismos en uno de los más importantes indicadores de niveles de contaminación en sistemas de agua dulce. Existen concentraciones recomendadas de metales en agua para consumo humano (Öztürk *et al.*, 2009) (ANEXO A: Cuadro 2). Tradicionalmente, el interés en relación con los recursos acuáticos en ecosistemas de agua dulce se ha enfocado principalmente en la calidad de agua. Los esfuerzos a menudo eran dirigidos en asegurar la potabilidad de agua superficial o fuentes de agua subterránea. Posteriormente, el alcance de estas iniciativas se amplió para incluir la protección de organismos acuáticos y la calidad de agua para su empleo agrícola, industrial, y recreacional. En años recientes, el interés en relación con la salud y la vitalidad de ecosistemas acuáticos han comenzado a resurgir. Uno de los motivos principales para esto es que muchas sustancias

químicas tóxicas y bioacumulables (metales pesados, plaguicidas, etc.), que son encontrados en cantidades traza en el agua, pueden acumularse en sedimentos a niveles elevados. Sin embargo, estas sustancias químicas siguen persistiendo en el ambiente. Estos y otros contaminantes entran el agua en descargas industriales y municipales, agrícolas y por deposición atmosférica de fuentes remotas. Debido a sus propiedades físicas y químicas, estas sustancias tienden a acumularse en sedimentos. Además de suministro para sustancias químicas, los sedimentos también pueden servir como fuente potencial de agentes contaminantes a la columna de agua cuando las condiciones de la red fluvial cambian (durante períodos de anoxia y precipitación pluvial) (EPA, 2002). A nivel mundial existen organizaciones, agencias, instituciones, leyes dedicadas a la protección del medio ambiente, la protección de los recursos naturales y de los seres vivos, en ellas se maneja gran cantidad de información sobre sustancias tóxicas. La Organización Mundial de la Salud (OMS). En los Estados Unidos la EPA “*Environmental Protection Agency*” (Agencia de Protección Ambiental), la NOAA “*National Oceanic and Atmospheric Administration*” (Administración Nacional Oceánica y Atmosférica del Departamento de Comercio); en Europa la EC “*European Commission*” (Comisión Europea); en Turquía la WPCL “*Water Pollution Control Legislation*” (Legislación para el Control de Contaminación del Agua). La clasificación de diferentes tipos de ecosistemas se realiza según el nivel de perturbación humana obteniendo diferentes niveles de protección y esto proporciona la guía sobre la calidad del agua y los tóxicos a tratar en ecosistemas acuáticos degradados (ANZECC y ARMCANZ, 2000) (ANEXO A: Cuadro 3). La NOAA identifica impactos potenciales a recursos costeros y hábitats probablemente para ser afectado por desechos peligrosos. Para proteger de sustancias que pueden amenazar los recursos naturales, las concentraciones en ecosistemas son comparados con niveles recomendados. Las tablas SQUIRT’s se organizan de versiones anteriores y muestran referencias de numerosas fuentes nuevas que se incorporan. Las tablas presentan referencias con diferentes grados de protección (NOAA, 2008) (ANEXO A: Cuadro 4). El Anteproyecto de norma oficial mexicana que establece criterios para determinar niveles de limpieza para la remediación de suelos contaminados por metales y otros. Los niveles van desde la aplicación de niveles de referencia que esta norma presenta, la determinación del nivel de fondo del sitio o el cálculo de los niveles específicos del sitio con base en el riesgo. En función de lo anterior es necesario establecer opciones para determinar niveles de limpieza,

donde se definan alternativas que el responsable puede aplicar para determinar los niveles de limpieza a los cuales se debe remediar el suelo (DOF, 2003) (ANEXO A: Cuadros 5 y 6). En la guía de calidad y manejo de sedimentos acuáticos, los sedimentos contaminados son señalados como un problema ambiental mayor. Debido a la persistencia y toxicidad de estas sustancias y su largo periodo de duración, al estar en los sedimentos pueden ser acumulados por organismos vivos como peces y organismos que habitan en el fondo y en los sedimentos. Estos contaminantes pueden ser transferidos a los peces después de que estos se alimentan de organismos que habitan o están en contacto con los sedimento. De esta forma, estos químicos también pueden ser transferidos a las aves, otros animales que habitan el ecosistema y los humanos que se alimentan de ellos. En este proceso conocido como biomagnificación, algunos organismos pueden acumular niveles de químicos persistentes en agua o sedimentos. Las concentraciones de metales pesados y gradientes de toxicidad recomendados por la guía de calidad y manejo de sedimentos acuáticos de Canadá (Persaud, *et al.*, 1993 y Persaud, *et al.*, 2002) (ANEXO A: Cuadro 7). Los niveles de metales pesados y gradientes de toxicidad presentados por la NOAA para sedimentos en cuerpos de agua van de acuerdo al efecto que presentan: LEL “Lowest Effect Level” (nivel de efecto bajo), TEC “Threshold Effect Concentration”(concentración de efecto umbral), PEC “Probable Effect Concentration”(concentración de efecto probable) y SEL “Severe Effect Level” (nivel de efecto severo) (NOAA, 2008) (ANEXO A: Cuadro 8).

Se realizó un estudio con la propuesta de un sistema milimétrico para la bioevaluación de la contaminación en condiciones de sequía, lluvia y postlluvia en el cause principal de la cuenca Lerma-Chapala, se seleccionaron siete localidades de trabajo en el río Lerma abarcando la cuenca alta, media (que incluye la localidad de La Piedad) y baja, incluyendo en esta ultima al lago de Chapala donde se agregaron tres sitios mas, cubriendo el río Lerma en un amplio intervalo altitudinal, climático y geológico de la cuenca, lo que representa los diversos grados de contaminación, reflejo de las diferentes actividades antropogénicas a lo largo de la misma. Los muestreos se hicieron durante los meses de mayo, julio y noviembre de 1999. Se incluyeron siete determinaciones fisicoquímicas para el calculo de un Índice de Calidad del Agua (ICA), un Índice Biótico Extendido (IBE) a partir de las comunidades macrobentónicas y la aplicación de bioensayos con semillas de sorgo, los resultados indicaron que a nivel del ICA se presentó una diferencia grande entre el río y el lago; en sequía, el río quedó en la

escala de contaminado a altamente contaminado, incluyendo su entrada al lago de Chapala, el resto del lago quedó en el intervalo entre poco contaminado y aceptable, e tanto que en lluvia y postlluvia el río mejoró y quedó en el intervalo de contaminado a poco contaminado, y la totalidad del lago se mantuvo entre poco contaminado y aceptable. De acuerdo al IBE aplicado al río, la cuenca alta estuvo en el intervalo de contaminada a severa contaminación, en tanto que las cuencas media y baja, lo mantuvieron en altamente contaminado; durante los meses de julio y noviembre las condiciones mejoraron ligeramente. De acuerdo al ICA, IBE y bioensayos del mes de mayo, la zona más contaminada del río correspondió a la cuenca media (López- Hernández *et al.*, 2007).

El río Lerma recibe descargas de aguas residuales municipales e industriales. Las zonas industriales descargan corrientes de desecho con altas concentraciones de metales pesados, afectando al ecosistema acuático y provocando un riesgo para la salud de las poblaciones asentadas en los alrededores. Por ello, es necesario realizar estudios sobre el contenido de metales pesados, su dinámica en el cuerpo de agua, así como en sus componentes. Esto ayuda a reconocer la importancia de la vigilancia, control de contaminantes y para establecer el uso de tecnologías adecuadas para su remediación y así alcanzar un desarrollo sustentable. El objetivo de este trabajo fue determinar la disponibilidad de metales pesados y arsénico, y evaluar las concentraciones de metales pesados y arsénico en agua y sedimentos del meandro del Río Lerma en La Piedad, Michoacán. La concentración de metales y arsénico se comparó con valores guía de las tablas de referencia para el monitoreo de agua y sedimentos “SQUIRT’s” de la Administración Nacional de EUA para los Océanos y la Atmósfera (NOAA), además de definir su posible dinámica y establecer niveles de contaminación de acuerdo estos criterios internacionales. Se aplicaron herramientas estadísticas como el análisis de varianza (ANOVA), análisis de correlación múltiple y análisis clúster. El ANOVA representa modelos estadísticos y sus procedimientos asociados, en el cual la varianza está particionada en ciertos componentes debidos a diferentes variables y sirve para comparar si los valores de un conjunto de datos numéricos son significativamente distintos a los valores de otro o más conjuntos de datos. La correlación entre las variables (parámetros fisicoquímicos, metales pesados, etc.), ayuda a identificar variables explicativas obteniendo información útil para caracterizar los sitios estudiados. El Análisis Clúster clasifica sitios de muestreo en un número pequeño de grupos de forma que las observaciones

pertenecientes a un grupo sean muy similares entre sí y muy disimilares del resto. En este caso sirve para formar grupos de sitios de muestreo con características fisicoquímicas, concentraciones de metales y arsénico similares, de manera simultánea se observan las disimilitudes entre ellos.

La cuantificación o análisis cuantitativo de diferentes elementos o compuestos se puede llevar a cabo utilizando métodos espectroscópicos de absorción y emisión. Los de absorción atómica se basan en la cantidad de energía que absorbe el analito al pasar de un estado de menor energía a otro de mayor energía. En los casos de espectroscopia de emisión, donde se incluye la espectrometría de fluorescencia de rayos X, se cuantifica la energía liberada en forma de fluorescencia cuando el electrón pasa de un orbital de mayor energía a otro de menor energía. En este caso específico se requiere de una radiación de rayos X para producir fluorescencia en determinados materiales; la cual se utiliza con fines de identificación y de cuantificación. Entre las técnicas de espectroscopia atómica utilizadas convencionalmente para el análisis elemental están las de absorción atómica y la de inducción de plasma acoplado, las dos son destructivas, lo que se traduce en la pérdida de la muestra. Estas técnicas se han aplicado en la industria para determinar el contenido y la composición elemental con el fin de optimizar su explotación comercial o bien para control de calidad. Además es muy utilizada en diversas áreas como la farmacéutica, geología, materiales, forense, arqueología y análisis ambientales, entre otros (Meléndez y Camacho, 2009).

IV. PLANTEAMIENTO DE HIPÓTESIS

El río Lerma presenta contaminación por metales pesados y arsénico en agua y sedimentos debido a que recibe descargas de aguas residuales de industrias, poblaciones y escurrimientos agrícolas.

Los metales pesados y arsénico se acumulan en la columna de agua y en los sedimentos presentando concentraciones diferentes en ambos componentes.

Las concentraciones de metales pesados y arsénico en sedimentos manejan diferentes rangos de contaminación.

V. OBJETIVOS

V.1. General

Evaluar el nivel de contaminación por metales pesados y arsénico en agua y sedimentos del Río Lerma en el Municipio de La Piedad, Michoacán.

V.2. Particulares

1. Conocer las concentraciones de metales pesados y arsénico totales recuperables en agua y sedimentos.
2. Determinar la distribución espacial y temporal de metales pesados y arsénico en agua y sedimentos en los sitios de estudio.
3. Establecer si existen niveles de contaminación por metales pesados y arsénico en los sitios de estudio e identificar los que exceden los niveles recomendados para agua y sedimentos.

CAPÍTULO 1

VI. RESULTADOS

VI.1. CAPÍTULO 1

PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS, METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN LA COLUMNA DE AGUA DEL MEANDRO DEL RÍO LERMA EN LA PIEDAD, MICH.

RESUMEN

El río Lerma, cauce principal de la cuenca Lerma-Chapala, nace en las laderas del Nevado de Toluca en la laguna de Chignahuapan, al sureste de la ciudad de Toluca y desemboca en el Lago de Chapala. En este trabajo se realizó una evaluación del contenido de metales pesados y arsénico en agua en el meandro del río Lerma en La Piedad de Cabadas, Michoacán y su dinámica espacial, se determinaron los sitios que excedían los criterios internacionales recomendados y de esta manera se indicó el nivel de contaminación en el meandro. La variación de los parámetros físicoquímicos analizados *in situ* no representa diferencias en las características del agua de los sitios estudiados y existen similitudes entre sitios y muestreos en época de precipitación pluvial y estiaje. Fe, Zn, Cu y Cr rebasaron el criterio Criterio de concentración continua de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (CCC). Pb y Cd rebasaron en tres sitios los criterios CCC y CMC (Criterio de concentración máxima de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica). Zn y As mostraron diferencias entre sitios y similitudes de muestreos de precipitación pluvial y estiaje. En general, las mayores concentraciones de casi todos los metales traza se registraron en febrero, dentro de la temporada de estiaje, lo cual puede deberse a la falta de dilución que aportan las lluvias y a la evaporación, sin embargo, no se descarta el aporte de algunos metales debido al uso de fertilizantes y plaguicidas, así como a las actividades de procesamiento de carne.

ABSTRACT

The Lerma River, main channel of the Lerma-Chapala basin, born on the mountainside of Nevado de Toluca in Chignahuapan lake, southeast of Toluca City and ends into Lake Chapala. In this paper, it is presented an evaluation of the content of heavy metals and arsenic in water in the meander of the Lerma River at La Piedad, Michoacán and its spatial dynamics, there were identified the sites that exceeded the recommended international standards and thus indicated the level of pollution in the meander. The variation of physicochemical parameters analyzed *in situ* does not represent differences in water characteristics of the studied sites and there are similarities between sites and sampling times of rainfall and dry season. Fe, Zn, Cu and Cr exceeded the Continuous Concentration Criterion of the National Oceanic and Atmospheric Administration, CCC). Pb and Cd in three sites exceeded the criteria CCC and the Maximum Concentration Criterion of the National Oceanic and Atmospheric Administration (CMC). Zn and As showed similarities and differences between sampling sites of rainfall and dry season. In general, the highest concentrations of most trace metals were recorded in February, at the dry season, which may be due to the absence of dilution brought by the rain and evaporation, however, we do not have to eliminate the contribution of some metals due to the use of fertilizers and pesticides, as well as meat processing activities.

VI.1.1. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con las directrices de calidad del agua las concentraciones de metales traza son uno de los parámetros en los criterios de evaluación del estado ecológico de cuerpos de agua naturales. La característica fundamental de los metales traza es su persistencia (no biodegradables), una vez que entran en un sistema acuático, los metales traza se redistribuyen en la columna de agua (en forma de partícula o disuelta), posteriormente se depositan y acumulan en los sedimentos y en parte son consumidos por los seres vivos (Cukrov *et al.*, 2008). Los sedimentos acuáticos son depósitos de metales traza, sin embargo, a través de procesos biogeoquímicos puede ocurrir la removilización a la columna de agua (Ouyang *et al.*, 2006), lo que puede aumentar significativamente su concentración a niveles tóxicos para los organismos acuáticos. La determinación de la distribución espacial y temporal de las concentraciones de metales traza es importante para distinguir si son de origen natural o antropogénico. Los sistemas acuáticos naturales se caracterizan por concentraciones bajas de metales traza. Sin embargo, actualmente se desconocen las concentraciones de éstos en muchos sistemas acuáticos naturales (Cukrov *et al.*, 2008).

La cuenca del río Lerma ocupa amplias porciones del Estado de México, norte de Michoacán, sur de Querétaro, gran parte de Guanajuato, Jalisco, Colima y Aguascalientes, sur de Zacatecas y Durango y gran parte de Nayarit (González *et al.*, 2006). En el río Lerma descargan los drenajes municipales de: Toluca, Querétaro, Celaya, Salamanca, Irapuato, Pénjamo y La Piedad. El estudio realizado por Alcántara *et al.* (2011) indicó que el Río Lerma es una fuente crucial de abasto para irrigación y la industria en la región y a pesar de que existen algunas plantas de tratamiento, la mayoría en la región de Guanajuato, no se observan grandes diferencias en la entrada y salida en éstas de los drenajes que son vertidos directamente al río Lerma. El río lleva en su curso contaminantes disueltos, así como los que se depositan en los sedimentos los cuales se generan a partir de corredores industriales, fuentes agrícolas y descargas municipales. El río ha recibido atención prioritaria por la gran proporción de actividades agrícolas y ganaderas. Se cuentan 9200 industrias en torno a éste, 3500 empresas descargan sus subproductos sin previo tratamiento (Hansen y Van Afferden, 2005; Israde-Alcántara *et al.*, 2011). Entre 20 grandes ciudades de la zona sobresalen por parte del Estado de Michoacán, Morelia y La Piedad de Cabadas. Los municipios de Michoacán

conservan todavía un alto porcentaje de especialización en actividades agropecuarias (Cardona, 2006a; DOF, 2006). Los subsectores industriales más importantes en la cuenca son los productos metálicos, seguidos por los alimentos, bebidas y tabaco (Cardona, 2006b). Las mayores extracciones para el uso agrícola se realizan en los estados de Guanajuato y Michoacán, con más del 90% de la extracción media anual total de agua superficial y el 83% de la extracción media anual de agua subterránea (Israde-Alcántara *et al.*, 2011).

La calidad del agua a lo largo del río Lerma presenta diversos contrastes, en el nacimiento recibe descargas urbanas e industriales de Almoloya del Río, Santiago Tianguistenco, San Mateo Atenco, Toluca y del corredor industrial Toluca-Lerma provocando alta contaminación, que se atenúa en la presa Alzate al actuar ésta como laguna de oxidación. Sin embargo, las descargas urbanas e industriales de Atlacomulco vuelven a verter contaminantes. En el Medio Lerma hay desarrollo poblacional e intensa actividad agrícola e industrial en el corredor Celaya-Salamanca-Irapuato, cuyas descargas residuales provocan fuerte contaminación en esta parte del río, que se agudiza en la confluencia del río Turbio al incorporarse las descargas de la ciudad de León y Guanajuato. La contaminación se incrementa aún más en el tramo Irapuato-La Piedad con descargas agrícolas, industriales y porcícolas. A partir de este punto existen caídas de agua que mejoran su calidad. En el Bajo Lerma, el río recibe las descargas de Yurécuaro, Briseñas y la Barca, tramo que se mantiene contaminado hasta su llegada al lago de Chapala (Hidalgo *et al.*, 2009).

Se sospecha que se introducen importantes cantidades de metales en el río Guanajuato por drenaje y lixiviados de jales; este río es tributario del Lerma (Hansen, 2006a). Dado que los metales pueden ser atrapados por las partículas en agua, y ser depositados en el sedimento, o bien debido a procesos diagenéticos en la interfase agua-sedimento, éstos pueden pasar al agua (Campana *et al.*, 2005). Las concentraciones de metales en agua, sedimentos y organismos son de los indicadores de niveles de contaminación en sistemas de agua dulce más importantes. A nivel mundial existe normatividad sobre las concentraciones recomendadas de metales en agua para consumo humano (Öztürk *et al.*, 2009), así como para ecosistemas acuáticos (ANZECC y ARMCANZ, 2000). La Administración Nacional Atmosférica y Oceánica de los Estados Unidos (“National Oceanic and Atmospheric

Administration” NOAA) presenta tablas de referencia (“Screening Quick Reference Tables” SQuiRT’s) de concentraciones para contaminantes inorgánicos y orgánicos para protección en el medio ambiente. La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas.

El objetivo de este estudio fue evaluar la distribución espacial y temporal de las concentraciones de metales pesados y arsénico en la columna del agua del meandro de La Piedad de Cabadas, Michoacán, para identificar los niveles de contaminación del río Lerma en la zona en cuanto a este tipo de contaminantes.

VI.1.2. MATERIALES Y MÉTODOS

VI.1.2.1. Área de estudio

El área de estudio se ubica dentro del curso del Río Lerma establecido en la ciudad de La Piedad de Cabadas, Michoacán. Población prehispánica fundada por los aztecas y denominada Zula (lugar de codornices). Se localiza al norte del Estado, a una altura de 1680 msnm. Limita al norte con los Estados de Jalisco y Guanajuato, al este con las poblaciones de Numarán, al sur con Zináparo, Churintzio y Ecuandureo, y al oeste con Yurécuaro. Su distancia a la capital del Estado es 183 km. Su relieve lo constituyen la depresión del Lerma, el sistema volcánico transversal y los cerros: Grande, Zaragoza, Zapote y Del Huerto. Su hidrología la constituyen principalmente el río Lerma, los arroyos Domingo Prieto, Prieto y Canapro, los manantiales de agua fría el Algodonal y el Capricho, además de las presas Aviña, Paredones e Ingeniero Antonio Rodríguez. El clima preponderante en el municipio es semicálido subhúmedo, con precipitación pluvial en verano. Tiene una precipitación pluvial anual del 700 mm y temperaturas que oscilan entre 3.0 y 38.5°C.

VI.1.2.2. Plan de muestreo

VI.1.2.2.1. Selección de los sitios de muestreo

Se designaron 8 sitios de muestreo (Fig. 1 y Tabla 1) y se llevaron a cabo cuatro muestreos en los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre de 2009 en el meandro del río Lerma que se encuentra en el Municipio de La Piedad de Cabadas, Michoacán y en parte del Municipio de

Pénjamo, Guanajuato (Santa Ana Pacueco), donde el municipio michoacano está aplicando una estrategia basada en el saneamiento y la restauración.



Fig. 1. Sitios de muestreo en el meandro de La Piedad, Michoacán.

Tabla 1. Sitios de muestreo (coordenadas geográficas).

SITIOS	NOMBRE	ALTITUD (msnm)	LATITUD N	LONGITUD W
ZAR	Zaragoza	1675	20° 20' 42.8''	101° 57' 46.5''
DRE	El Dren	1664	20° 21' 50.8''	102° 00' 37.2''
PRG	Puente Río Grande	1677	20° 20' 37.7''	102° 00' 42.1''
AZ	Arroyo Zináparo	2375	20° 19' 47.8''	102° 00' 50.5''
CM	Cuatro Milpas	1681	20° 19' 52.1''	102° 00' 52.1''
PUR	La Purísima	1674	20° 20' 38.7''	102° 01' 24.8''
MAL	El Malecón	1678	20° 21' 27.1''	102° 01' 23.9''
PT	Planta de Tratamiento	1658	20° 22' 48.7''	102° 00' 38.9''

VI.1.2.3. Parámetros

La selección de parámetros fisicoquímicos en muestras de agua está basada en el propósito del estudio, los objetivos de calidad de los datos y los recursos disponibles. Los parámetros seleccionados fueron temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales, los cuales se midieron *in situ*, utilizando un equipo multiparamétrico. Las características organolépticas se determinaron también en campo. El contenido de metales

pesados y arsénico totales recuperables en agua se determinaron utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica (AAS).

VI.1.2.4. Toma de muestras de agua

Las muestras y blancos (muestras control) de agua se tomaron en botellas de polietileno de alta densidad (HDPE) de 125 mL previamente descontaminados con HNO₃. Cada frasco con su tapa y contratapa se introdujeron en una solución de HNO₃ al 10% durante una semana. Posteriormente se cambiaron a una solución de HNO₃ al 1% por una semana y después se enjuagaron tres veces y se llenaron con agua desionizada. Se llenó además una botella que fue utilizada como control, vaciándola y volviéndose a llenar *in situ* con agua desionizada, con el objeto de obtener datos referentes a posibles contaminaciones adquiridas durante el manejo de la muestra. La otra botella se vació también *in situ* y se llenó con la muestra.

Todos los recipientes se marcaron con la fecha y lugar de toma y se marcó el control. Las muestras y los blancos se conservaron a 4°C durante su traslado al laboratorio y se preservaron con HNO₃. Las muestras se colectaron aproximadamente a 20 cm bajo la superficie de agua (Nguyen *et al.*, 2004) con una botella de Van Dorn (muestreador horizontal) con la cual se obtuvieron muestras integras a la profundidad media del cuerpo de agua en los puntos de muestreo. Las muestras se colocaron en una hielera y se mantuvieron a 4°C durante su traslado al laboratorio. Inmediatamente después de la colecta las muestras fueron procesadas para su análisis. En la toma, transporte y conservación de cada muestra se tomaron en consideración los criterios establecidos para cada parámetro tanto del manual APHA-AWWA-WPCF (1995), como de la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-014-1980.

VI.1.2.5. Procedimiento general para el análisis de agua

Después de la colecta se realizó la descripción física de las muestras de agua, tomando en cuenta las siguientes características: apariencia, olor, color y profundidad. La profundidad se determinó mediante una cuerda con marcas de medida. Los parámetros temperatura, conductividad eléctrica, pH, oxígeno disuelto (OD) y sólidos disueltos totales de la muestras se determinaron *in situ* inmediatamente después de la colecta.

VI.1.2.6. Digestión ácida de las muestras de agua

Se realizó la digestión ácida del agua para determinar metales totales recuperables y disueltos para análisis por espectrofotometría de FLAA de acuerdo al método 3005A (EPA, 1992). La muestra entera se acidificó inmediatamente después de la colecta con HNO_3 ultrapuro para su preservación. La muestra se calentó con HNO_3 y HCl , hasta reducir sustancialmente su volumen. El digerido se filtró y se lleva al volumen original de la muestra con agua desionizada.

VI.1.2.7. Determinación de metales pesados y arsénico

Los metales pesados y el arsénico se determinaron previa digestión de las muestras por el método 3005A (EPA, 1992) y de acuerdo a la normatividad mexicana (NMX-AA-051-SCFI-2001) que establece el método de espectrofotometría de absorción atómica para la determinación de metales en aguas naturales. El método se basa en la generación de átomos en estado basal y en la medición de la cantidad de energía absorbida por estos, la cual es directamente proporcional a la concentración del elemento en la muestra analizada. La determinación de arsénico se realizó por el método de generación de hidruros (AAS).

VI.1.2.8. Análisis estadístico

Las concentraciones de metales pesados y arsénico en agua se compararon por sitios y muestreos mediante un análisis de varianza (ANOVA a una vía), así como la prueba de medias (prueba de Tukey). Se aplicaron análisis de correlación múltiple y análisis Clúster con el fin de conocer el grado de asociación entre los muestreos y conocer el grado de similitud entre sitios. Las pruebas se efectuaron con un nivel de significancia del 95% a fin de comparar las diferencias existentes, utilizando el programa JMP 6.0 Statistical Discovery™ (SAS Institute Incorporated, 2005).

VI.1.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VI.1.3.1. Parámetros fisicoquímicos en agua

La temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y los sólidos disueltos totales se midieron *in situ*. De acuerdo a estudios fisicoquímicos y bacteriológicos realizados en la zona (Elizarrarás, 2011), estas aguas no son aptas para ningún uso. Se ha reportado que el meandro es un cuerpo con contaminación de origen fecal, y se podría recomendar únicamente el uso del agua para fines agrícolas, con restricciones para ciertos cultivos, no es recomendable para uso público urbano y no es útil para protección de la vida acuática (Elizarrarás, 2011).

De acuerdo a un estudio realizado por López-Hernández *et al.* (2009), la temperatura registró las mayores variaciones durante la época de precipitación pluvial, con un intervalo de 19.9 a 30.2 °C. En este trabajo se observó un rango de 18 a 32°C. Las temperaturas más elevadas en el meandro se observaron durante el verano, lo que resulta importante ya que la temperatura influye sobre la vida del cuerpo de agua y en los organismos que en ella habitan, además de que favorece las reacciones de descomposición de la materia orgánica presente provocando en ocasiones malos olores y disminución del contenido de oxígeno; esto debido a que a estas temperaturas el agua es más inestable y se evapora con mayor rapidez por la reducción de su viscosidad y el aumento de la presión de vapor en la superficie, disminuyendo así la solubilidad de los gases. Al mismo tiempo, se incrementa la velocidad de sedimentación favoreciendo la autodepuración del agua. Este parámetro físico está íntimamente relacionado con las reacciones bioquímicas de los organismos (Alfaro, 2010).

López-Hernández *et al.* (López-Hernández *et al.*, 2009), reportó valores de oxígeno disuelto en el meandro de 0.7 a 11.2 mg/L. En este trabajo, los resultados de oxígeno disuelto obtenidos en los ocho sitios y durante los cuatro muestreos nunca rebasaron los 9 mg/L, disminuyendo estas concentraciones de febrero a noviembre en la mayor parte de los sitios y la concentración más alta (8.6 mg/L) se presentó en febrero en el sitio MAL (El Malecón).

El oxígeno es el gas más importante en el agua e indispensable para mantener las formas superiores de vida, en esta investigación presentó cambios constantes debido a la variación de

la temperatura, la mineralización del agua, la presión atmosférica y el contenido de materia orgánica, así como a los procesos biológicos que se llevan a cabo, entre los que se encuentran la fotosíntesis, la descomposición de la materia carbonosa o nitrogenada, la respiración de los organismos acuáticos, etc. La variación fue extrema, encontrándose concentraciones desde inferiores al límite de detección del equipo en agosto en el sitio PUR (La Purísima) y noviembre en PT (Planta de tratamiento), hasta 8.6 mg/L en febrero en MAL (El Malecón).

Se puede observar de manera general que en los meses más cálidos se registraron las menores concentraciones de oxígeno disuelto, notándose de igual manera que en los meses más fríos la capacidad de retención este gas en el agua tuvo un incremento.

En el estudio de López-Hernández *et al.* (2009) los valores de pH no mostraron fuerte variación durante el periodo de la investigación, fluctuando entre 7.0 y 8.4, mostrando una tendencia ligeramente alcalina. En este trabajo se observó un pH de 7.6 a 9.5 marcando un incremento en la alcalinidad con respecto al estudio mencionado. Se observó además un comportamiento estable de este parámetro, sugiriendo la presencia de agentes amortiguadores, como los bicarbonatos que son comunes en estos intervalos de pH, que permiten mantener el sistema en equilibrio.

En este trabajo, la conductividad eléctrica se observó en un rango de 176 a 1992 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con variaciones notables entre muestreos. A través de la conductividad eléctrica se puede conocer de una forma rápida la presencia de minerales disueltos en el sistema acuoso. Es importante señalar que el agua con una conductividad eléctrica superior a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, debe limitarse en su uso para riego y para ciertos usos industriales. Su restricción está en función del uso específico que se le dé al agua. Solamente en el sitio ZAR (Zaragoza) se excedió el valor de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el mes de mayo. No existe normatividad mexicana que contemple un límite máximo permisible para este parámetro en el agua.

VI.1.3.1.1. ANOVA de parámetros fisicoquímicos

Este análisis se realizó con la finalidad de comparar las medias aritméticas de todos los parámetros fisicoquímicos en estudio y saber si existen diferencias estadísticas tanto entre sitios como entre muestreos, con un nivel de significancia de $p < 0.05$. De acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de varianza con parámetros fisicoquímicos determinados *in situ*, la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) presentó una $p < 0.0001$ con similitud entre agosto y mayo, durante la época de precipitación pluvial, con las medias más altas y los cuales son diferentes a febrero, quedando noviembre como muestreo con similitudes entre grupos (Fig. 2 y tablas 2 y 3). El pH en la Figura 3 y tablas 2 y 3 con una $p = 0.0010$ indica diferencias entre la media más alta de agosto (precipitación pluvial) y la más baja de febrero (estiaje), dejando mayo y noviembre con similitudes entre grupos. En la Figura 4 y tablas 2 y 3 la conductividad eléctrica ($p = 0.0240$) muestra diferencias estadísticas entre noviembre (estiaje) con la media más alta y febrero la media más baja, con mayo y agosto como muestreos con similitudes entre sí y entre grupos. Sólo existen diferencias significativas entre los sitios MAL y PRG (Malecón y Puente Río Grande) referentes a las concentraciones de oxígeno disuelto en agua con una $p = 0.0214$ (Fig. 5 y tablas 2 y 3). Los sólidos disueltos totales (SDT) con una $p = 0.0003$, muestran en la Figura 6 y tablas 2 y 3 las diferencias entre la media más alta de noviembre (estiaje) y mayo (precipitación pluvial), con febrero y agosto con similitudes entre grupos.

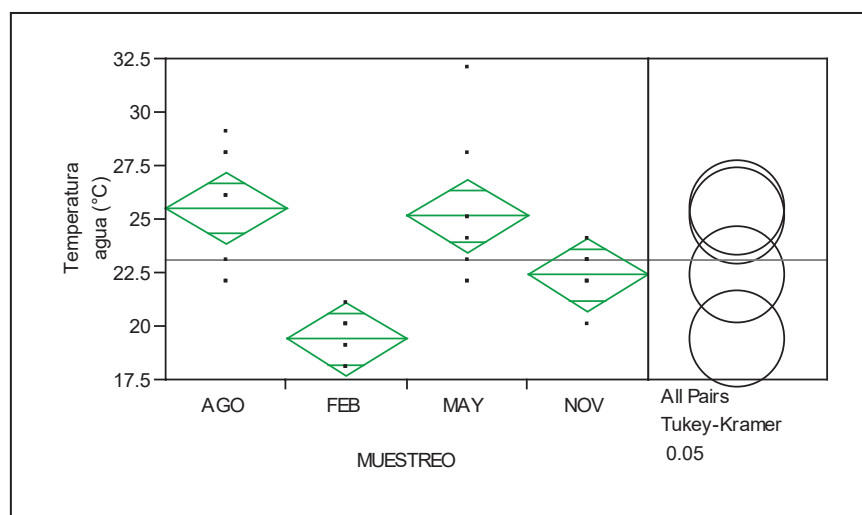


Fig. 2. Análisis de una vía para la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) por muestreo.

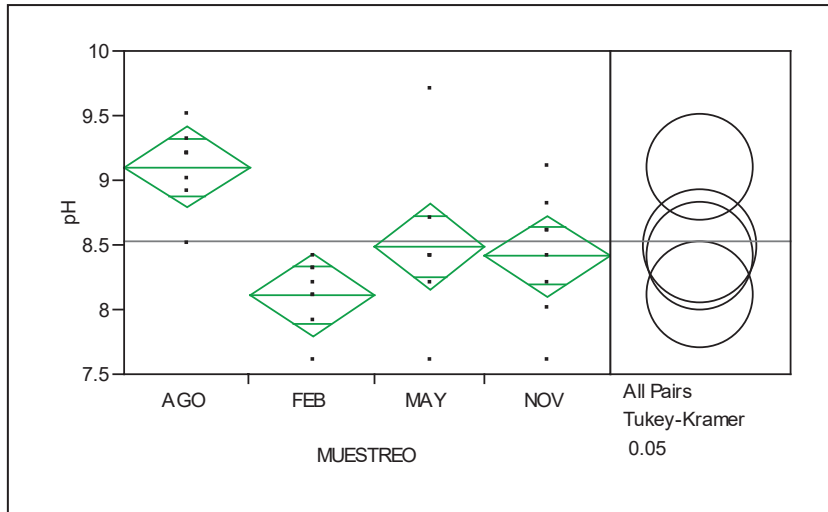


Fig. 3. Análisis de una vía para el pH por muestreo.

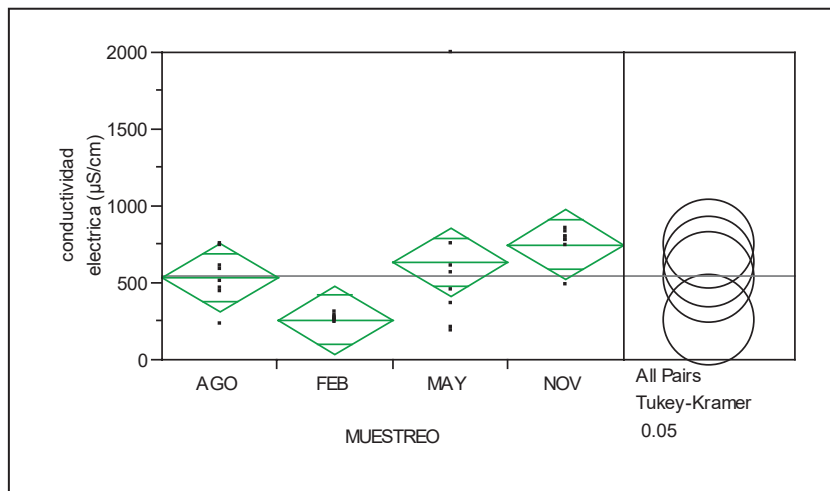


Fig. 4. Análisis de una vía para la conductividad eléctrica (µS/cm) por muestreo.

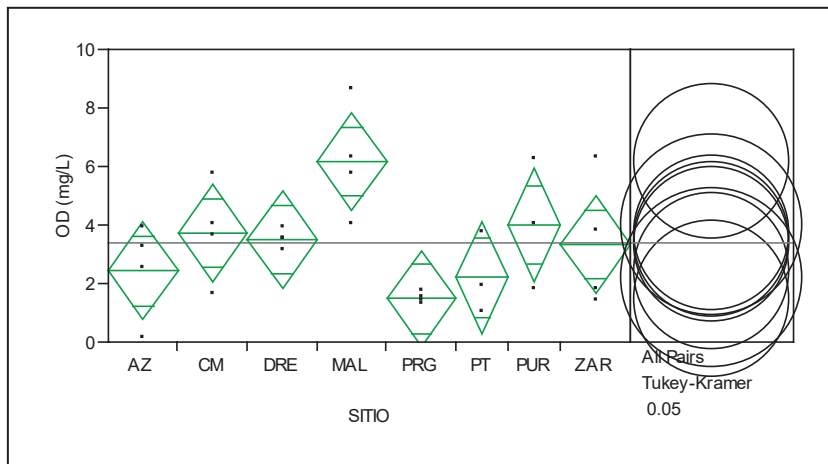


Fig. 5. Análisis de una vía OD (mg/L) por sitio.

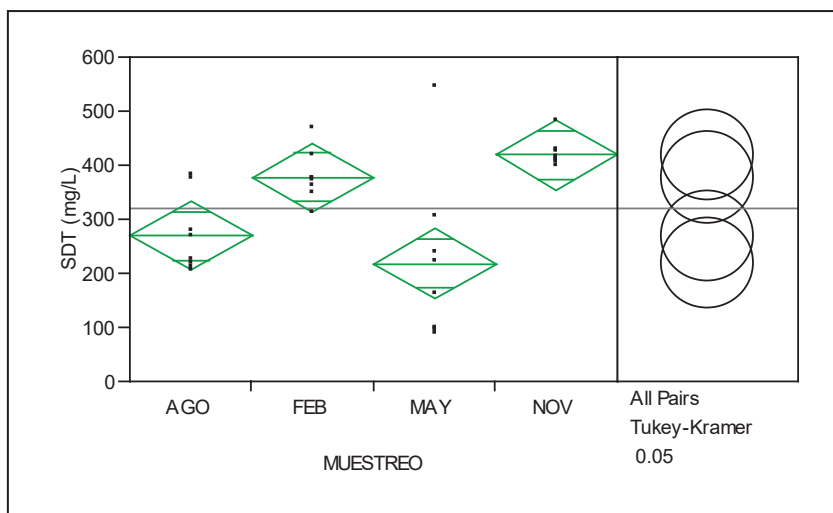


Fig. 6. Análisis de una vía SDT (mg/L) por muestreo.

Tabla 2. Análisis de varianza realizado a parámetros fisicoquímicos en agua.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F Radio	Prob > F
Temperatura	MUESTREO	3	194.09375	64.6979	11.7157	<.0001*
	Error	28	154.62500	5.5223		
	C. Total	31	348.71875			
pH	MUESTREO	3	4.1177995	1.37260	7.2866	0.0010*
	Error	27	5.0860714	0.18837		
	C. Total	30	9.2038710			
Cond. Elec.	MUESTREO	3	1051672.1	350557	3.6657	0.0240*
	Error	28	2677685.9	95632		
	C. Total	31	3729358.0			
OD	SITIO	7	54.72667	7.81810	3.0431	0.0214*
	Error	22	56.52000	2.56909		
	C. Total	29	111.24667			
SDT	MUESTREO	3	207524.84	69174.9	8.8386	0.0003*
	Error	28	219141.63	7826.5		
	C. Total	31	426666.47			

Tabla 3. Comparación de medias en parámetros fisicoquímicos utilizando Tukey-Kramer HSD

Parámetro		Nivel			Media
Temperatura	q* 2.73031 Alfa 0.05	Nivel			Media
		AGO	A		25.500000
		MAY	A		25.125000
		NOV	A	B	22.375000
		FEB		B	19.375000
pH	q* 2.73656 Alfa 0.05	Nivel			Media
		AGO	A		9.1000000
		MAY	A	B	8.4857143
		NOV		B	8.4125000
		FEB		B	8.1125000
Cond. Elec.	q* 2.73031 Alfa 0.05	Nivel			Media
		NOV	A		749.62500
		MAY	A	B	632.50000
		AGO	A	B	533.00000
		FEB		B	259.00000
OD	q* 3.33872 Alfa 0.05	EM	A		6.1500000
		LP	A	B	4.0000000
		CM	A	B	3.7250000
		ED	A	B	3.5000000
		ZAR	A	B	3.3250000
		AZ	A	B	2.4250000
		PT	A	B	2.2000000
		PRG		B	1.4750000
SDT	q* 2.73031 Alfa 0.05	Nivel			Media
		NOV	A		418.62500
		FEB	A	B	377.00000
		AGO		B	269.12500
		MAY			C

Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes.

VI.1.3.2. Metales pesados y arsénico

Las variaciones de metales parecen ser una consecuencia de la combinación de varios factores, incluyendo cambios en la carga y/o almacenamiento de minerales, el dragado de los sedimentos del fondo y los cambios estacionales en las propiedades fisicoquímicas de la columna de agua que pueden producir el intercambio de metales en la interface sedimento-agua (Valdés *et al.*, 2009).

Los resultados obtenidos sobre metales pesados totales recuperables en agua determinados por absorción atómica de flama se muestran en las Figuras 7 a 13. Estos resultados, fueron comparados con los criterios CCC “Criterion Continuous Concentration” (Criterio de Concentración Continua) y CMC “Criterion Maximum Concentration” (Criterio de Concentración Máxima) recomendados por la NOAA para agua dulce. De acuerdo a los muestreos realizados no existió una diferencia marcada en el nivel de agua presente en los sitios de muestreo, los sitios (1) ZAR (entrada) y (8) PT (salida) presentaron siempre el nivel de agua más alto. Los sitios están ordenados de acuerdo al curso del Río Lerma. Los límites de detección del aparato en mg/L son: Fe = 5, Zn = 0.1, Cu = 1, Pb = 0.7, Ni = 0.6, Cd = 0.1, Cr =

0.8 y Ag = 0.2. Se determinaron también níquel y plata, los cuales resultaron menores al límite de detección del aparato en todos los sitios durante los cuatro muestreos y los límites fueron de 0.6 mg/L para el Ni y 0.2mg/L para Ag.

En la Figura 7 se presenta el Fe donde parte de los resultados indican que las concentraciones fueron menores al límite de detección del aparato (5 mg/L) debido a los valores de pH en el medio los cuales favorecen la precipitación de este elemento también se observa que muestreos realizados en febrero (estiaje) en sitios cercanos a la ciudad y a la salida del meandro presentan concentraciones mayores al criterio CCC. Para este elemento aún no hay un criterio CMC establecido.

El Zn y Cu se pueden observar en las Figuras 8 y 9, el Zn presentan las concentraciones más altas en agosto (lluvias) y el Cu en febrero (estiaje), ambos fueron detectados en los ocho sitios de muestreo, destacan los sitios PRG (Puente Río Grande), AZ (Arroyo Zináparo), CM (Cuatro Milpas), PUR (La Purísima), MAL (El Malecón) y PT (Planta de Tratamiento), donde, se distinguen los picos más pronunciados, los cuales se localizan a lo largo del meandro cerca de la ciudad y en el caso del sitio PT a la salida del meandro. De acuerdo al curso del río Lerma, esto sugiere que estos metales se encuentran en mayor concentración en sitios en la parte media y salida del meandro. Los límites de detección del aparato en mg/L son: Zn = 0.1 y Cu = 0.25. Es pertinente mencionar que el límite de detección del aparato para Cu es mayor a los criterios recomendados por la NOAA y en muestreos de agosto se obtuvieron concentraciones de Zn notablemente mayores a las de Cu en sitios cercanos a la ciudad y a la salida del meandro, las cuales rebasan los criterios recomendados por la NOAA.

El Pb se presenta en la Figura 10, la mayor parte de los muestreos indican concentraciones menores al límite de detección del aparato y solo se detectaron las concentraciones más altas en tres sitios de muestreo PRG (Puente Río Grande) (2 mg/L) y AZ (Arroyo Zináparo) (1.2 mg/L) en febrero (estiaje) y PT (Planta de Tratamiento) (0.9 mg/L), sitios que se localizan en el meandro cerca de la ciudad y el sitio PT localizado a la salida del meandro. El límite de detección del aparato para Pb fue de 0.7 en mg/L. El límite de detección del aparato para Pb es mayor a los criterios recomendados por la NOAA.

En las Figuras 11 y 12 el Cd y el Cr indican que la mayor parte de los resultados fueron menores al límite de detección del aparato durante los cuatro muestreos, el Cr presentó las concentraciones más altas en el muestreo de mayo en los ocho sitios de muestreo, el sitio DRE (El Dren) y los ubicados a la salida de la ciudad obtuvieron los valores más altos rebasando el criterio CCC. Las concentraciones de Cd se detectaron rebasando el criterio CCC en los sitios PUR (La Purísima), MAL (El Malecón) y PT (Planta de Tratamiento) en el primer muestreo. El límite de detección del aparato fue 0.1 mg/L para Cd y 0.8 mg/L para Cr, los límites de detección del aparato para estos dos elementos también son mayores a los criterios recomendados por la NOAA.

Los resultados de As determinados por absorción atómica mediante generación de hidruros (Fig. 13) muestran en todos los sitios un incremento en el mes de mayo (precipitación pluvial), disminución en agosto (precipitación pluvial) y aumento en noviembre (estiaje), muestran el mismo comportamiento en la mayoría de los sitios. Todos los sitios presentaron valores menores a los criterios recomendados por la NOAA (CMC 0.34 ppm y CCC 0.15 ppm). El valor más alto en mayo en el sitio ZAR (Zaragoza) con 0.022 mg/L, y el más bajo en el PT (Planta de Tratamiento) con 0.001 mg/L, el sitio ZAR es el sitio de entrada al meandro antes del dren y el PT se ubica en la salida del meandro después del dren.

En general, Fe, Zn y Cu tuvieron las concentraciones más elevadas en el mes de febrero, al igual que el Cd en PUR (La Purísima), MAL (El Malecón) y PT (Planta de Tratamiento), siendo este mes perteneciente a la temporada de estiaje. Es posible que estas concentraciones mayores puedan deberse a la concentración de los metales debida a la ausencia de lluvia, que contribuye a su dilución, así como a la evaporación del agua.

El As fue el elemento traza que se encontró en las menores concentraciones y al igual que el Cr mostraron los niveles más altos en el mes de mayo, que corresponde también a la temporada de estiaje.

La presencia de metales pesados como Fe o Zn en la zona, puede deberse a la geología de la región, aunque también pueden influir los vertidos de aguas residuales al río provenientes de

las procesadoras de carnes y granjas. En el caso de otros metales no se descarta su presencia debida al arrastre.

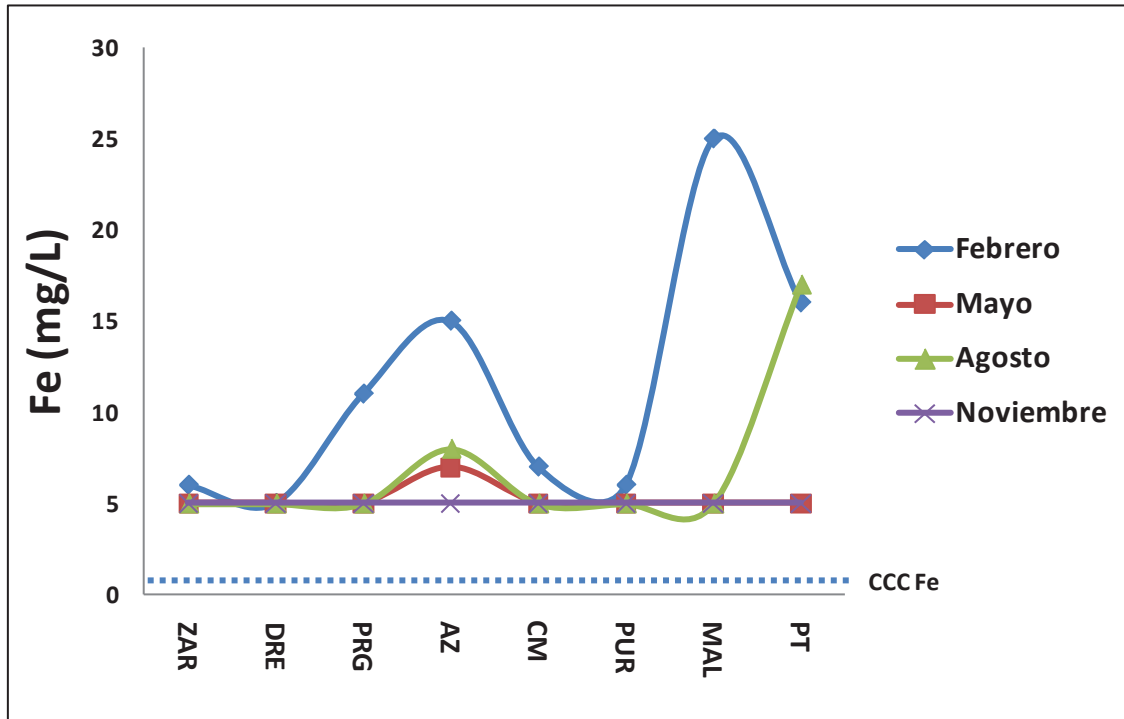


Fig. 7. Concentraciones de Fe en mg/L determinadas en agua por AAS mediante flama y el criterio CCC recomendado por la NOAA.

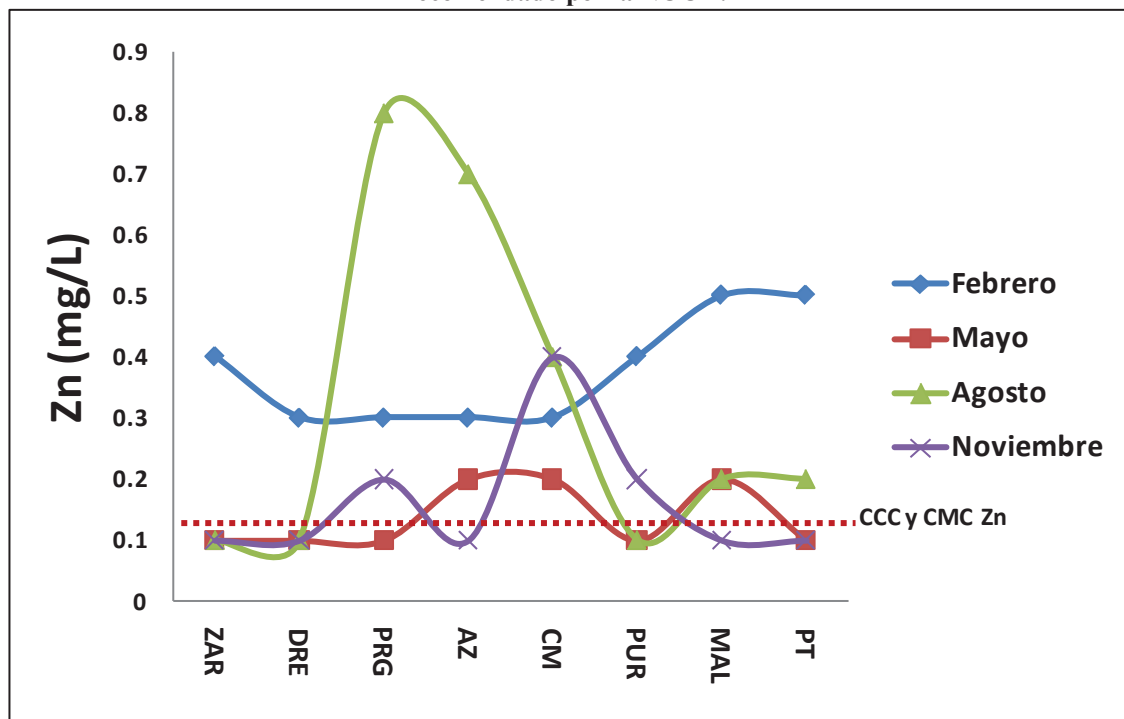


Fig. 8. Concentraciones de Zn en mg/L determinadas en agua por absorción atómica mediante flama y los criterios recomendados por la NOAA.

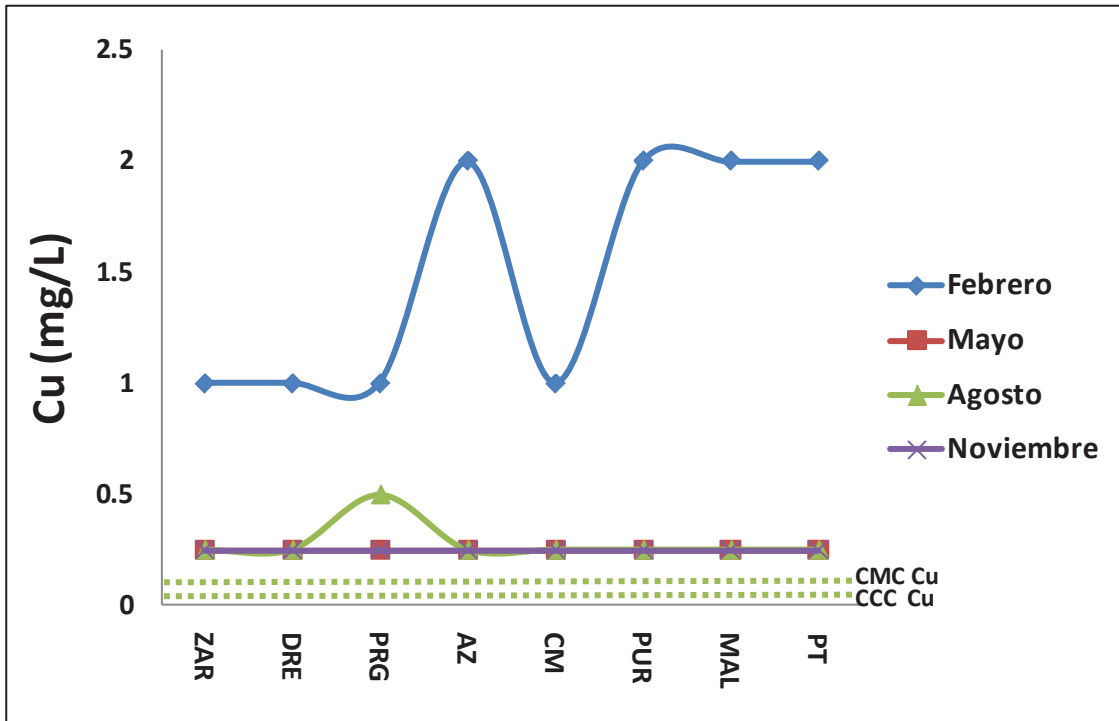


Fig. 9. Concentraciones de Cu en mg/L determinadas en agua por absorción atómica mediante flama y los criterios recomendados por la NOAA.

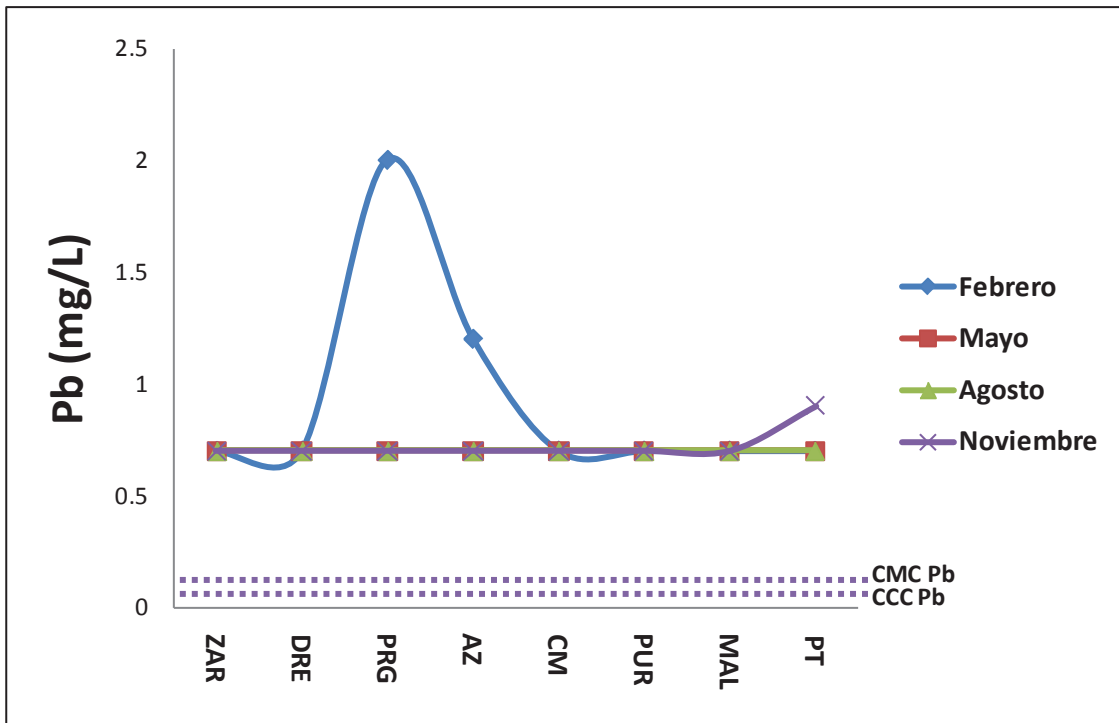


Fig. 10. Concentraciones de Pb en mg/L determinadas en agua por absorción atómica mediante flama y los criterios recomendados por la NOAA.

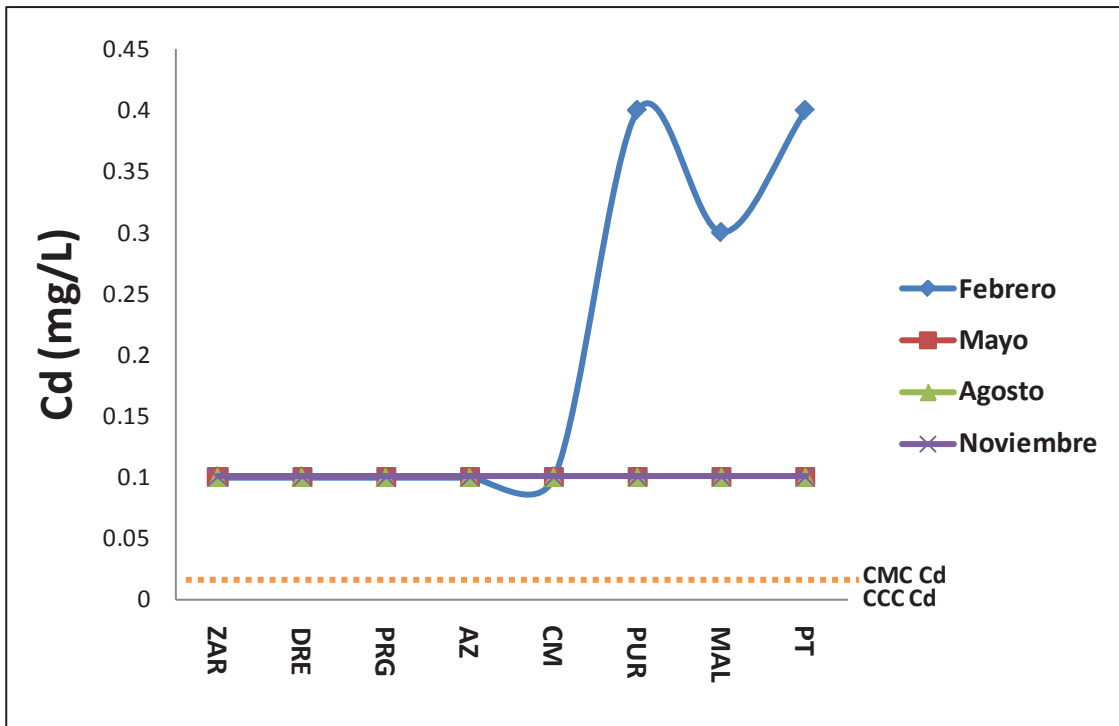


Fig. 11. Concentraciones de Cd en mg/L determinadas en agua por absorción atómica mediante flama y los criterios recomendados por la NOAA.

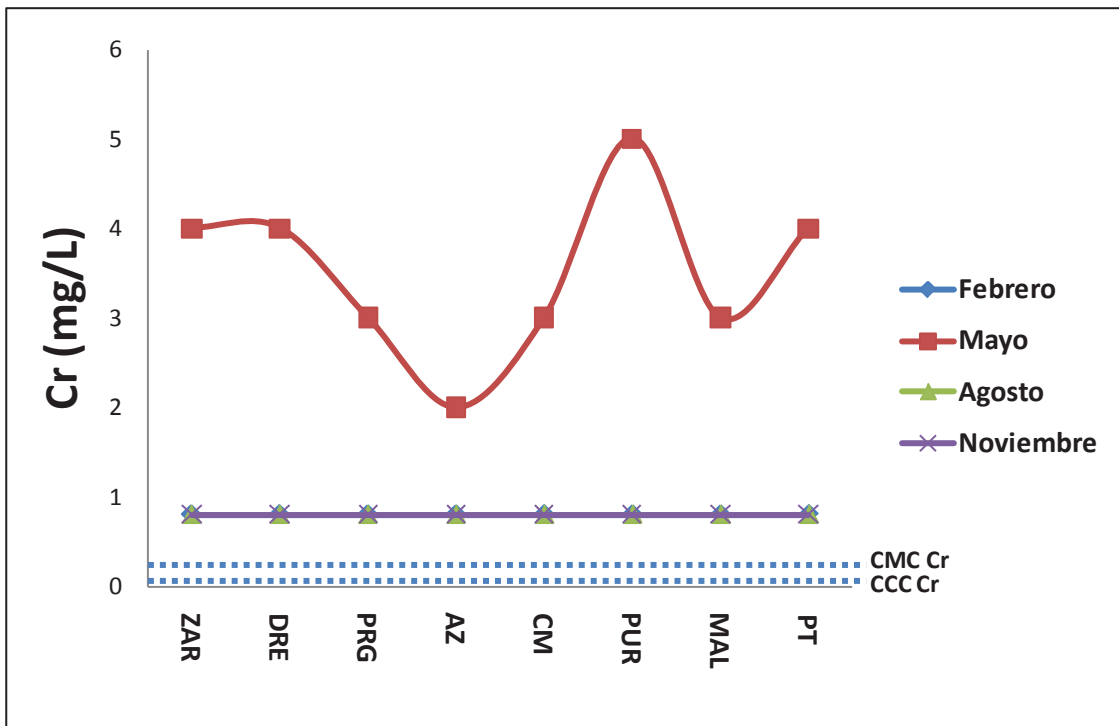


Fig. 12. Concentraciones de Cr en mg/L determinadas en agua por absorción atómica mediante flama y los criterios recomendados por la NOAA.

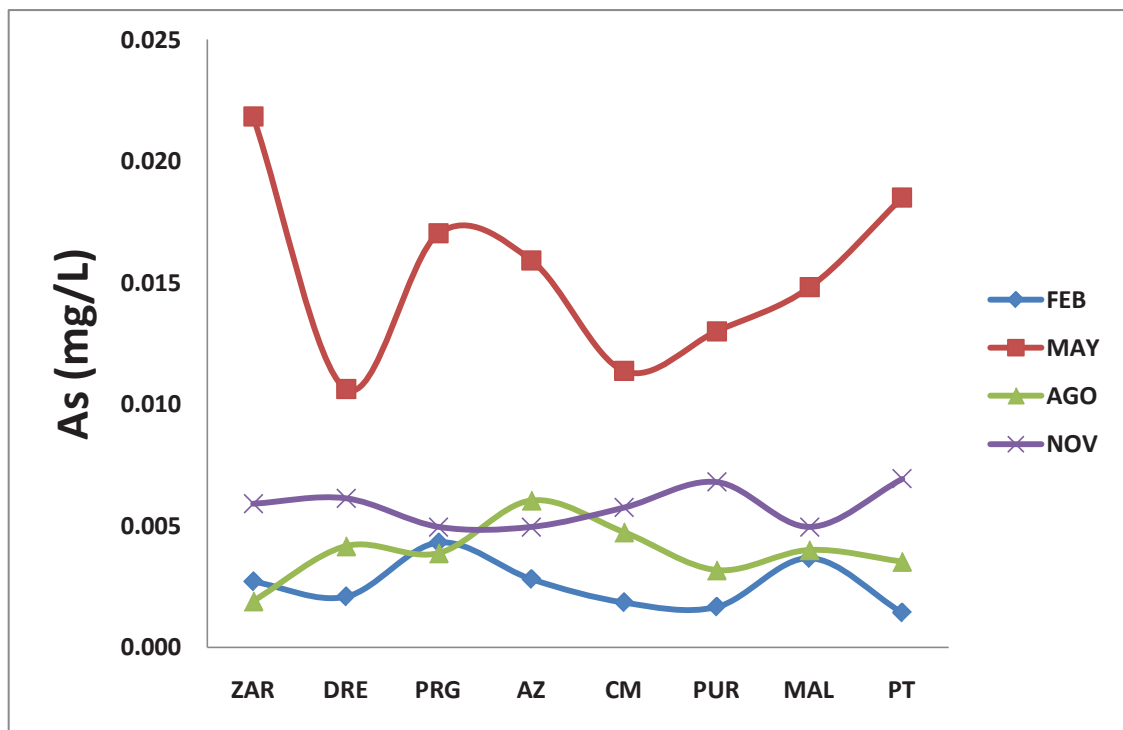


Fig. 13. Concentraciones de As en mg/L determinadas en agua por AAS mediante generación de hidruros y el criterio CCC recomendado por la NOAA.

VI.1.3.2.1. ANOVA de metales pesados y arsénico

Los metales pesados y arsénico presentan una matriz con pocos datos, por lo cual las pruebas estadísticas se realizaron con los datos de Zn y As ya que estos aportan la mayor cantidad de datos para los sitios y muestreos. El ANOVA realizado para Zn y As se comparó por muestreos. El Zn en la Figura 14 y tablas 4 y 5 con una $p = 0.0058$ muestra diferencias estadísticas significativas entre las media más altas de febrero y agosto y la más baja de mayo, febrero y agosto mantienen similitud entre si y con agosto que mantiene similitud entre grupos. En la Figura 15 y tablas 4 y 5 el As con una $p < 0.0001$ muestra diferencias estadísticas significativas entre mayo (media más alta), noviembre (segundo valor) compartiendo similitud con agosto el cual mantiene similitud con febrero el cual obtuvo la media más baja.

Tabla 4. Análisis de varianza realizado a metales pesados y arsénico en agua.

Elemento	Fuente	GL	SC	CM	F Radio	Prob > F
Zn	MUESTREO	3	0.4511100	0.150370	5.1512	0.0058*
	Error	28	0.8173625	0.029192		
	C. Total	31	1.2684725			
As	MUESTREO	3	0.00079634	0.000265	61.6169	<.0001*
	Error	28	0.00012062	4.308e-6		
	C. Total	31	0.00091697			

Cuadro 5. Comparación de medias para metales pesados y arsénico en agua utilizando Tukey-Kramer HSD

Elemento	q*	Nivel	Media
Zn	2.73031 Alfa 0.05	FEB	A
		AGO	A
		NOV	B
		MAY	B
As	2.73031 Alfa 0.05	MAY	A
		NOV	B
		AGO	B
		FEB	C
		FEB	C

Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes.

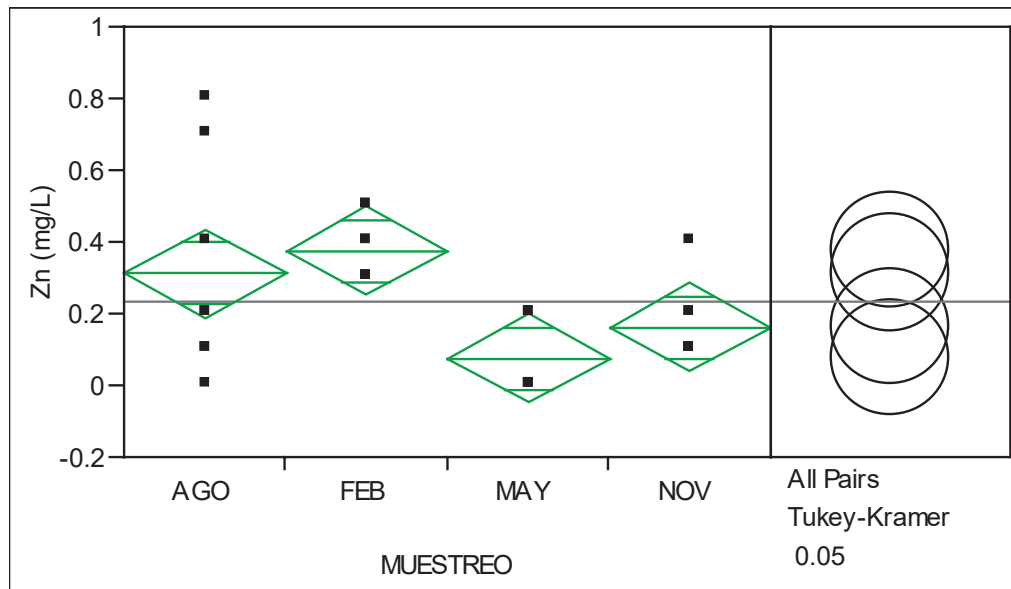


Fig. 14. Análisis de una vía Zn (mg/L) por muestreo

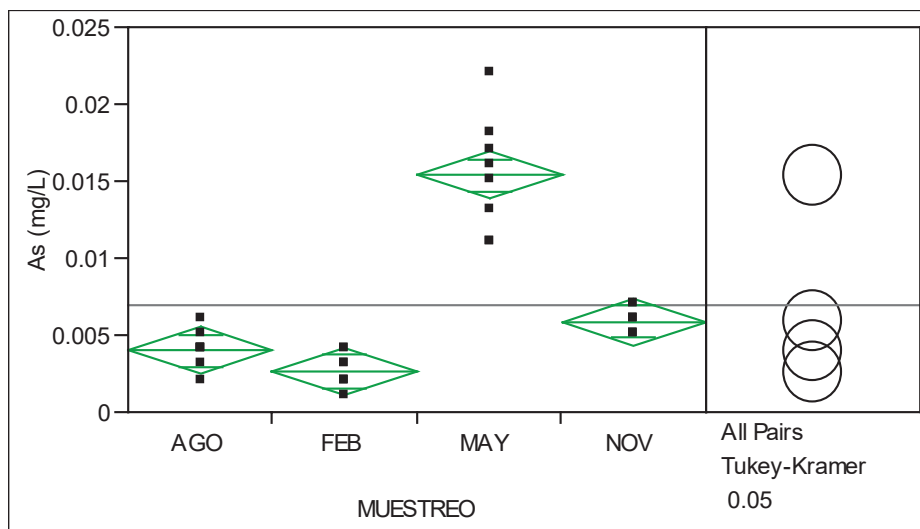


Fig. 15. Análisis de una vía As (mg/L) por muestreo.

VI.1.3.2.2. Análisis clúster de metales pesados y arsénico en agua

De igual forma que en el ANOVA, se utilizaron los datos de Zn y As, para identificar las similitudes existentes entre sitios y muestreos. De acuerdo a los valores de estos elementos en la Figura 16, el dendograma muestra tres grandes grupos en los cuales se observan en primer lugar similitudes entre los sitios respecto a los muestreos 1 (febrero), 3 (agosto) y 4 (noviembre), la mayor parte pertenecen al primer muestreo, seguidos por tres integrantes del tercer muestreo (agosto) y uno del cuarto muestreo (noviembre), esto sugiere similitudes entre los muestreos mencionados correspondientes a diferentes sitios y entre muestreos del mismo sitio como en el caso del sitio CM (Cuatro Milpas), el cual integró los muestreos tres (agosto) y cuatro (noviembre) en este grupo. El segundo grupo sugiere similitud entre los sitios durante muestreos tres (agosto) y cuatro (noviembre). Por último, el tercer grupo muestra una clara similitud entre sitios durante el muestreo 2 correspondiente al mes de mayo. De manera resumida, los sitios y muestreos correspondientes al mes de mayo (precipitación pluvial) se diferencian de los otros dos grupos, los cuales mantienen similitudes, en el caso del grupo dos mantiene similitudes entre sitios y muestreos de agosto (precipitación pluvial) y noviembre (estiaje), mientras que el primer grupo está conformado en mayor proporción por diferentes sitios y muestreos de febrero (estiaje) a los cuales se unieron tres sitios con muestreo de agosto (precipitación pluvial) y un sitio con muestro de noviembre (estiaje).

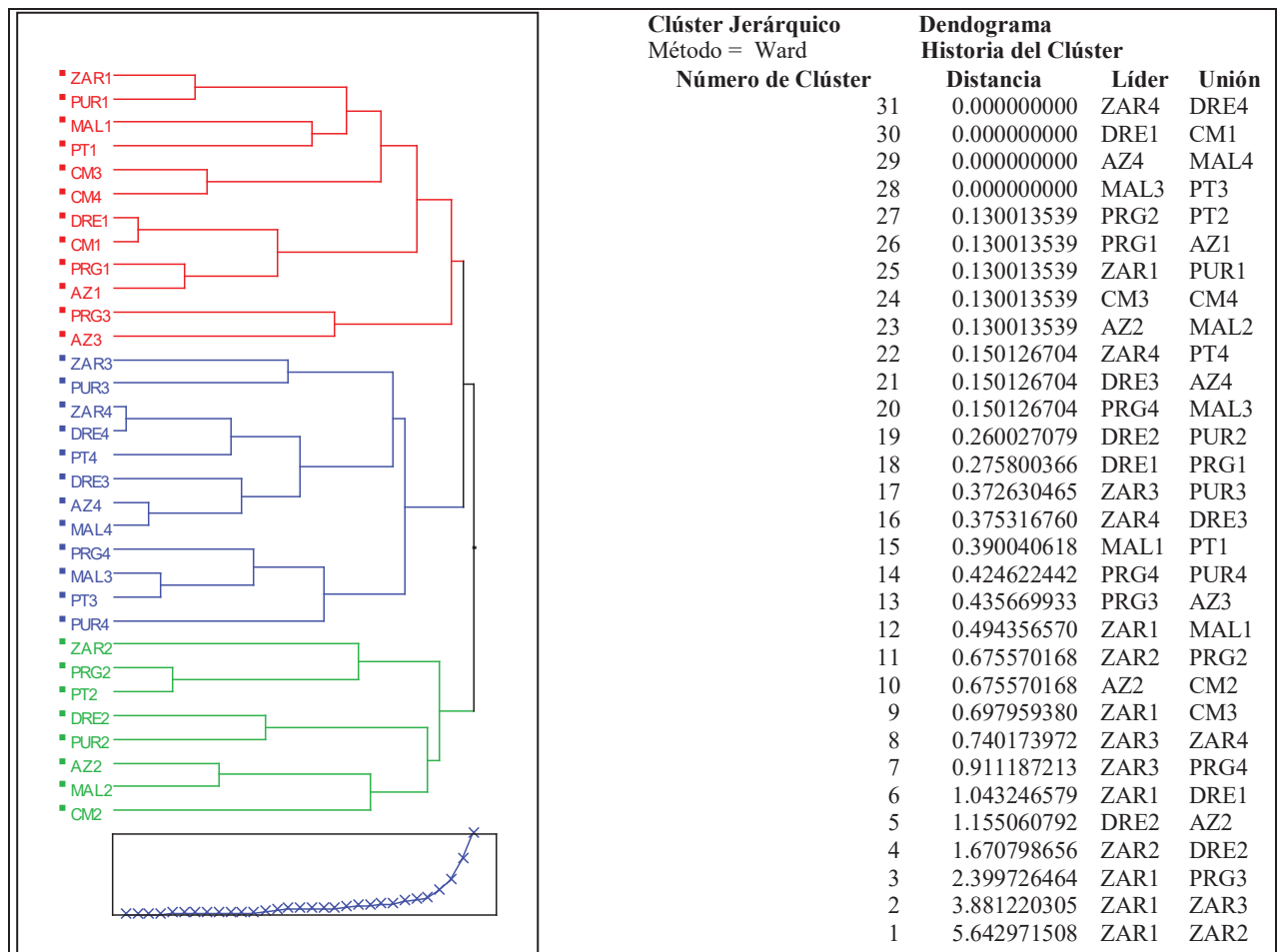


Fig. 16. Análisis clúster de metales pesados y arsénico

VI.1.4. CONCLUSIONES

Las muestras de agua tomadas en los ocho sitios presentan variaciones en los parámetros fisicoquímicos pero estas variaciones no presentan correlaciones estadísticas significativas, por lo que los ocho sitios presentan características similares en el agua.

De acuerdo con el análisis de varianza entre sitios en cuanto a parámetros fisicoquímicos, sólo el Oxígeno disuelto en agua mostró diferencias estadísticas significativas entre los sitios MAL (El Malecón) y PRG (Puente Río Grande). De acuerdo a los parámetros fisicoquímicos, existen similitudes entre los sitios estudiados y entre muestreos de precipitación pluvial y estiaje.

El Fe rebasó en estiaje en los ocho sitios el criterio CCC recomendado por la NOAA. Durante el estiaje en sitios cercanos a la ciudad, el Zn y el Cu rebasaron el criterio CCC. El límite de detección del aparato para Cu es mayor a los criterios recomendados por la NOAA. El Pb se encontró menor al límite de detección del aparato en la mayor parte de los muestreos, se detectó en los sitios PRG (Puente Río Grande), AZ (Arroyo Zináparo) y PT (Planta de Tratamiento) en febrero (estiaje) rebasando los criterios CCC y CMC. El límite de detección del aparato para Pb es mayor a los criterios recomendados por la NOAA. El Cd y el Cr se encontraron por debajo del límite de detección del aparato en la mayor parte de los muestreos. El Cr rebasó el CCC en mayo (precipitación pluvial) en los ocho sitios de muestreo, mientras que el Cd se detectó en tres sitios en febrero (estiaje) rebasando los criterios CCC y CMC. Los límites de detección del aparato para estos dos elementos también son mayores a los criterios recomendados por la NOAA.

El As no rebasó el criterio CCC en ningún sitio y los valores más altos se presentaron en mayo (precipitación pluvial) y noviembre (estiaje). El Zn y As aportaron la mayor cantidad de resultados para sitios y muestreos útiles para realizar las pruebas estadísticas, mientras que el resto de los elementos sólo aportaron datos en un muestreo para uno o varios sitios, lo cual dificulta la comparación entre sitios y muestreos y la comprensión de su dinámica espacial y temporal, esto se puede deber a la temporada anual de sequía. De acuerdo a los datos de Zn y As existen diferencias entre sitios y muestreos de mayo (precipitación pluvial), de febrero (estiaje) y similitudes de muestreos de agosto (precipitación pluvial) y noviembre (estiaje).

La presencia de metales pesados como Fe o Zn en la zona, puede deberse a la geología de la región, aunque también pueden influir los vertidos de aguas residuales al río provenientes de las procesadoras de carnes y granjas. En el caso de otros metales no se descarta su presencia debida al arrastre.

VI.1.5. LITERATURA CITADA

- Alfaro, R. (2010). Estudio de la movilidad y toxicidad de metales pesados y arsénico en agua y sedimentos del lago de Cuitzeo, Michoacán. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de México.
- ANZECC & ARMCANZ. (2000). **Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality**. October 2000. National Water Quality Management Strategy Paper No 4, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, Australia.
- Campana O., Rodríguez A. y Blasco J. (2005). **Biodisponibilidad de metales pesados en el Estuario del Río Guadalete (SO Península Ibérica)**. Universidad Autónoma de Baja California, México. Ciencias Marinas. Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal. pp. 135-147. ISSN (Versión impresa): 0185-3880. México.
- Chunye L., Mengchang H., Yuxiang Z., Wei G. y & Zhifeng Y. (2008). **Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China**. Environ Monit Assess 137:329–342.
- Cotler A. H., Mazari H. M. y de Anda S. J. (eds.). (2006). **Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta**. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- Cukrov N., Cmok P., Mlakar M. and Omanović D. (2008). **Spatial distribution of trace metals in the Krka River, Croatia: An example of the self-purification**. Chemosph 72:1559-66 DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.04.038.
- Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas-INE 2003. **Diagnóstico bio-físico y socio-económico de la cuenca Lerma-Chapala**, 226 pp. www.ine.gob.mx.

- DOF, 2006. **Denominaciones y la ubicación geográfica de las diecinueve cuencas localizadas en la zona hidrológica denominada río Lerma-Chapala, así como la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas que comprende dicha zona hidrológica.** Diario Oficial de la Federación (DOF), 15 de octubre, México.
- EC (European Commission), (1998). Council Directive 98/83/. **EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption.** L 330/32, 5.12.98.
- Elizarrarás R. M. de J. (2011). **Estudio de la contaminación del agua en el meandro del Río Lerma en La Piedad, Michoacán.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. UMSNH. Morelia, Michoacán.
- EPA (Environmental Protection Agency), (2002). **Risk assessment: Technical background information.** RBG Table. Available from <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk> (online update: 23.03.2009).
- Escobar B. **La cuenca Lerma-Chapala El agua de la discordia: Gestión y Política Pública** [en línea] 2006, vol. XV no. 2 [citado 2010-01-15]. Disponible en Internet: <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=13315204>. ISSN 1405-1079
- Fondo mixto CONACYT. 2007. **Gobierno del estado de Michoacán convocatoria 2007-02. Saneamiento del cauce natural (Meandro) del río Lerma e integración del mismo a la dinámica urbana de La Piedad, Michoacán.** http://www.conacyt.mx/fondos/Mixtos/Michoacan/2007-02/Michoacan_Demandas-Especificas_2007-02.pdf (Accesada en diciembre 2008).
- González A. Z. I., Ávila-Pérez P., Tejeda-Vega S., Zarazúa-Ortega G. y Longoria-Gándara L. C. 2006. **Estudio del Curso Alto del río Lerma desde una Perspectiva Sustentable.** *Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas Tema 5. Monitoreo e indicadores para cuencas y microcuencas.* http://www.ine.gob.mx/dgioece/cuencas/cong_nal_cuencas_2006_t5.html (Accesada en noviembre 2008).
- Google 2008. **Google Earth 4.3.7284.3916 (beta).** Kh.google.com
- Hansen A.M. y M. van Afferden (2001). **Toxic Substances, Sources, Accumulation and Dinamycs.** En: Hansen A.M. y M. van Afferden, (eds.). The Lerma-Chapala Wathershed

Evaluation and Management. Kluwer Academic/Plenium Press, New York, Estados Unidos. Pp. 95-121.

Hidalgo TJA D. de proyecto, Hernández AC, Hernández BL, Ortiz RGA, Camacho GHD, Vargas VS, Suárez MA, Castillo TM, Zavala VLC, Quiroz VL, Castillo TB, Astudillo EC. (2009). **Estrategia general para el rescate ambiental y sustentabilidad de la cuenca Lerma-Chapala (Informe final)**. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

http://www.e-mexico.gob.mx/work/EMM_1/Michoacan/Mpios/16069a.htm

INAFED Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Michoacán (1999). **Enciclopedia de los Municipios de México Estado de Michoacán.** Disponible en Internet:

http://www.inafed.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_michoacan

Israde-Alcántara I, Segura GV, Abarca MN, Luc E, Cantoral UE, Mendoza CM (2011). **Diatomeas del Río Lerma, estimación de la calidad del agua de un río fuertemente contaminado.** Disponible en Internet:

http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_05/12_isabel_israde.pdf

Landero, F.J.A., Gomez O.A., Wrobel K. y Wrobel K. (2008). Perfil de elementos metálicos y de algunos metaloides en aguas de grifo de la ciudad de Guanajuato. *Acta Universitaria*. vol. 18, número 002. Universidad de Guanajuato. Guanajuato, México. pp. 5-10.

López-Hernández M., Ramos-Espinosa M.G. y Hernández-García M. (2009). **Biomonitoreo rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma.** Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Departamento de Producción Agrícola y Animal UAMX, Departamento del Hombre y su Ambiente UAMX. http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_05/18_martin_lopez.pdf (en línea actualización: 10.08.2009).

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), (2008). **SQUIRT, Screening Quick Reference Tables.** (online update: 23.03.2009). http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/122_NEW-SQuiRTs.pdf

Norma Mexicana NMX-AA-014-1980. **Que establece los lineamientos generales y recomendaciones para el muestreo en cuerpos receptores de aguas superficiales,**

excluyendo aguas estuarinas y aguas marinas, con el fin de determinar sus características físicas, químicas y tóxicas. DOF.

- Ouyang, T.P., Zhu, Z.Y., Kuang, Y.Q., Huang, N.S., Tan, J.J., Guo, G.Z., Gu, L.S. and Sun, B. (2006). **Dissolved trace elements in river water: spatial distribution and the influencing factor, a study for the Pearl River Delta Economic Zone, China.** Environ. Geol. 49, 733–742.
- Öztürk M., Özözen G., Minareci O. y Minareci E. (2009). **Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar Dam Lake in Turkey.** Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng., 2009, Vol. 6, No. 2, pp. 73-80
- Rosas, R.H. (2001). Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Tesis de Doctorado. Ingeniería Minera y Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Cataluña.
- SAS Institute Incorporated (2005). Program JMP 6.0 Statistical Discovery™. www.jmp.com
- SEGURA-MUNOZ, S.I., BELTRAMINI TREVILATO, T.M., M. TAKAYANAGUI, A.M. (2003). **Metales pesados en agua de bebederos de presión.** ALAN, mar. 2003, vol.53, no.1, p.59-64. ISSN 0004-0622.
- Sotelo E., Cardona N., Fregoso A., Enriquez C., Garrido A., Caire G. y Cotler H. 2005. **Acciones estratégicas para la recuperación de la cuenca Lerma- Chapala: Recomendaciones técnicas para las diecinueve subcuencas.** Instituto Nacional de Ecología.
- Valdés J., Román D., Guíñez M., Rivera L., Morales T., Ávila J. y Cortés P. (2009) **Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile.** Environ Monit Assess. DOI 10.1007/s10661-009-1041-3.
- Villalobos-Castañeda B. (2007). **Contenido de metales pesados en agua y sedimentos en la desembocadura del Río Grande de Morelia en el lago de Cuitzeo.** Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. U.M.S.N.H.
- WHO (World Health Organization), (1993). **Guidelines for drinking water quality. Recommendations**, vol. 1, 2nd ed., Geneva.
- WPCL (Water Pollution Control Legislation), (2004). Land-Based Water Quality Classification, Official journal, 25687, Turkey.

Capítulos de Libros:

- Cardona C. N. (2006a). **Dinámica Económica**. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- Cardona C. N. (2006b). **Actividad Industrial**. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- Mejía M.E., Rosales C.F., Rojas G.J.A. y Molina S.C. (2006). **Evaluación de la calidad del agua**. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- Hansen A.M. y M. van Afferden (2005). **El lago de Chapala: Destino final del río Lerma**. En: El Agua en México vista desde la Academia. Jiménez B. y Marín J (eds.) Academia Mexicana de Ciencias. México, D.F.
- Hansen M.A. (2006a). **Metales pesados en la cuenca del río Lerma**. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- Hansen M.A. (2006b). **Metales pesados en el lago de Chapala**. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.

CAPÍTULO 2

VI.2. CAPÍTULO 2

METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS DEL MEANDRO DEL RÍO LERMA EN LA PIEDAD, MICHOACÁN, MÉXICO.

RESUMEN

El río Lerma es uno de los ríos más grandes e importantes en México. En los últimos 20 años se ha visto severamente afectado por el incremento no planeado de la población a lo largo de su curso, ya que éste ha sido utilizado como única vía de disposición de aguas residuales industriales y domésticas; de manera particular en la zona media de su cuenca, cercana a la localidad de La Piedad, Michoacán. El objetivo de este trabajo fue determinar si existen concentraciones altas de metales pesados y arsénico en los sedimentos en el río Lerma a la altura del meandro de La Piedad, Michoacán. Se recolectaron muestras de sedimento de ocho sitios diferentes en la zona, en temporadas de precipitación pluvial y estiaje. A las muestras se les realizó una caracterización física y se determinaron los metales pesados Cr, Ni, Cu, Zn y Pb por fluorescencia de rayos X (FRX), así como Fe y As por espectrofotometría de absorción atómica (AAS). Los sedimentos estudiados resultaron de color gris en su mayoría, con textura de arcilla en siete sitios, pH neutro en seis sitios y moderadamente ácido en dos. Con base en criterios de protección para sedimentos en agua dulce, las concentraciones en algunos sitios rebasan el nivel de efecto bajo (LEL) para Fe, Zn, Cu, Ni y Pb en muestreos de lluvias y estiaje, y en menor grado el nivel de efecto severo (SEL). Los análisis estadísticos mostraron diferencias significativas entre muestreos para Fe y As y entre sitios para Ni, Cu, Zn y Pb. El factor de enriquecimiento (FE) indica enriquecimiento en el siguiente orden $Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > As$. El índice de geoacumulación (I_{geo}) indica contaminación en el siguiente orden $Zn > Cr > Cu > Ni > As > Pb$. El meandro del río Lerma en La Piedad, Michoacán, presenta menor contaminación por metales pesados y arsénico la zona del dren, así como aguas abajo del meandro. Sin embargo, existen concentraciones significativamente altas de estos elementos en sedimentos de sitios ubicados en la parte media de la ciudad.

ABSTRACT

The Lerma River is one of the largest and most important rivers in Mexico. In the past 20 years it has been severely affected by the unplanned growth of population along its course, as it has been used as the only way of industrial and domestic wastewater disposal; in particular on the middle part of its basin near the city of La Piedad, Michoacán, Mexico. The aim of this study was to determine concentrations of heavy metals and arsenic in surface sediments of the Lerma river meander, which passes through La Piedad city in the state of Michoacán, Mexico. For this purpose, sediment samples were collected from eight different sites in the studied area during rainy and dry seasons. All samples were physically characterized and heavy metals as Cr, Ni, Cu, Zn and Pb were determined by X-ray fluorescence (XRF), as well as Fe and As by atomic absorption spectroscopy (AAS). The studied samples were gray colored with clayey texture at seven sites. pH values of sediments were considered as neutral in six sites and as moderately acidic in two sites. Based on protection criteria for freshwater sediments, concentrations of Fe, Zn, Cu, Ni and Pb exceed the Lowest Effect Level (LEL) in some sampling stations at rainy and dry seasons. Besides, some sites exceeded also the Severe Effect Level (SEL), particularly for Cu in sites near the city. Statistical analysis showed significant differences between sampling seasons for Fe and As, and between sites for Ni, Cu, Zn and Pb. The enrichment factor (EF) indicates enrichment in the following order Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > As. Geoaccumulation index (*I_{geo}*) indicates contamination in the following order Zn > Cr > Cu > Ni > As > Pb. The Lerma River meander in La Piedad, Michoacán, shows reduced pollution by heavy metals and arsenic near the drain area and downstream of the meander. However, there are significantly higher concentrations of these elements in sediments from sites located in the middle part of the city.

VI.2.1. INTRODUCCIÓN

La contaminación de ambientes acuáticos con metales pesados se ha convertido en un problema a nivel mundial en años recientes, porque estos son indestructibles y la mayor parte tienen efectos tóxicos en los organismos. Una cantidad de los contaminantes en el ambiente concierne a metales pesados debido a su efecto potencialmente tóxico y su habilidad para bioacumularse en ecosistemas acuáticos. Los metales pesados en estos ecosistemas usualmente son monitoreados mediante la determinación de su concentración en agua, sedimentos y organismos, generalmente existen bajos niveles en agua y más altos en sedimentos y organismos. Los metales pesados incluyen elementos esenciales y no esenciales que tienen una significancia particular en ecotoxicología, desde que estos son altamente persistentes y todos tienen el potencial para ser tóxicos en organismos vivos (Öztürk *et al.*, 2009). Después de la introducción de trazas de contaminantes metálicos en un río, ya sea a través de fuentes naturales o antropogénicas, la partición se realiza entre fases acuosas (columna de agua e intersticial) y fases sólidas (sedimentos, partículas en suspensión y biota) (Chunye *et al.*, 2008). Los oligoelementos pueden ser inmovilizado en el flujo de sedimentos y por lo tanto podrían estar involucrados en la absorción, coprecipitación, y la formación de compuestos (Okafor y Opuene, 2007; Mohiuddin *et al.*, 2010). En ocasiones son co-adsorbidos con otros elementos como los óxidos, hidróxidos de Fe, Mn, o pueden estar en la fase particulada (Awofolu *et al.*, 2005; Mwiganga y Kansiime, 2005). Las concentraciones traza de elementos en sedimentos se pueden utilizar para revelar la historia y la intensidad de la contaminación local y regional (Nyangababo *et al.*, 2005a).

El Río Lerma se localiza en la parte central de México dentro de la cuenca Lerma-Chapala abarcando una extensión de 53,501.3 km², lo que representa el 2.73% del territorio nacional. La cuenca ha llevado a una sobreexplotación de los recursos superficiales y subterráneos, que ponen en peligro tanto al medio ambiente como la sustentabilidad de la región a largo plazo. Esta situación crítica está estrictamente relacionada con el uso del agua en la cuenca, donde el uso principal es agrícola con una alta densidad de distritos de riego (Hansen y Van Afferden, 2001). Actualmente, la cuenca se identifica como altamente contaminada, se mantiene bajo una fuerte presión sobre sus recursos hídricos y naturales. Los altos niveles de contaminación de origen agrícola, industrial y urbano que se registran en la región están afectando el aprovechamiento y utilidad del agua y representan grandes riesgos para la salud de sus habitantes, así como para la

supervivencia de plantas y otros seres vivos característicos de la zona (Hidalgo *et al.*, 2009). Los metales pesados en la cuenca del río Lerma son originados por procesos naturales y actividades humanas. Los principales procesos son la erosión y el intemperismo por la acción atmosférica sobre yacimientos expuestos, causando la movilización de metales (Hansen, 2006a).

En estudios realizados en la región (Israde-Alcántara *et al.*, 2011), se reporta que los sitios más contaminados son las localidades del inicio del río Lerma (Alto Lerma), así como Salamanca y La Piedad (medio Lerma). En este estudio, el análisis de los metales pesados de los sedimentos del río Lerma registró concentraciones aproximadas a 2 mg/kg de plomo en las localidades de Hornitos y en el río la Laja. Las diatomeas son útiles para determinar la calidad del agua en sitios sujetos a distintos rangos de contaminación y se observó que la mayoría de los sitios presentaron mala y pésima calidad de agua. En el lago de Chapala se llevó a cabo una evaluación de contaminación por metales pesados y arsénico en sedimentos de 20 estaciones (Hansen y van Afferden, 2001), las concentraciones fueron menores a los niveles de efecto severo para sedimentos contaminados. El cromo, cobre, manganeso, níquel y el arsénico fueron más altos que los niveles de efecto bajo. El cromo, cobre y níquel presentaron concentraciones arriba de los niveles recomendados para sedimentos en ríos, sugiriendo que están siendo transportados por el río Lerma. Por la situación geográfica, también sugieren que el Lago de Chapala es un sistema bien mezclado, dado que las concentraciones de metales en sedimentos de diferentes estaciones no presentan variaciones considerables. La tendencia fue que los sedimentos del lago tienen concentraciones de metales ligeramente mayores a las de sedimentos del río, lo cual indica que los metales tienden a acumularse en el lago. Se encontraron excepciones (nivel de significancia 99%) para concentraciones de manganeso y arsénico. Las concentraciones de ambos fueron mayores en el lago que en los ríos. Las concentraciones altas de arsénico pueden deberse a la existencia de fuentes termales en el fondo del lago (Hansen, 2006b).

En el año 1999 el estudio para la bioevaluación de la contaminación en el cause principal de la cuenca Lerma-Chapala, donde se aplicaron un Índice de Calidad del Agua (ICA), un Índice Biótico Extendido (IBE) a partir de comunidades macrobentónicas y la aplicación de bioensayos, incluyó a La Piedad dentro de las siete localidades de trabajo en el río Lerma, en la parte media de la cuenca, obteniendo altos grados de contaminación, resultado de actividades antropogénicas (López- Hernández *et al.*, 2007). En este trabajo se realizó la evaluación de la

contaminación por metales pesados y arsénico en agua y sedimentos del meandro del río Lerma en La Piedad Michoacán, donde estos componentes son hábitat de comunidades biológicas, las cuales pueden biocacumular estos elementos y sufrir daños a nivel de órganos o verse afectados por concentraciones reconocidas como peligrosas (subletales y letales). En un estudio de especiación química de metales pesados en sedimentos y calidad del agua del Lago de Chapala, con resultados que indican el origen antropogénico, muestran concentraciones altas de Cd, Pb y Cr, e indican también un riesgo alto de contaminación en la columna de agua debido al alto potencial de desprendimiento de estos metales (Trujillo-Cardenas *et al.*, 2010). El río Lerma y el embalse José Antonio Alzate han sido de los cuerpos de agua en el Estado de México más contaminados, desde hace dos décadas (Avila-Pérez *et al.*, 1999). La Comisión Nacional del Agua (CNA) reconoce que el río Lerma está altamente contaminado, especialmente en el tramo situado entre el Carretera México-Toluca y el embalse de José Antonio Alzate. Las concentraciones de metales pesados en los sedimentos de este embalse son similares a los encontrados en las zonas altamente afectadas por la contaminación en México, lo cual refleja las actividades industriales y contribuciones naturales a la contaminación por metales pesados. El aspecto agrícola debe ser manejado cuidadosamente con el fin de evitar impactos locales no deseados y efectos peligrosos sobre la salud de la población (Avila-Pérez *et al.*, 2002). El río Lerma pertenece a una región densamente poblada del país y con crecimiento de la agricultura y la ganadería en zonas como El Bajío y La Piedad. A lo largo de su cuenca, existen grandes parques industriales como el de Salamanca (ciudad donde se encuentra una de las refinerías de petróleo más productivas en México), presencia de destilerías y fábricas de bebidas que se ubican en los municipios de Lerma, Toluca, Atlacomulco, Celaya, Irapuato y Morelia. También hay presencia de industria alimentaria, plantas químicas y farmacéuticas, fábricas de pulpa y papel, entre otras. El río Lerma desemboca en el Lago de Chapala, que es el más importante centro de distribución de agua en la región; Además, el agua de este lago es una fuente de agua potable para la ciudad de Guadalajara, la segunda ciudad más grande de México, con una población actual de 3,34 millones de habitantes (Sedeño-Díaz y López-López, 2007). El objetivo de este trabajo fue evaluar la contaminación por metales pesados y arsénico en sedimentos en la parte media de la cuenca del río Lerma, particularmente en la zona ubicada en La Piedad, Michoacán, conocida como meandro.

VI.2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

VI.2.2.1. Área de estudio

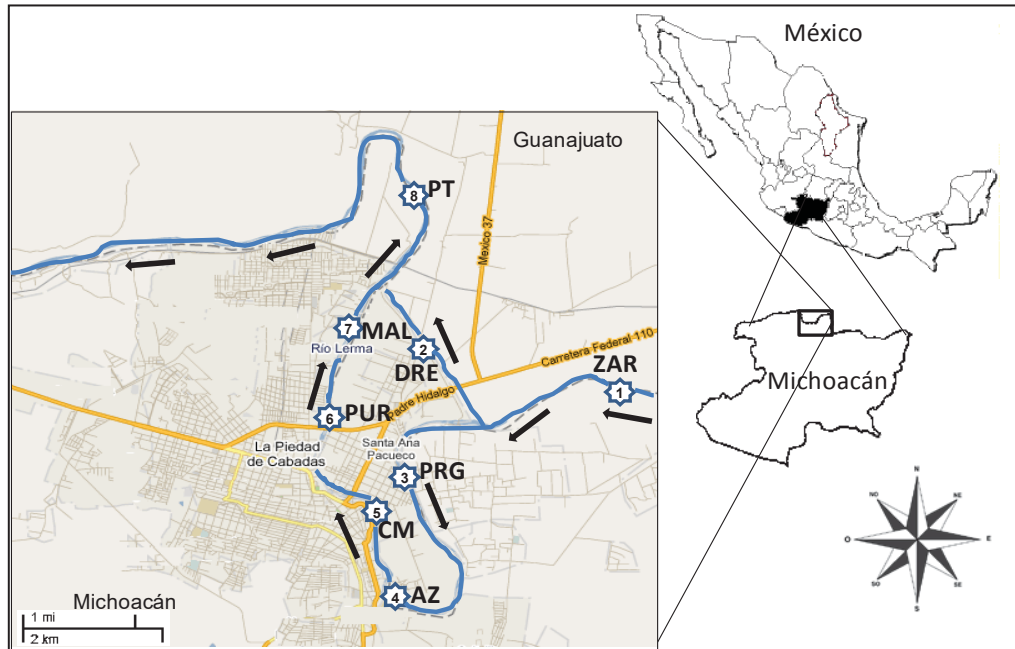


Fig. 1. Sitios de muestreo en el meandro de La Piedad, Michoacán.

Tabla 1. Sitios de muestreo (coordenadas geográficas).

SITIOS	NOMBRE	ALTITUD (msnm)	LATITUD N	LONGITUD W
ZAR	Zaragoza	1675	20° 20' 42.8''	101° 57' 46.5''
DRE	El Dren	1664	20° 21' 50.8''	102° 00' 37.2''
PRG	Puente Río Grande	1677	20° 20' 37.7''	102° 00' 42.1''
AZ	Arroyo Zináparo	2375	20° 19' 47.8''	102° 00' 50.5''
CM	Cuatro Milpas	1681	20° 19' 52.''	102° 00' 52.1''
PUR	La Purísima	1674	20° 20' 38.7''	102° 01' 24.8''
MAL	El Malecón	1678	20° 21' 27''	102° 01' 23.9''
PT	Planta de Tratamiento	1658	20° 22' 48.7''	102° 00' 38.9''

El área de estudio se ubica dentro del curso del Río Lerma establecido en la ciudad de La Piedad de Cabadas, en el estado de Michoacán (fig. 1 y tabla 1). Se localiza al norte del Estado, a una altura de 1,680 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte con los Estados de Jalisco y Guanajuato. Su distancia a la capital del Estado es de 183 km. Su superficie es de 284.11 km² y representa un 0.48 por ciento del total del Estado. Su relieve lo constituyen la depresión del Lerma y el sistema volcánico transversal. Su hidrografía se constituye principalmente por el río Lerma, arroyos, manantiales de agua fría y presas. El clima preponderante en el municipio es semicálido subhúmedo, con precipitación pluvial en verano, con un promedio anual del 700 milímetros y temperaturas que oscilan entre 3.0 a 38.5 °C. El suelo es primordialmente de uso

ganadero y en menor proporción agrícola (INAFED, 1999). El río Lerma, en todo su curso, recibe descargas agrícolas y municipales de varias ciudades ubicadas en el Estado de México, norte de Michoacán, sureste de Querétaro, sur de Guanajuato, este, centro y norte de Jalisco, Aguascalientes, sur de Zacatecas, sureste de Durango y noroeste y centro de Nayarit (González *et al.*, 2006).

VI.2.2.2. Plan de muestreo

VI.2.2.2.1. Selección de los sitios de muestreo

Se designaron 8 sitios de muestreo y se realizaron cuatro tomas de muestras en los meses febrero, mayo, agosto y noviembre del año 2009, en el área de estudio que comprende el Municipio de La Piedad de Cabadas, Michoacán y parte del Municipio de Pénjamo, Guanajuato (Santa Ana Pacueco); con problemas ambientales y sociales, donde el municipio michoacano esta aplicando una estrategia basada en el saneamiento y la restauración.

VI.2.2.3. Parámetros

La selección de parámetros fisicoquímicos para la caracterización de los sedimentos está basada en el propósito del estudio, los objetivos de calidad de los datos y los recursos disponibles. Los parámetros seleccionados fueron: temperatura, pH y tamaño de partícula (textura), metales pesados y arsénico.

VI.2.2.4. Toma de muestras de sedimento

Con base en la Norma Oficial (NMX-AA-014-1980) para agua, la colecta se realizó en el cauce del río Lerma. Se obtuvieron muestras íntegras, posteriormente se protegieron para evitar su contaminación y se almacenaron a 4° C para mantener sus características fisicoquímicas y biológicas. La colecta de sedimento se efectuó con un muestreador de tubo o con una draga tipo Ekman, de acuerdo a las características de profundidad y acceso al sitio. Se colectaron los primeros 10 cm de profundidad para obtener parámetros o propiedades de interés por deposición de material reciente (Mudroch y Azcue, 1995; Lau y Chu, 2000; EPA, 2001).

VI.2.2.5. Procedimiento general para el análisis de sedimentos

El color se determinó basándose en el método de la Tabla Munsell (método AS-22) (NOM-021-RECNAT-2000). El Sistema Munsell es el de mayor uso, describe todos los posibles colores en términos de tres coordenadas: matiz (Hue); claridad (Value) y pureza (Chroma). La textura se determinó de acuerdo al método de la pipeta para la determinación del tamaño de partículas (método AS-28) (NOM-021-RECNAT-2000). La textura del suelo es la proporción relativa por tamaños de partículas de arena, limo y arcilla; las cuales al combinarse permiten categorizar al suelo en una de las 12 clases texturales. El pH se determinó mediante el método 9045C para medir pH en suelo y lodos (EPA, 2004), el cual es un procedimiento potenciométrico para medir este parámetro en suelos y muestras de desechos.

VI.2.2.6. Determinación de metales pesados y arsénico

Para determinar el Fe y As se realizó la digestión ácida de sedimentos de acuerdo al método EPA 3050B (EPA, 1995). Se toma 1g de sedimento (peso seco) se pone en reflujo y se digiere con adiciones repetidas de ácido nítrico ultrapuro (HNO_3) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2), además de ácido clorhídrico ultrapuro (HCl). El digerido resultante se reduce en volumen mientras se calienta y después se diluye a un volumen final de 100 mL con agua desionizada; posteriormente se llevó a cabo el análisis de hierro por espectrometría de absorción atómica de flama (AAS) y para arsénico el análisis por espectrometría de absorción atómica mediante generación de hidruros (GH-AAS). Los metales traza Zn, Cu, Cr, Ni y Pb se determinaron por fluorescencia de Rayos X. El análisis de elementos traza mediante fluorescencia de rayos X, se realiza en muestra prensada, la cual es preparada mezclando profusamente 6 g de polvo finamente molido (tamaño de partícula <74 micras), con 0.6g de cera-C (Hoechst) como agente aglutinante (Instituto de Geología de la UNAM, 2011).

VI.2.2.7. Análisis estadístico

Las concentraciones de metales pesados y arsénico en sedimentos fueron comparados por sitios y por muestreos mediante un análisis de varianza (ANOVA a una vía), aplicando simultáneamente la prueba de medias "test de Tukey". Se aplicaron análisis de correlación múltiple y análisis clúster con el fin de conocer el grado de asociación entre los muestreos y conocer el grado de similitud entre sitios. Las pruebas se efectuaron con un nivel de significancia del 95% a fin de

comparar las diferencias existentes y se realizaron con el programa JMP 6.0 Statistical Discovery™ (SAS Institute Incorporated, 2005).

VI.2.2.8. Factor de Enriquecimiento (FE) e Índice de Geoacumulación (Igeo)

Se calcularon el factor de enriquecimiento (FE) y el índice de geoacumulación (Igeo) para examinar el grado de contaminación por metales en los sedimentos del meandro del río Lerma en La Piedad, Michoacán. Para la estimación de los aportes antropogénicos en el sedimento, frecuentemente se utilizan indicadores como el FE y el Igeo (Çevik *et al.*, 2009; Rodríguez-Barroso *et al.*, 2010). En este trabajo se utilizaron los valores de fondo de Fe para la normalización de los datos (NOAA, 2008). Para determinar el factor de enriquecimiento y el índice de geoacumulación se tomaron los valores de fondo para cada metal de las tablas recomendadas por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), los cuales son: 9.9 mg/kg para Ni, 25 mg/kg para Cu, 38 mg/kg para Zn, 17 mg/kg para Pb y 1.1 mg/kg para As. Matemáticamente, el FE es un coeficiente de concentración de metales medida respecto al hierro en la muestra de interés y dividido por el cociente metal de fondo/hierro de fondo. De acuerdo con Rodríguez-Barroso *et al.* (2010) el FE se expresa de la siguiente manera:

$$FE = \frac{(Me/Fe)_{sample}}{(Me/Fe)_{background}}$$

Donde, $(Me/Fe)_{sample}$ es la concentración del metal de interés en relación con la concentración de Fe en las muestras y $(Me/Fe)_{background}$ es el valor de fondo del metal en relación con el valor de fondo de Fe. Con el FE es posible establecer una guía de la contaminación. Los valores del FE se interpretaron de acuerdo a Birch (2003), donde FE <1 indica que no hay enriquecimiento; FE <3 indica que el enriquecimiento es menor; 3 < FE < 5 es moderado; 5 < FE < 10 es moderadamente grave; 10 < FE < 25 es grave; 25 < FE < 50 es muy grave y FE > 50 es extremadamente grave.

El índice de geoacumulación (Igeo) también se utilizó para evaluar la contaminación por metales en los sedimentos del meandro del río Lerma. De acuerdo con Çevik *et al.* (2009), este índice se expresa de la siguiente manera:

$$Igeo = \log_2 (C_n / 1.5 B_n)$$

Donde, C_n es la concentración del elemento en la muestra de sedimento (n), B_n es el valor de fondo geoquímico del elemento n y 1.5 es el factor de corrección de fondo de la matriz debido a los efectos litogénicos. De acuerdo con Loska *et al.* (1997) y González-Macías *et al.* (2006), el nivel de contaminación se puede clasificar en una escala que va de 1 a 6: $I_{geo} \leq 0$ = sedimento no contaminado, $I_{geo} < 1$ = sedimento no contaminado a moderadamente contaminado, $I_{geo} < 2$ = moderadamente contaminado, $I_{geo} < 3$ = moderadamente a fuertemente contaminado, $I_{geo} < 4$ = fuertemente contaminado, $I_{geo} < 5$ = fuertemente a muy fuertemente contaminado, $I_{geo} > 5$ = muy fuertemente contaminado.

VI.2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VI.2.3.1. Descripción de la muestra

De acuerdo al método de la Tabla Munsell las determinaciones de color en seco de sedimentos de los sitios estudiados presentan colores grises (tabla 2); sólo los sitios PUR (gris oscuro) y AZ (gris muy oscuro) presentaron una variación. La determinación en húmedo indicó gris muy oscuro para 7 sitios y sólo en el sitio 6 se obtuvo el color negro. El color puede ser utilizado como una clave del contenido de ciertos minerales en el suelo, fundamentalmente minerales férricos ya que ellos proveen la mayor variedad de pigmentos al suelo.

Los resultados de textura (tamaño de partícula) indican que solamente el sedimento del sitio DRE (franco-arcillo-arenoso) es una combinación de arenas, limos y arcillas, en el cual predominan las arenas. Este sitio se localiza en la parte media del dren. En tanto que los siete sitios restantes, localizados a lo largo del meandro, presentan sedimentos de tipo fino o arcilloso (tabla 3). La mayoría de los sitios presentaron sedimentos finos y suaves al tacto con partículas grandes y algunos restos de materia orgánica, las cuales fueron removidas para realizar los análisis en el laboratorio. Las clases texturales en las clasificaciones pedológicas se basan en porcentajes, por peso, en la fracción menor de 2.0 mm de diámetro, la cual se refiere a tierra fina (USDA y NRCS, 2006). Se retiraron las partículas mayores a este diámetro en las muestras estudiadas para realizar este análisis. Las características texturales de los sedimentos son uno de los factores más importantes que determinan la química y ecología de los sedimentos, además de controlar el almacenamiento de metales pesados en los sedimentos en sistemas fluviales. Se acepta que el limo y arcilla son probablemente los más importantes limpiadores de metales traza en este tipo de sistemas, lo que se atribuye a las grandes superficies de las partículas finas, así como a sus formas

variadas y la carga que poseen. Además, debido a los recubrimientos de su superficie con óxidos de hierro y manganeso es probable que también adsorban contaminantes orgánicos, y es aún más probable que estén involucrados en reacciones de adsorción. Las fracciones limosas y arcillosas en sedimentos están fuertemente relacionadas con la mayor parte de los contaminantes que se pueden encontrar en los sedimentos (Orescanin *et al.*, 2004; Çevik *et al.*, 2009).

El pH determinado en muestras de sedimentos durante el primer muestreo se comparó con las categorías de la norma mexicana (tabla 4 y fig. 2), cinco sitios se encuentran dentro de la categoría de pH neutro, cuatro de estos sitios se localizan a lo largo del meandro y cerca de la ciudad; tres sitios se clasifican como moderadamente ácidos, uno de ellos se ubica en la parte media del dren, otro en el curso del meandro y el tercero (donde se presentó el valor de pH más bajo, que favorece aun mas la dinámica de los metales pesados) es el último río abajo a la salida del meandro. El pH es una propiedad química del sedimento que tiene un efecto importante en el desarrollo de los seres vivos, es fundamental en los procesos físicos, químicos y biológicos del suelo.

Tabla 2. Valores de matiz, brillo e intensidad obtenidos para los sedimentos del primer muestreo y su clasificación (NOM-021-RECNAT-2000).

SITIO	Matiz (Hue)	Brillo (value)	Intensidad (chroma)	Color	Determinación	
ZAR	10 YR	5	/	1	Gray	Seco
DRE	10 YR	5	/	1	Gray	Seco
PRG	10 YR	5	/	1	Gray	Seco
AZ	10 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Seco
CM	10 YR	5	/	1	Gray	Seco
PUR	10 YR	4	/	1	Dark gray	Seco
MAL	7.5 YR	5	/	1	Gray	Seco
PT	10 YR	5	/	1	Gray	Seco
ZAR	10 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo
DRE	7.5 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo
PRG	10 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo
AZ	10 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo
CM	10 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo
PUR	7.5 YR	3	/	1	Black	Húmedo
MAL	10 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo
PT	7.5 YR	3	/	1	Very Dark Gray	Húmedo

Tabla 3. Porcentajes de arena, limos y arcillas obtenidos para los sedimentos del primer muestreo y su clasificación de acuerdo al triángulo de textura (NOM-021-RECNAT-2000).

SITIO	%			TOTAL	TEXTURA
	ARENAS	LIMOS	ARCILLAS		
ZAR	8	20	72	100	Arcilla
DRE	59	12	29	100	Franco arcillo arenoso
PRG	7	7	86	100	Arcilla
AZ	1	1	98	100	Arcilla
CM	5	39	56	100	Arcilla
PUR	7	26	67	100	Arcilla
MAL	2	31	67	100	Arcilla
PT	8	19	73	100	Arcilla

Tabla 4. Valores de pH obtenidos para los sedimentos del primer muestreo y criterios de evaluación de un suelo respecto a su valor (NOM-021-RECNAT-2000).

MUESTRA	T ° C	Valor de pH	CATEGORÍA
ZAR	28.0	7.17	Neutro
DRE	28.0	6.17	Moderadamente ácido
PRG	28.2	6.46	Moderadamente ácido
AZ	28.2	6.76	Neutro
CM	28.3	6.72	Neutro
PUR	28.0	6.96	Neutro
MAL	28.3	6.92	Neutro
PT	28.3	5.89	Moderadamente ácido

Fuertemente ácido	<5	
Moderadamente ácido	5.1 a 6.5	CATEGORÍA
Neutro	6.6 a 7.3	NOM-021-RECNAT-2000
Medianamente alcalino	7.4 a 8.5	

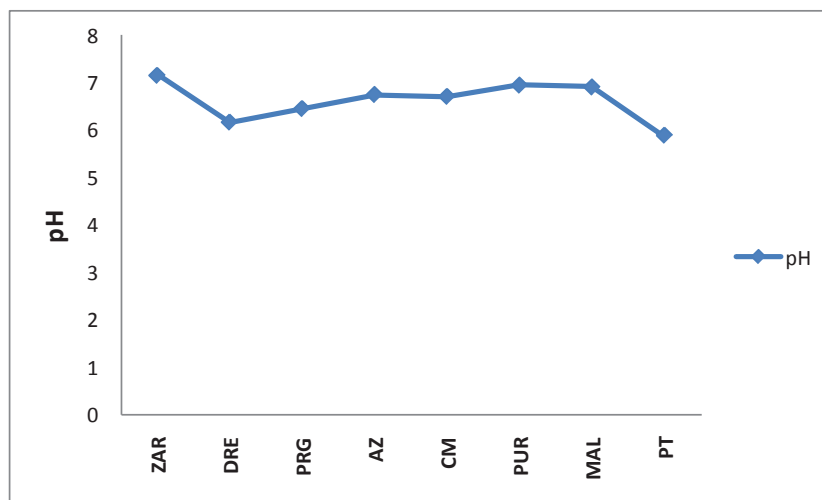


Fig. 2. Valores de pH determinados en agua para el muestreo de febrero.

VI.2.3.2. Concentración de metales pesados y arsénico

Cada una de las concentraciones de los metales pesados y arsénico en sedimentos se compararon con los criterios para sedimentos en agua dulce recomendados por la *National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2008)*, conocidos como LEL “Lowest Effect Level” (Nivel de Efecto Bajo) y SEL “Severe Effect Level” (Nivel de efecto severo), criterios establecidos de acuerdo al gradiente de toxicidad. En la Fig. 3 se puede observar que el Fe presentó, en la mayoría de los sitios, valores mayores al criterio LEL (2%) y en algunos muestreos alcanzan el criterio SEL (4%) de acuerdo a la NOAA, el valor más alto se obtuvo en muestreos de agosto (precipitación pluvial) y noviembre (estiaje) en los sitios PRG, AZ, CM, MAL y PT; mientras que los valores más bajos se obtuvieron en el mes de mayo en la mayoría de los sitios, destacando el 1% en mayo en el sitio PRG. El hierro es uno de los metales más abundantes en sedimentos debido a que es uno de los elementos más comunes en la corteza terrestre (Jain et al., 2007). Las concentraciones relativamente altas de Fe en las muestras, pueden ser atribuidas principalmente al tipo de suelo presente en la zona de estudio. El hecho de que las concentraciones de Fe aumenten en los meses de precipitación puede deberse a la introducción de una mayor cantidad de partículas provenientes del arrastre o erosión del suelo por las lluvias o, de igual manera, por precipitación del Fe existente en agua, formando óxidos y oxihidróxidos de hierro, respecto a los valores de pH; lo cual coincide con las bajas concentraciones de este metal encontradas en esta temporada en muestras de agua (capítulo 1).

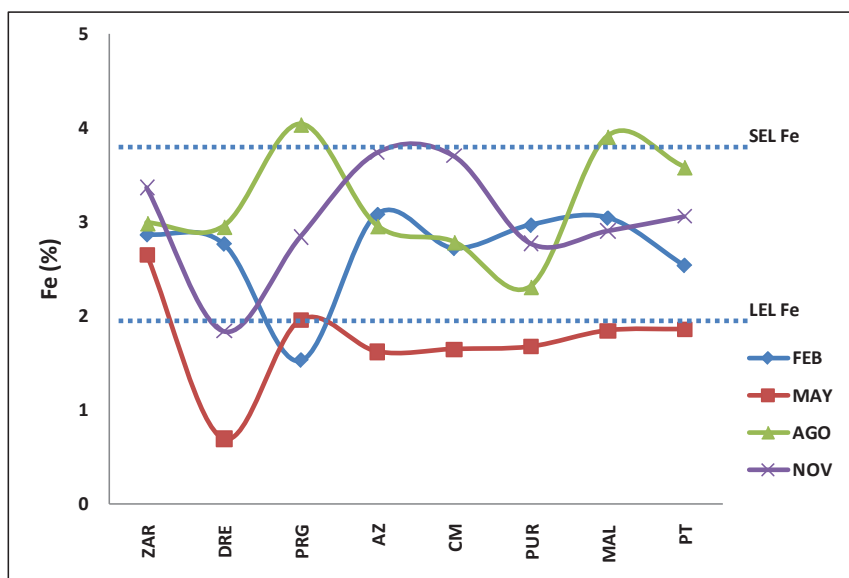


Fig. 3. Concentraciones de Fe en porcentajes determinadas en sedimentos por AAS mediante flama y criterios recomendados por la NOAA.

Las concentraciones de arsénico determinadas por absorción atómica mediante generación de hidruros se muestran en la Fig. 4. El As presentó un comportamiento similar en la mayoría de los sitios, las concentraciones se incrementan en los meses de agosto y noviembre (arrastré por lluvia), manteniendo concentraciones menores en febrero y mayo. La mayoría de los sitios presentaron valores menores a los criterios LEL (6 mg/kg) y SEL (33 mg/kg) recomendados por la NOAA. El valor más alto en mayo en el sitio MAL con 6.2 mg/kg, y el más bajo 0.6 mg/kg en el mismo sitio y en el sitio DRE en el mes de mayo. Al observar el gráfico se puede establecer que las concentraciones más altas se obtuvieron en los sitios PRG, CM, PUR y MAL ubicados a lo largo del meandro, pero también se observa un aumento en la concentración en el mes de noviembre en el sitio ZAR ubicado en la entrada al meandro. Las menores concentraciones durante los cuatro muestreos se presentaron en el sitio DRE, lo cual puede interpretarse como una acumulación de As en sitios ubicados a lo largo del meandro. Las concentraciones relativamente bajas de este elemento en la época de estiaje pueden atribuirse a condiciones más anóxicas y a los valores de pH al momento del muestreo (Villalobos-Castañeda et al., 2010), lo cual a su vez puede estar relacionado con la liberación del metaloide a la fase acuosa; esto coincide con las concentraciones mayores reportadas en muestras de agua en estos sitios (capítulo 1), aun cuando estas son relativamente bajas es importante señalar el incremento de este elemento. Los niveles de As encontrados en este estudio (0.6-6.2 mg/kg) son significativamente menores a los reportados en sitios clasificados como altamente contaminados para este elemento cuyas fuentes pueden ser tanto naturales como industriales y que oscilan desde 8 mg/kg hasta 209 mg/kg (Pandey et al., 2004; Belucci et al. 2002). Las fuentes naturales de contaminación por arsénico, incluyen minerales sulfurosos ricos en este elemento, provenientes de rocas volcánicas o depósitos hidrotermales de minerales (Welch et al., 1988; Flores-Tavizón et al., 2003). Los minerales sulfurosos oxidados son capaces de liberar altas concentraciones de arsénico a partir de sus jales de minas (Smedley y Kinniburgh, 2002; Puga et al., 2006). Por otro lado, los plaguicidas que contienen arsénico pueden acumularse en agua de irrigación donde han sido aplicados, y se han encontrado casos en los que este elemento presente en agua de irrigación, ha permanecido en los campos sobre los que se utiliza este tipo de agua (Gutiérrez et al., 2009). Este tipo de agroquímicos han sido utilizados en campos agrícolas de la zona. El arsénico es un elemento que afecta principalmente la base de la cadena alimenticia en este tipo de ecosistemas, siendo el fitoplancton el eslabón más susceptible a su toxicidad, manifestando una reducción en su

crecimiento en niveles tan bajos como 3 $\mu\text{g/L}$ en agua (Price y Pichler, 2005). Aún cuando las concentraciones de As en los sedimentos no representan una amenaza inmediata para el ambiente acuático en el meandro del río Lerma, los sedimentos en esta zona pueden actuar como un “almacén” de este metaloide, debido al alto contenido de Fe, que en su forma de óxido e oxihidróxido es capaz de retener al As (Macedo 2007) lo que justifica un monitoreo más amplio en estudios futuros dentro de la zona del meandro.

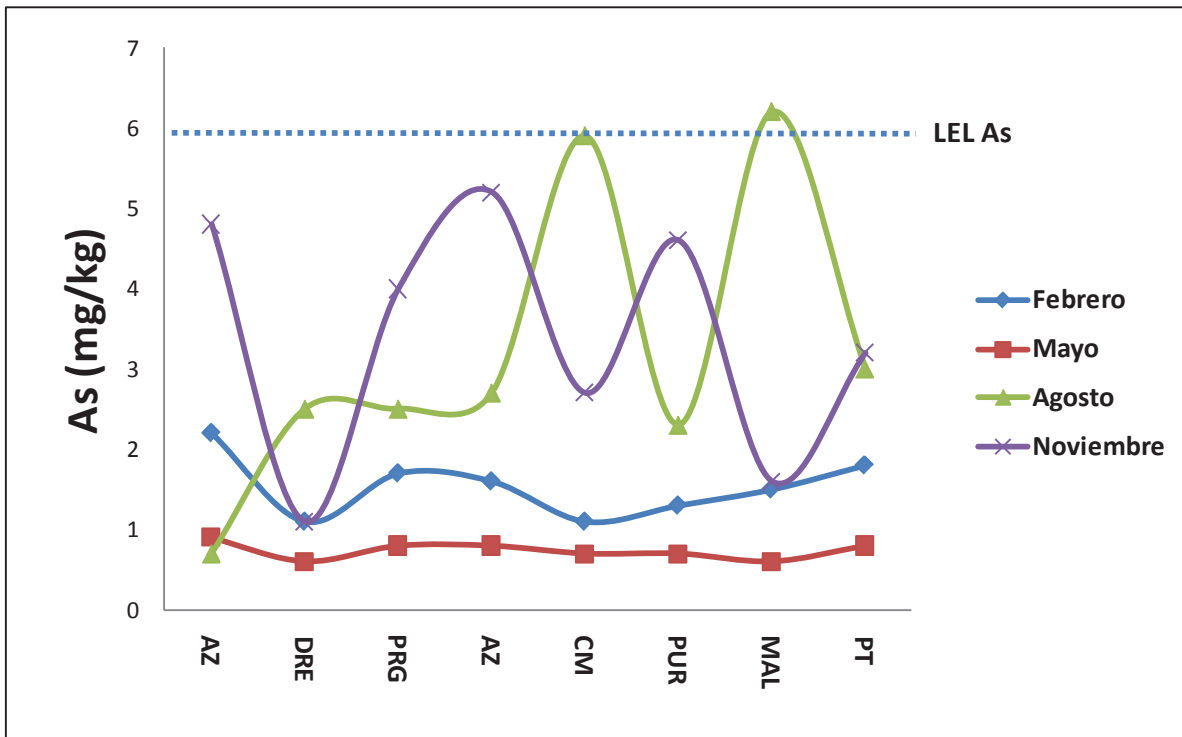


Fig. 4. Concentraciones de As en mg/kg base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante generación de hidruros y criterio LEL recomendado por la NOAA.

En la Fig. 5, se pueden observar las concentraciones de Zn en los sedimentos del área de estudio. Este metal presenta valores mayores al criterio LEL (120 mg/kg) en la mayor parte de los sitios en casi todos los muestreos; sin embargo, no se rebasa el criterio SEL (820 mg/kg) en ningún sitio. Las concentraciones más elevadas se presentaron en los meses de febrero (estiaje) y agosto (precipitación pluvial), con disminución en mayo y noviembre en los sitios AZ, CM, PUR y PT. Es importante recalcar que estos sitios se localizan a lo largo del meandro y en el caso del sitio TP a la salida del meandro, lo que puede representar una acumulación de Zn en la zona de estudio. Los valores más bajos se observan en los primeros tres puntos localizados a la entrada al

meandro y en la parte media del dren y corresponden a los sitios ZAR, DRE y PRG, con concentraciones elevadas en febrero y que varían en mayo, agosto y noviembre. El hecho de encontrar concentraciones elevadas en estos sitios, sugiere la introducción de este elemento al ambiente acuático de fuentes ubicadas en la zona urbana del área de estudio, particularmente en el sitio AZ, ya que se encuentra una descarga de aguas residuales cercana a él. El Cu (Fig. 6) presentó una ligera variación a lo largo de los muestreos, con concentraciones mayores al criterio LEL (16 mg/kg), y en los sitios AZ, CM y PUR cercanos a la ciudad rebasan de manera notable el criterio SEL (110 mg/kg) recomendado por la NOAA. Este elemento al igual que el Zn presentó las concentraciones más altas en los sitios mencionados, lo que sugiere su acumulación en el meandro y aportación antropogénica en la zona urbana, debida principalmente a descargas de aguas residuales domésticas y de escurrimientos de zonas agrícolas cercanas a estos sitios (Duman et al., 2007). Asimismo, el hecho de exista una tendencia a la disminución en la concentraciones en la temporada de precipitación (agosto), muestra que cierta concentración de este elemento pueda movilizarse hacia la columna de agua debido las condiciones del pH del agua e incluso de la resuspensión a causa de un mayor flujo en el río. De manera similar, las concentraciones bajas de Zn en sitios ubicados a la salida del meandro, sugieren la existencia de fuentes puntuales de contaminación en sitios cercanos a la zona urbana (AZ, CM y PUR). El zinc es el cuarto metal más usado a nivel mundial, después del Fe, Al y Cu. Muchos minerales contienen Zn como elemento mayoritario, por lo que se relaciona con distintos depósitos minerales. Las industrias minera, metal-mecánica, de galvanoplastia, del petróleo, incineradores e incluso el desgaste de neumáticos, liberan cantidades significativas de este metal al ambiente (Bhattarai, 2006). Sin embargo, este tipo de industria no se encuentra en la zona. Por otro lado, la zona de estudio es una de las más importantes en cuanto a la producción porcícola a nivel nacional (Pérez, 2001), y se sabe que en este tipo de granjas se utilizan compuestos de Cu y Zn para la alimentación de cerdos, entre otros usos (Smith II et al., 1997). Debido a que en la zona existe una gran cantidad de descargas relacionadas con este tipo de actividades (Pérez, 2001), se puede indicar que éstas contribuyen con un aporte significativo de Zn y Cu al ecosistema acuático del meandro del río Lerma.

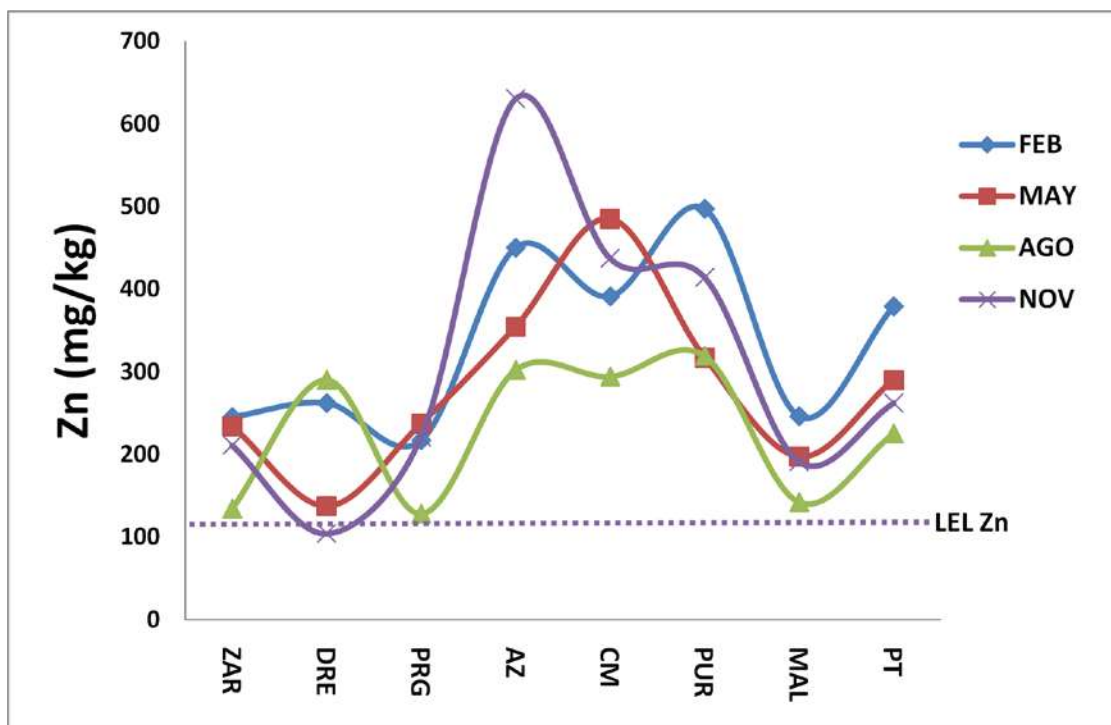


Fig. 5. Concentraciones de Zn en mg/kg determinadas en sedimentos por fluorescencia de rayos X y criterio LEL recomendado por la NOAA.

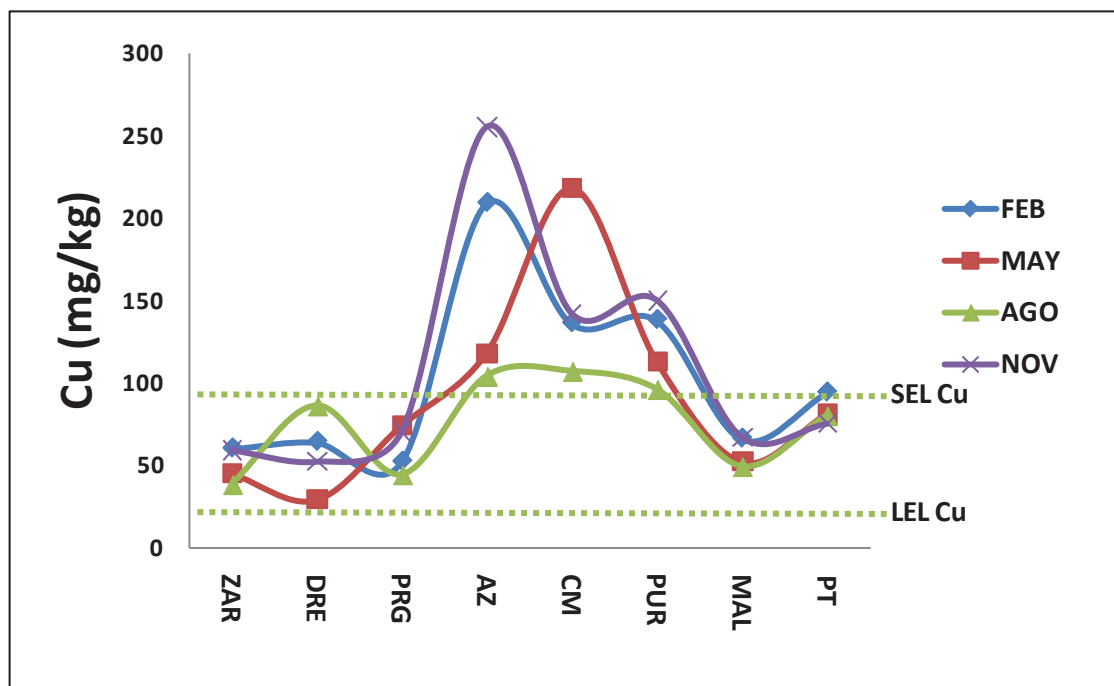


Fig. 6. Concentraciones de Cu en mg/kg determinadas en sedimentos por fluorescencia de rayos X y criterios recomendados por la NOAA.

En la Fig. 7 se muestran las concentraciones de Cr en sedimentos, las cuales fueron mayores al criterio LEL (26 mg/kg) recomendado por la NOAA, sin rebasar el criterio SEL (110 mg/kg). Las concentraciones presentaron una variación menor entre muestreos en la mayoría de los sitios. Lo anterior se puede interpretar como un flujo continuo de este elemento sin acumulación en sitios específicos. El consumo anual de cromo a nivel mundial se estima en 12. Millones de toneladas; 85% de las cuales son utilizadas por la industria metalúrgica y 8% por la industria química, entre otros usos. Se han reportado niveles de Cr en sedimentos superficiales de hasta 19 mg/kg (Duman et al., 2007). Se ha reportado una alta correlación entre las concentraciones totales de Fe y Cr en sedimentos (Hurthouse, 2001, 2003). Los óxidos de hierro han mostrado una alta afinidad por la adsorción de Cr. Esta asociación puede explicar la poca variación de las concentraciones de Cr en sedimentos del meandro del río Lerma, ya que impide su movilidad. Sin embargo, si se presentan condiciones reductoras y catalíticas ácidas que transforman en ión ferroso más soluble que el ion férrico, lo cual genera la liberación del Cr, favoreciendo su liberación hacia la columna de agua (Korfali et al., 2006). Las fuentes probables de contaminación por este metal están relacionadas en la zona con las tenerías y curtidorías, siendo una zona de influencia probable, las actividades de este tipo que se presentan con gran frecuencia en el estado de Guanajuato, aguas arriba del meandro.

Las concentraciones de Ni que se muestran en la Fig. 8. De manera similar al Cr, concentraciones fueron mayores a los criterios LEL (16 mg/kg), sin rebasar el criterio SEL (75 mg/kg) recomendado por la NOAA, el sitio PRG presentó los valores más altos mientras que en los demás sitios no se observan grandes variaciones. El Ni está clasificado también como uno de los metales con alto potencial tóxico para la salud humana. La producción de Ni se obtiene principalmente de yacimientos de azufre. Se utiliza ampliamente en la industria de la galvanoplastia, la producción de baterías recargables, aleaciones, la industria electrónica, refinerías de petróleo, entre otras. Este metal entra al ambiente acuático mediante la disolución de las rocas y suelos ricos en minerales que lo contienen, desechos industriales, deposición atmosférica y los tiraderos de basura. El Ni es relativamente insoluble a valores de pH por encima de 6.7. La lluvia ácida incrementa también su concentración en agua. Su presencia en la atmósfera está relacionada con el uso de combustibles fósiles (Bhattarai, 2006). Un estudio realizado a muestras de sedimentos del río Gomti, un tributario del río Ganges en la India, reportó

valores de Ni entre 20 y 40 mg/kg en algunos sitios (Singh et al., 2005), los cuales fueron clasificados como altamente contaminados. En este estudio se han encontrado concentraciones similares, sobre todo en los sitios PRG y MAL.

En la Fig. 9 se presentan las concentraciones de Pb, las cuales fueron mayores al criterio LEL (31 mg/kg) en los sitios ZAR, AZ, Cuatro Milpas y PUR, con poca variación a lo largo de los muestreos en el sitio PUR, estos sitios se localizan a lo largo del meandro comenzando con el sitio ZAR como el de entrada al meandro. Todos los sitios presentaron valores relativamente bajos a comparación del criterio SEL (250 mg/kg) recomendado por la NOAA. Sin embargo, los niveles de Pb en los sitios relacionados con la zona urbana del área de estudio, sugieren un aporte de este elemento por fuentes de contaminación ubicadas en la ciudad, el cual no es despreciable.

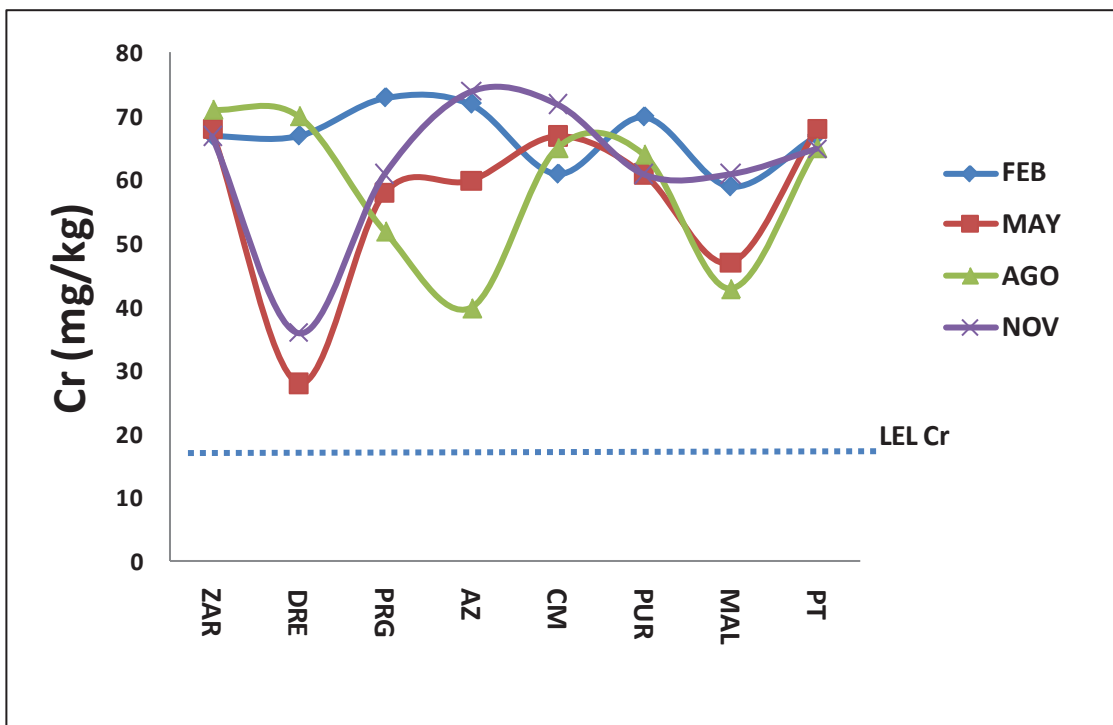


Fig. 7. Concentraciones de Cr en mg/kg determinadas en sedimentos por fluorescencia de rayos X y criterio LEL recomendado por la NOAA.

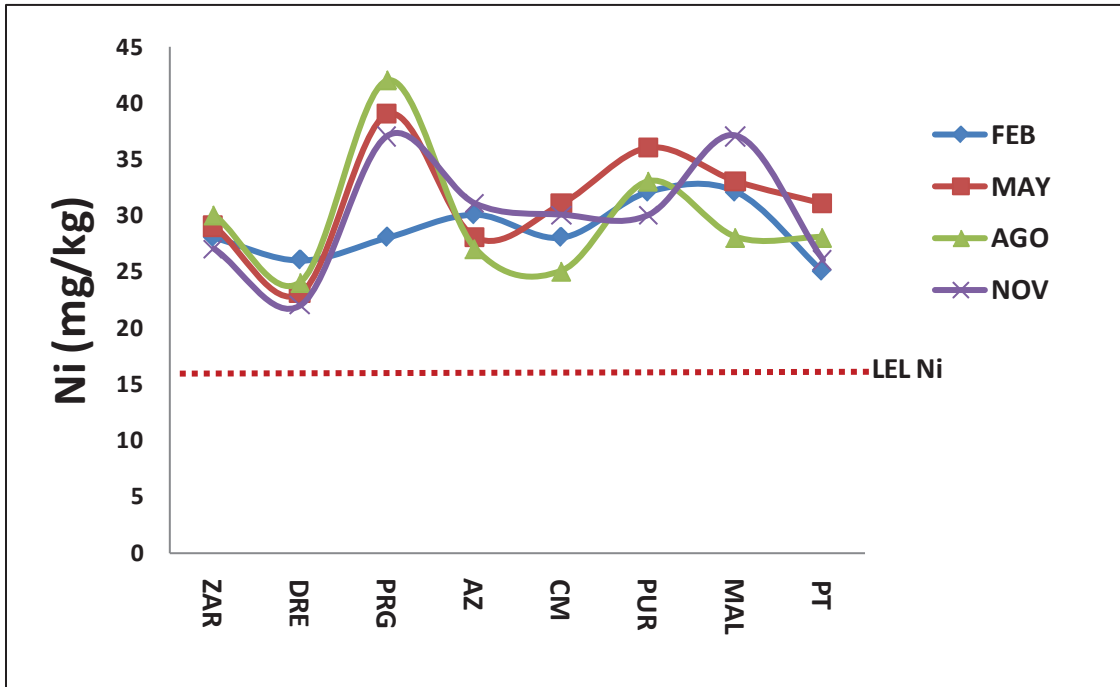


Fig. 8. Concentraciones de Ni en mg/kg determinadas en sedimentos por fluorescencia de rayos X y criterio LEL recomendado por la NOAA.

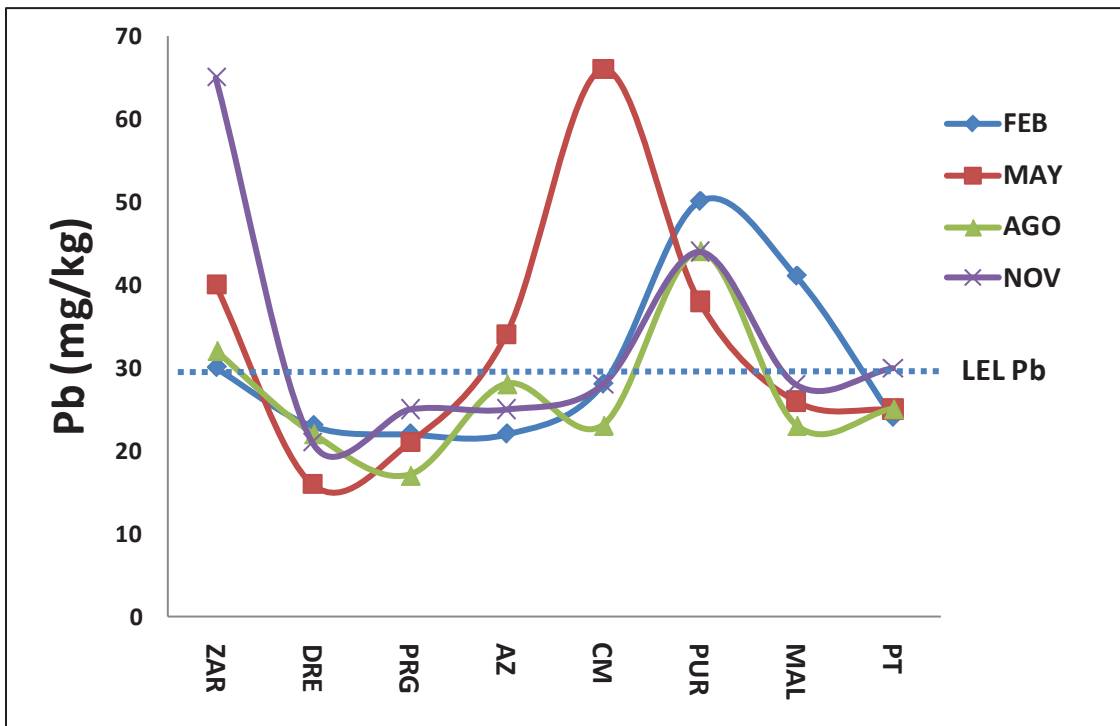


Fig. 9. Concentraciones de Pb en mg/kg determinadas en sedimentos por fluorescencia de rayos X y criterio LEL recomendado por la NOAA.

VI.2.3.2.1. ANOVA de metales pesados y arsénico

El ANOVA realizado por muestreos para Fe (Fig. 10 y tablas 5 y 6) y As (Fig. 11 y tablas 5 y 6) muestra que existen diferencias significativas entre muestreos con una $p=0.0019$ en cuanto las medias más altas de Fe de febrero (estiaje), noviembre (estiaje) y agosto (precipitación pluvial) y la media más baja de mayo (precipitación pluvial). Respecto al As con una $p=0.0002$ muestra variaciones estadísticas en el mismo orden que el Fe (tablas 5 y 6). El ANOVA realizado por sitios indica discrepancias estadísticas significativas para Ni, Cu, Zn y Pb, solo el Cr no mostró diferencias (y tablas 5 y 6). En lo que se refiere al análisis de varianza y comparación de medias entre muestreos, los elementos analizados por FRX no indicaron incompatibilidades estadísticas significativas. Respecto al Ni se encontraron diferencias significativas entre sitios (Fig. 12 y tablas 5 y 6), con una $p=0.0003$ con diferencias entre el sitio PRG con la media más alta y el sitio DRE con la media más baja, los otros seis sitios mantienen similitud entre grupos. El Cu (Fig. 13 y tablas 5 y 6) muestra variaciones significativas entre sitios con una $p<0.0001$ con diferencias entre el sitio AZ con la media más alta y los sitios ZAR, DRE, PRG y MAL con la media más baja, los sitios CM, PUR y PT mantienen similitud entre grupos. En la Fig. 14 y tablas 5 y 6, los valores de Zn muestran contrastes significativos entre sitios parecidas a las observadas con el Cu, con una $p<0.0003$ con discrepancias entre los sitios AZ y CM con la media más alta y los sitios ZAR, DRE, PRG y MAL con la media más baja, los sitios PUR y TP mantienen similitud entre grupos. El Pb muestra contraste significativo entre sitios (Fig. 15 y tablas 5 y 6), de manera similar al Ni, con una $p=0.0155$ las diferencias son claras entre el sitio PUR con la media más alta y el sitio DRE con la media más baja, los otros seis sitios mantienen similitud entre grupos.

Tabla 5. Anova de concentraciones de metales pesados y arsénico en sedimentos.

Anova de una vía Análisis de varianza						
Elemento	Fuente	GL	Suma de Cuadrados	Cuadrados Medios	F Ratio	Prob > F
Fe	MUESTREO	3	4.0101852	1.33673	6.8195	0.0019*
	Error	23	4.5083333	0.19601		
	C. Total	26	8.5185185			
As	MUESTREO	3	40.527500	13.5092	9.0638	0.0002*
	Error	28	41.732500	1.4904		
	C. Total	31	82.260000			
Ni	SITIO	7	427.00000	61.0000	6.2431	0.0003*
	Error	24	234.50000	9.7708		
	C. Total	31	661.50000			
Cu	SITIO	3	40.527500	13.5092	9.0638	0.0002*
	Error	28	41.732500	1.4904		
	C. Total	31	82.260000			
Zn	SITIO	7	300919.88	42988.6	6.3292	0.0003*
	Error	24	163011.00	6792.1		
	C. Total	31	463930.88			
Pb	SITIO	7	2233.8750	319.125	3.1952	0.0155*
	Error	24	2397.0000	99.875		
	C. Total	31	4630.8750			

Tabla 6. Comparación de medias para metales pesados y arsénico en sedimentos utilizando Tukey-Kramer HSD.

Elemento	Nivel	Media	
Fe	q*	Media	
	2.76731	FEB	2.8750000
	Alfa	NOV	2.8333333
		AGO	2.8000000
		MAY	2.0000000
0.05		B	
As	q*	Media	
	2.73031	FEB	2.8750000
	Alfa	NOV	2.8333333
		AGO	2.8000000
		MAY	2.0000000
0.05		B	
Ni	q*	Media	
	3.31191	PRG	36.500000
	Alfa	LP	32.750000
		EM	32.500000
		AZ	29.000000
	0.05	CM	28.500000
		ZAR	28.500000
		PT	27.500000
	Cu	q*	Media
3.31191		AZ	171.50000
Alfa		CM	150.75000
		LP	124.25000
		PT	82.50000
0.05		PRG	60.00000
		EM	58.50000
		ED	57.75000
ZAR		50.50000	

Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes.

Tabla 6. Continuación

Zn	q*	Alfa	Nivel		Media			
	3.31191	0.05	AZ	A	434.00000			
			CM	A	401.75000			
			LP	A	B	386.75000		
			PT	A	B	289.00000		
			ZAR		B	206.00000		
			PRG		B	200.75000		
			ED		B	198.25000		
			EM		B	194.00000		
Pb			q*	Alfa	Nivel		Media	
		LP			A			44.000000
		ZAR			A	B		41.750000
		CM			A	B		36.250000
		EM			A	B		29.500000
		AZ			A	B		27.250000
		PT			A	B		26.000000
		PRG			A	B		21.250000
	ED		B	20.500000				

Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes.

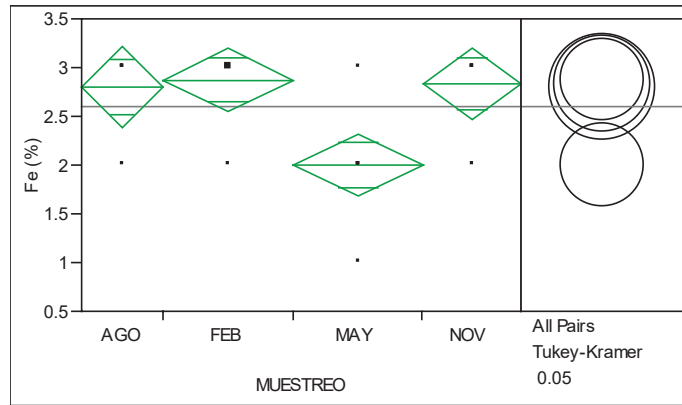


Fig. 10. Análisis de una vía de Fe (%) por muestreo.

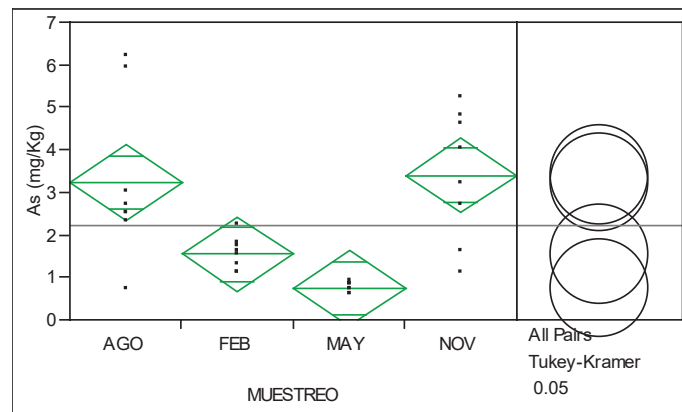


Fig. 11. Análisis de una vía de As (mg/kg) por muestreo.

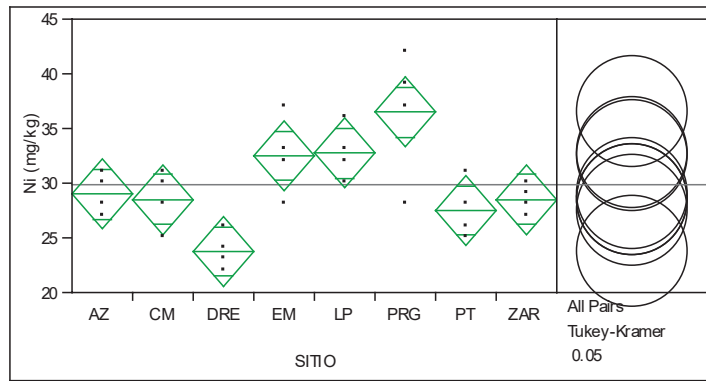


Fig. 12. Análisis de una vía de Ni (mg/kg) por sitio.

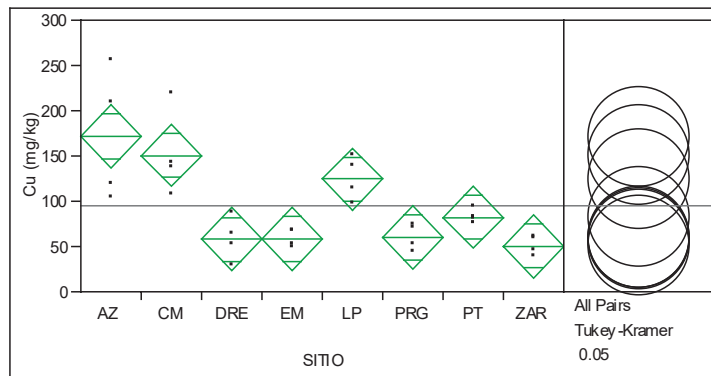


Fig. 13. Análisis de una vía de Cu (mg/kg) por sitio.

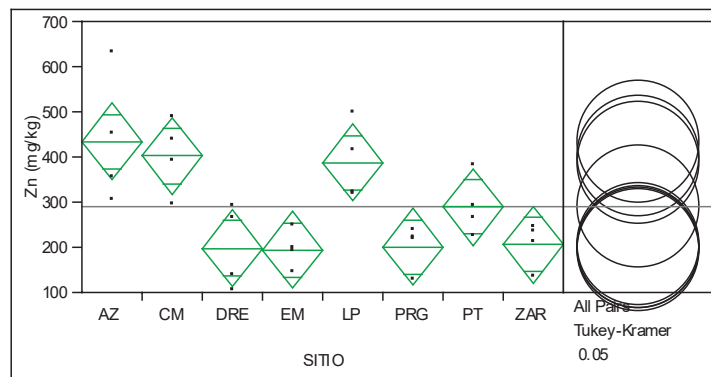


Fig. 14. Análisis de una vía de Zn (mg/kg) por sitio.

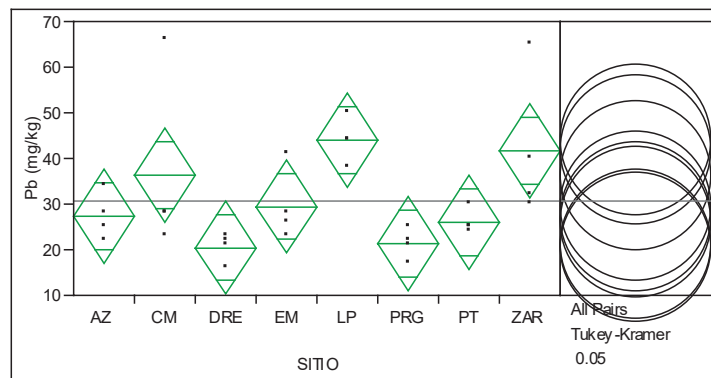


Fig. 15. Análisis de una vía de Pb (mg/kg) por sitio.

VI.2.3.2.2. Análisis clúster de metales pesados determinados por FRX

Este análisis se realizó para conocer las similitudes existentes entre sitios y muestreos (Fig. 16). De acuerdo a los valores de Cr, Ni, Cu, Zn y Pb el dendograma muestra tres grandes grupos, en los cuales se observan que los sitios son parecidos entre los muestreos y en ocasiones también existen semejanzas entre los diferentes en cada muestreo. En comparación al análisis clúster realizado para As y Fe las analogías se ordenan generalmente entre diferentes sitios de uno o más muestreos.

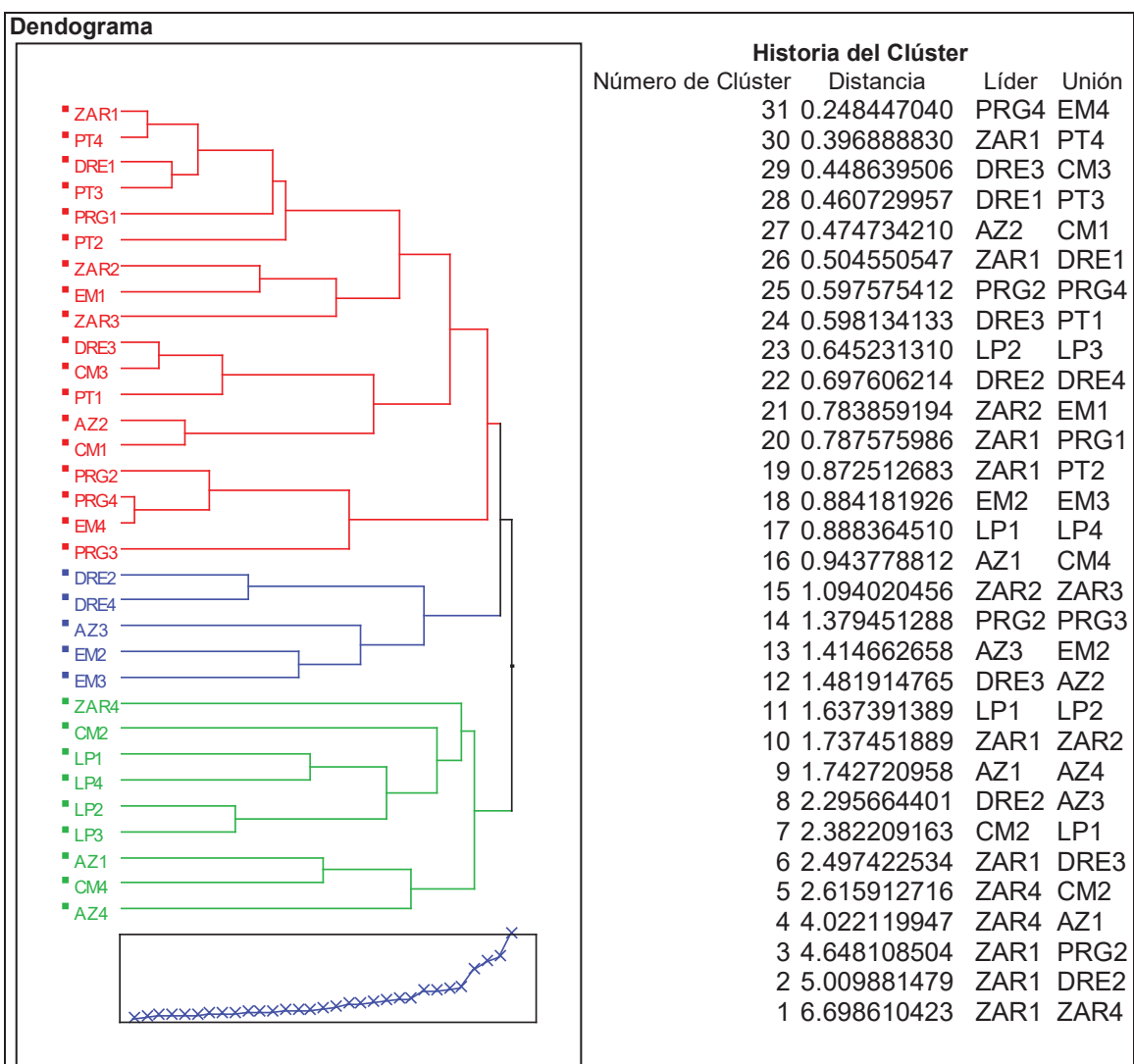


Fig. 16. Clúster jerárquico de metales totales determinados por FRX (Método Ward)

VI.2.3.3. Factor de Enriquecimiento (FE) e Índice de Geoacumulación (Igeo)

El factor de enriquecimiento, calculado para los ocho sitios de estudio, manifiesta incremento de los metales estudiados en los intervalos EF <1 no enriquecimiento; <3 menor; 3-5 moderado; 5-10 moderadamente grave; 10-25 grave y 25-50 muy grave. No se encontró enriquecimiento de ningún elemento con FE > 50 extremadamente grave.

El FE para el Cr (Fig.17) muestra valores que oscilan entre enriquecimiento menor a severo. La mayor parte de los sitios presentaron valores de FE moderado y severo, se destacan valores menores de FE en cuatro sitios (DRE, PRG, AZ y MAL) en muestreos de agosto y noviembre, valores de FE mitigado en los ocho sitios en mayor grado en muestreos de febrero, mayo y agosto. El FE severo se presentó en el sitio CM en el muestreo de mayo. Para el caso del Ni (Fig.18), el FE muestra una variación de menor a moderadamente severo, la mayor parte de los sitios presentaron valores de FE menor, y en menor grado FE moderado, destacando factores de enriquecimiento atenuado en seis sitios (ZAR, DRE, PRG, PUR, MAL y PT) en el muestreo de mayo, el FE moderadamente severo se presentó en el sitio CM en el muestreo de mayo, de forma similar al Cr. El hecho de que existan factores de enriquecimiento mayores en este sitio (CM), sugiere la existencia de fuentes de contaminación que aportan Cr y Ni en zonas cercanas a éste.

Respecto al Cu, la variación del FE muestra valores de menor a severo (Fig. 19), la mayor parte de los sitios presentaron valores de FE menor, seguidos por FE moderado y, en menor grado, un FE moderado severo, destacando valores mitigados en dos sitios AZ (febrero y noviembre) y CM en el muestreo de noviembre, el FE severo se presentó en el sitio CM en el muestreo de mayo, de forma similar al Cr y Ni. El Zn mostró valores de FE de menor a muy severo (Fig. 20), la mayor parte de los sitios presentaron valores de FE moderadamente severos, seguidos por FE moderado y en menor grado FE menor, destacan valores moderadamente graves en la mayoría de los sitios en los cuatro muestreos, así como valores mitigados en varios sitios resaltando el muestro de noviembre, los valores severo y muy severo del FE se presentaron en el sitio CM en noviembre y mayo respectivamente, de forma similar al Cu, Cr y Ni. Es importante mencionar que una vez más, el sitio CM,

seguido del sitio AZ, son los que muestran valores de FE mayores. Esto corrobora el comportamiento de los sedimentos en esta parte del meandro, que actúa como depósito de metales en el sistema acuático, los cuales provienen probablemente de fuentes cercanas a la zona urbana de La Piedad, Michoacán.

Los valores de FE de Pb (Fig.21) mostraron una variación de menor a severo, la mayor parte de los sitios presentaron valores de FE menor; sólo el sitio ZAR presentó un por FE moderado en mayo y solo el sitio CM presentó un valor severo en mayo, también similar al Zn, Cu, Cr y Ni.

En cuanto al As (Fig. 22), los valores de FE mostraron una variación de menor a moderado, la mayor parte de los sitios presentaron valores de FE menor y los sitios AZ, CM y MAL presentaron valor de EF moderado en muestreos de agosto y noviembre. Estos sitios se encuentran en la zona de influencia de escurrimientos agrícolas, donde se tiene registro del uso de plaguicidas que pueden ser un aporte de este elemento que provocan estos valores de enriquecimiento de los sedimentos.

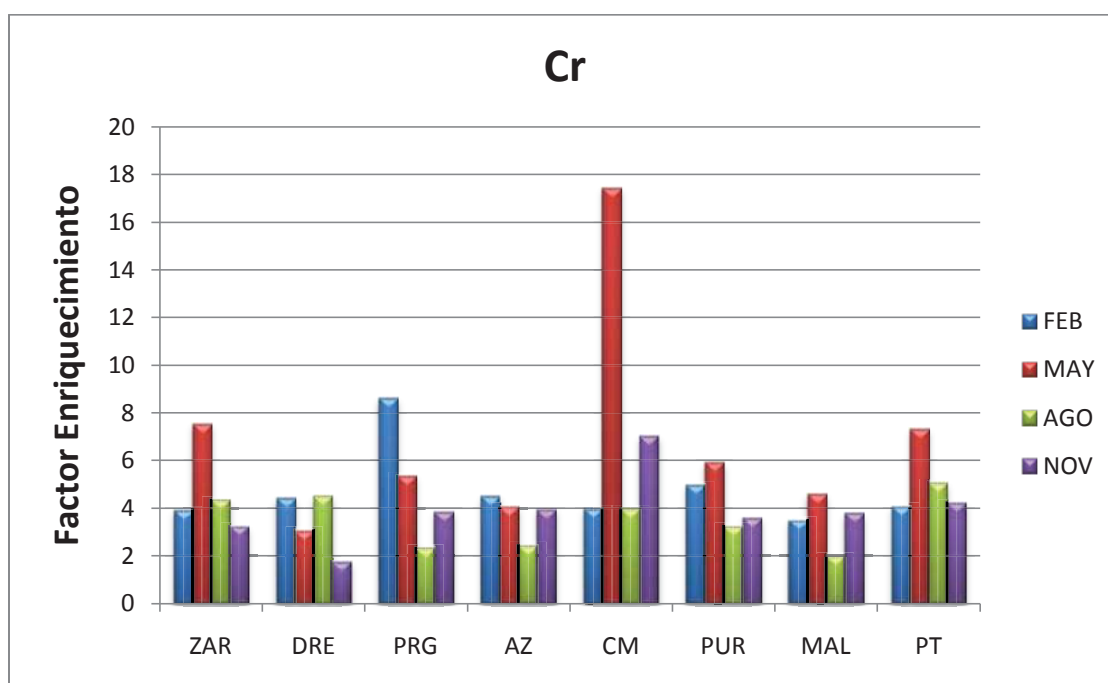


Fig. 17. Factor de Enriquecimiento obtenido para Cr en los sitios de muestreo.

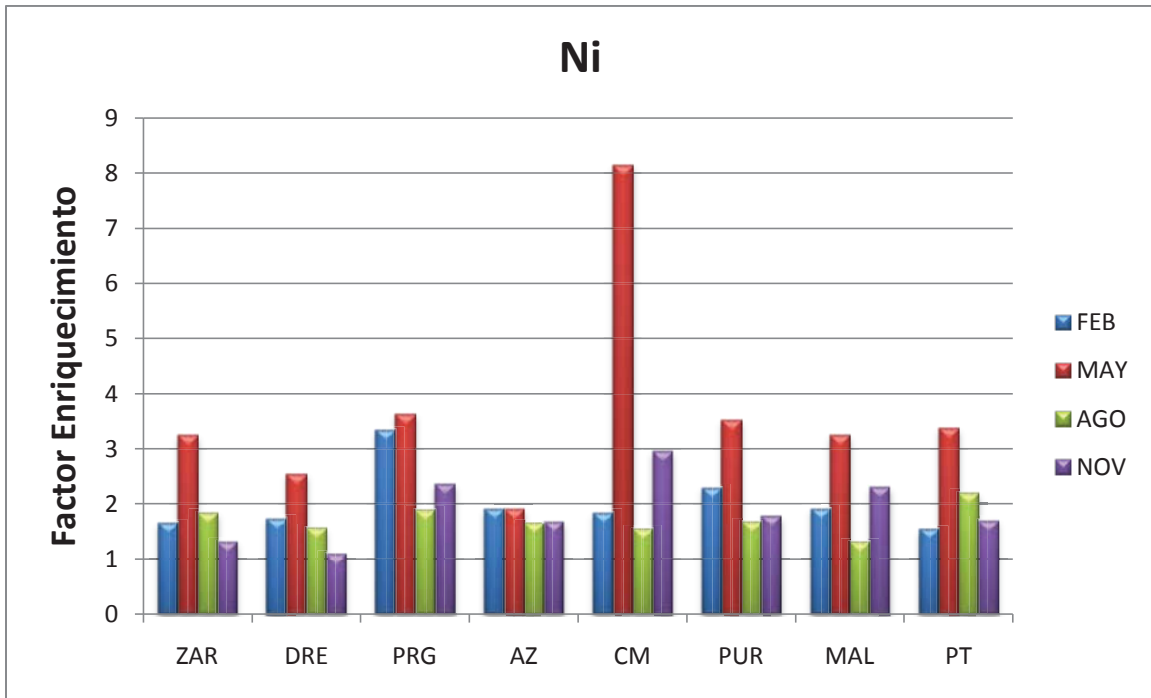


Fig. 18. Factor de Enriquecimiento obtenido para Ni en los sitios de muestreo.

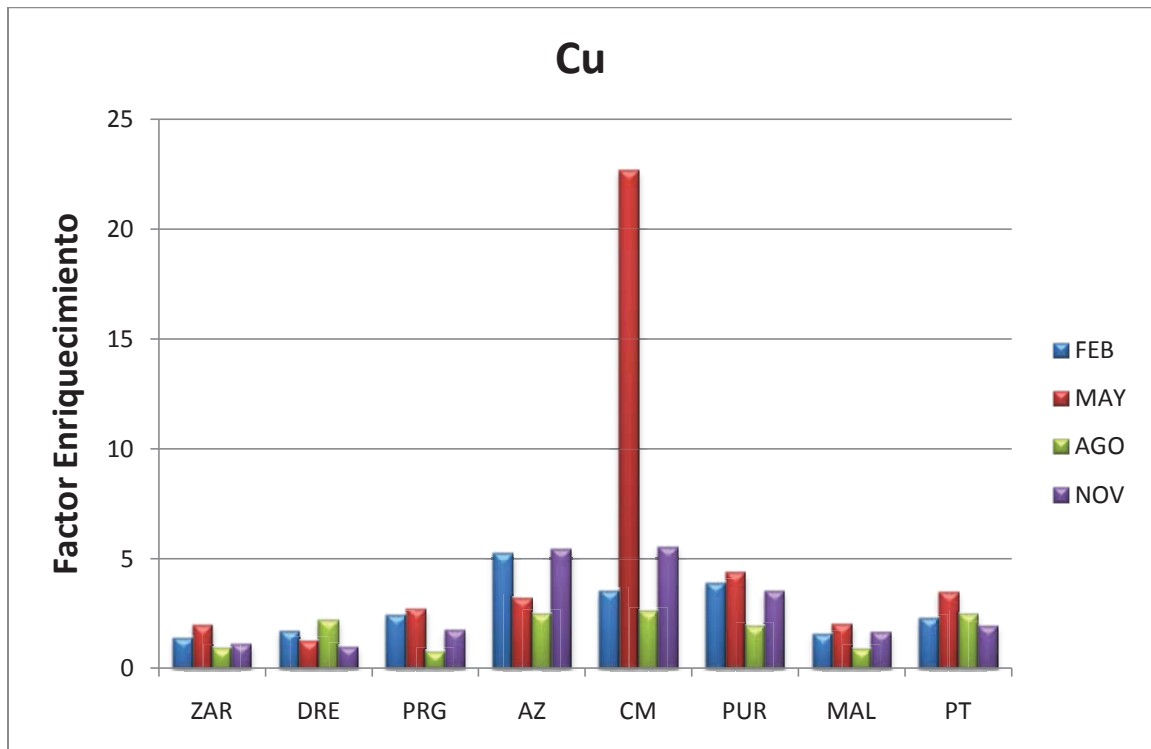


Fig. 19. Factor de Enriquecimiento obtenido para Cu en los sitios de muestreo.

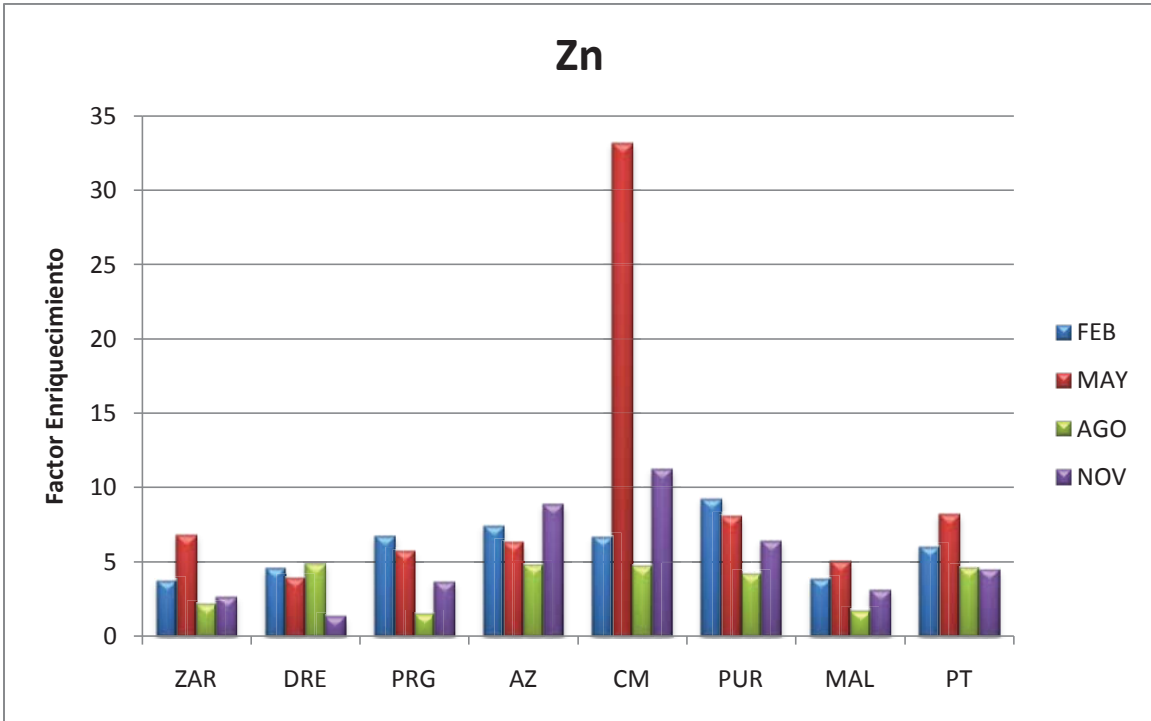


Fig. 20. Factor de Enriquecimiento obtenido para Zn en los sitios de muestreo.

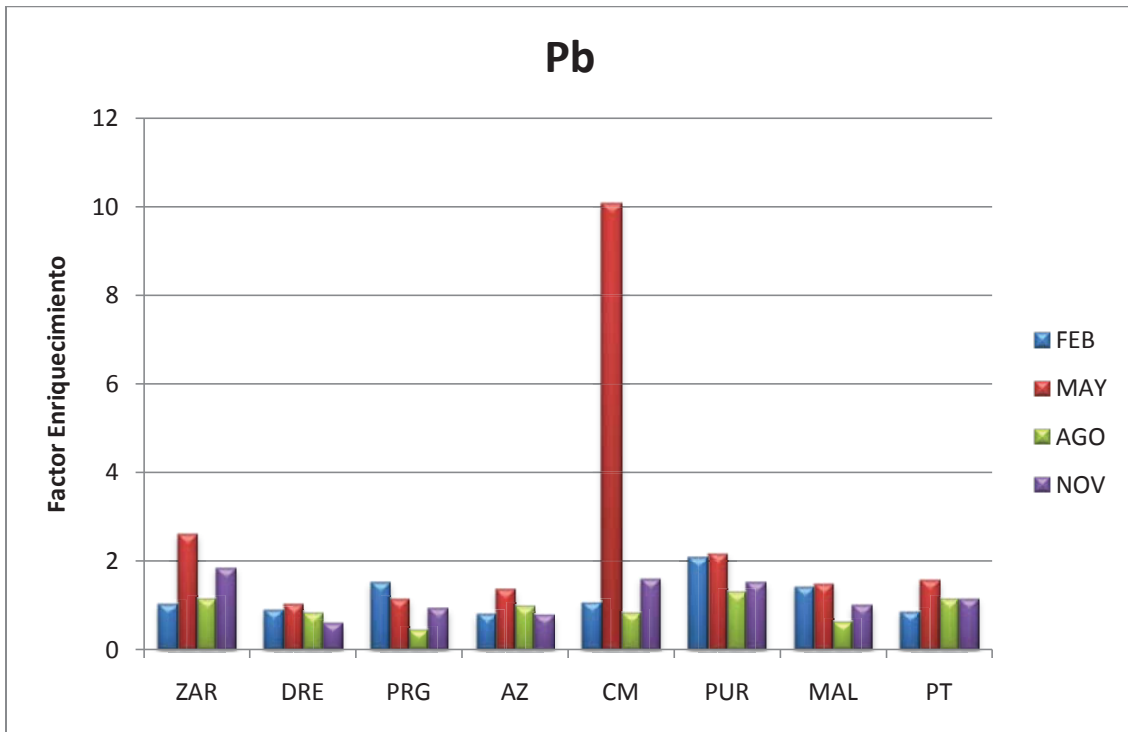


Fig. 21. Factor de Enriquecimiento obtenido para Pb en los sitios de muestreo.

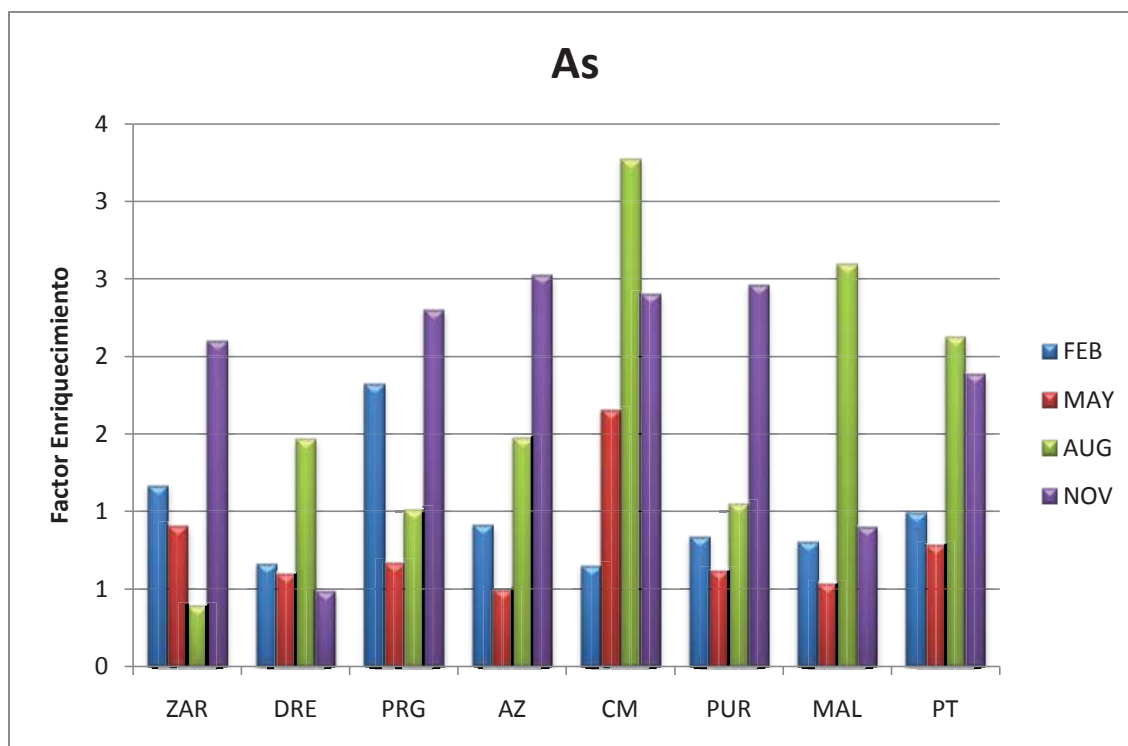


Fig. 22. Factor de Enriquecimiento obtenido para As en los sitios de muestreo.

El índice de gaoacumulación (Igeo) de manera similar al factor de enriquecimiento indica contaminación de los elemento estudiados en los sitios de muestreo, manejando rangos de no contaminado a contaminado fuerte.

Los valores de Igeo de Fe (Fig. 23) variaron de un intervalo de contaminación de no contaminado a contaminado moderado, los sitios mostraron en mayor proporción contaminación moderada en muestreos de febrero, agosto y noviembre, mientras que en todo el muestreo de mayo en los ocho sitios resultó no contaminado con Fe. En el caso del Cr (Fig. 24) el Igeo en la mayor parte de los sitios mostró contaminación moderada a fuerte durante los cuatro muestreos; sólo resultó contaminación moderada a fuerte en los sitios DRE (en mayo y noviembre) y AZ (en agosto).

El Igeo de Ni (Fig. 25) en los ocho sitios resultó de no contaminado en mayor proporción en muestreos de febrero, agosto y noviembre, mientras que presentó contaminado moderado en los sitios PRG (en mayo, agosto y noviembre), AZ (en noviembre), CM (en mayo), PUR (en febrero, mayo y agosto), MAL (en febrero mayo y noviembre) y PT (en

mayo). Los valores de Igeo calculado para Cu (Fig. 26) destacan algunos sitios no contaminados en diferentes muestreos, en proporción similar resultó no contaminado a contaminado moderado y en tres sitios (AZ, CM y PUR) mostró contaminación moderada a fuerte durante varios muestreos. El Igeo para Zn (Fig.27) indican contaminación en varios rangos, únicamente el sitio DRE resultó contaminado moderado, el valor contaminado moderado a fuerte se presentó en cuatros sitios (ZAR, DRE, PRG y MAL) en muestreos de mayo, agosto y noviembre, mientras que el valor contaminado moderado a fuerte resultó en tres sitios (AZ, CM y PUR) en muestreos de febrero, mayo y noviembre, en tanto que, el valor contaminado fuerte resultó en mayor proporción en los ocho sitios durante los cuatro muestreos. Respecto al Igeo obtenido para Pb (Fig. 28), fue de no contaminado en los sitios (DRE y PRG) durante los cuatro muestreos, (AZ, CM, MAL y PT) en diferentes muestreos, el valor contaminado moderado se presentó en tres sitios ZAR (en noviembre), CM (en mayo) y PUR (en febrero). El Igeo obtenido para As (Fig. 29), mostró el valor de no contaminado en mayor proporción en muestreos de febrero y mayo en los ocho sitios, mientras que el valor no contaminado a contaminado moderado resultó en los ocho sitios en muestreos de febrero, agosto y noviembre, destaca también, el valor contaminado moderado obtenido en muestreos de agosto y noviembre en siete sitios excepto el sitio DRE.

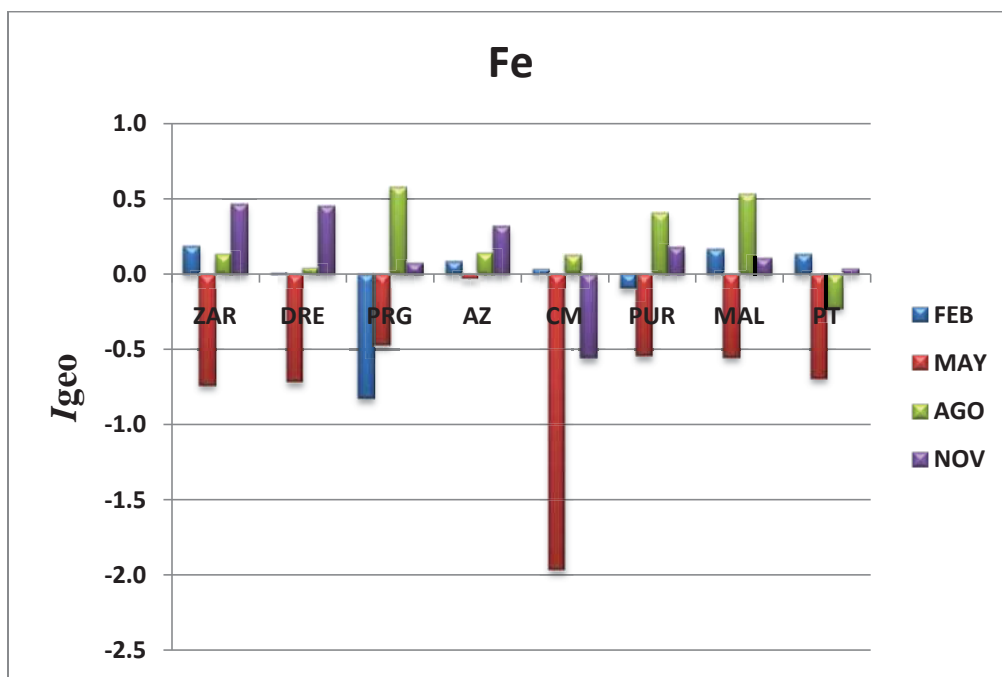


Fig. 23. Índice de geoacumulación de Fe en sitios de muestreo.

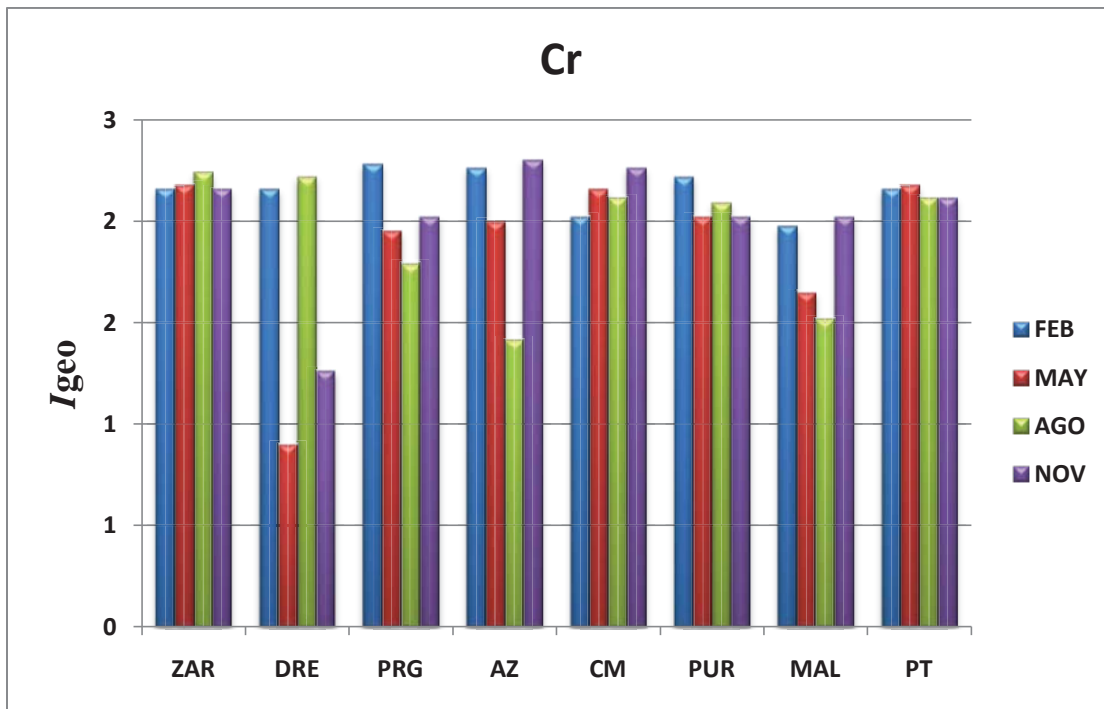


Fig. 24. Índice de geoacumulación de Cr en sitios de muestreo.

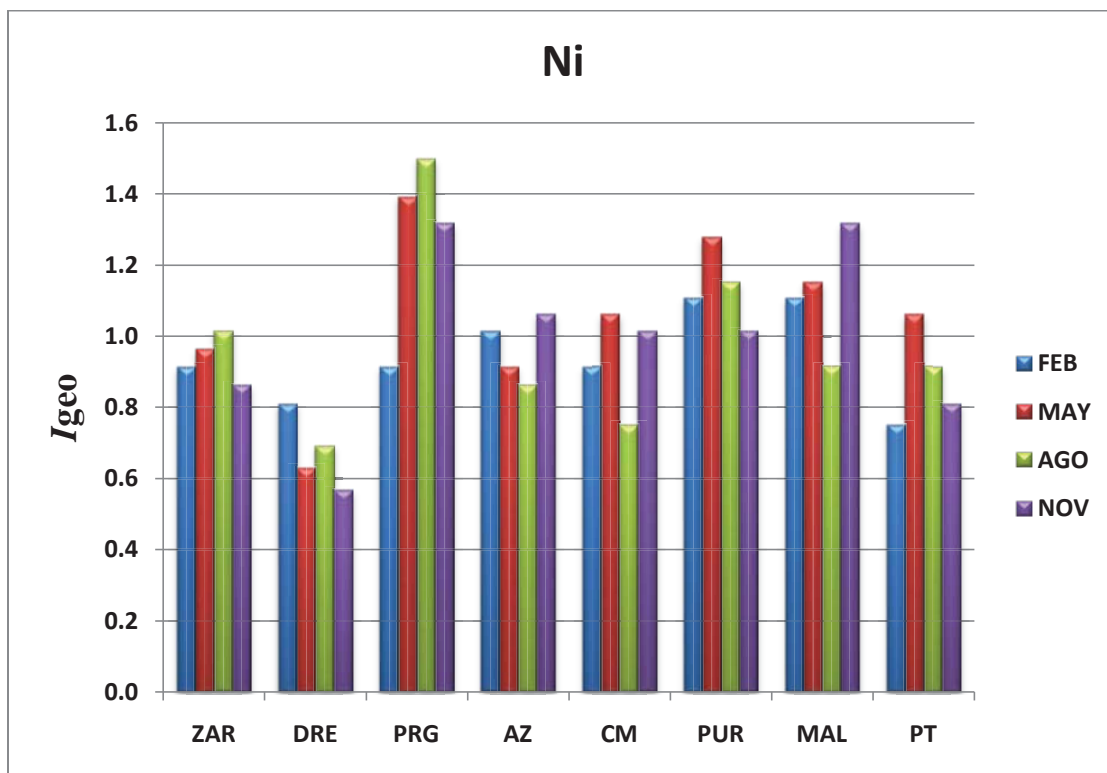


Fig. 25. Índice de geoacumulación de Ni en sitios de muestreo.

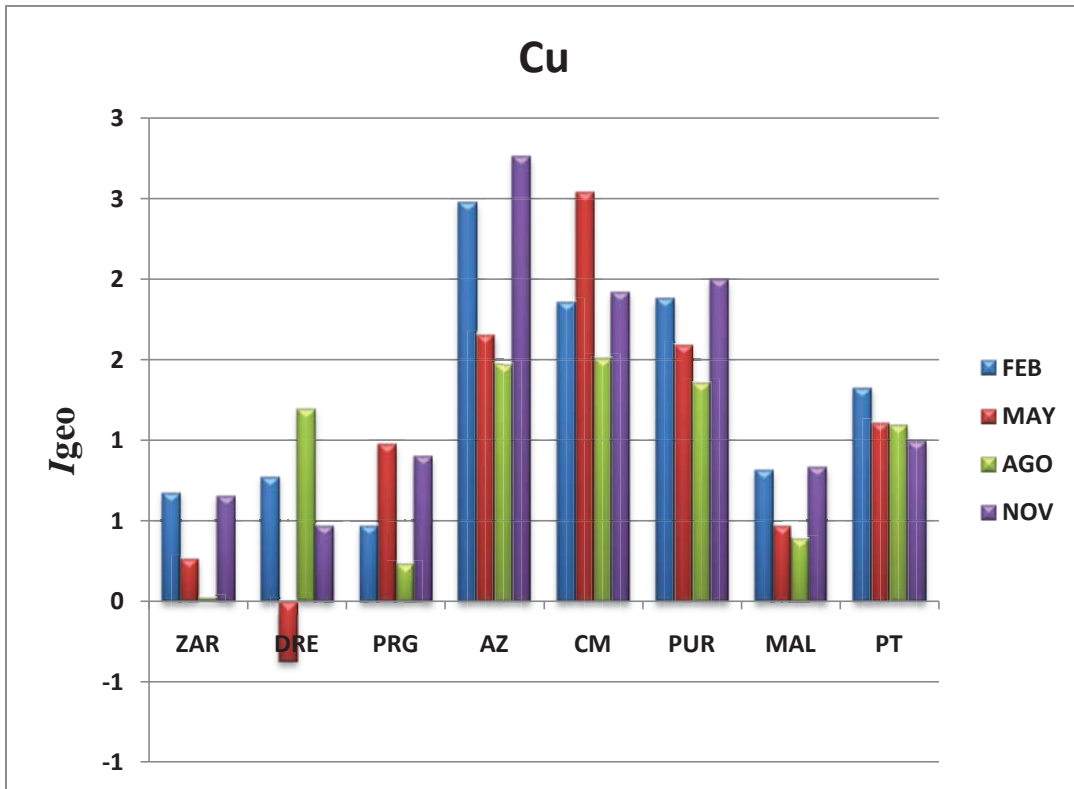


Fig. 26. Índice de geoacumulación de Cu en sitios de muestreo.

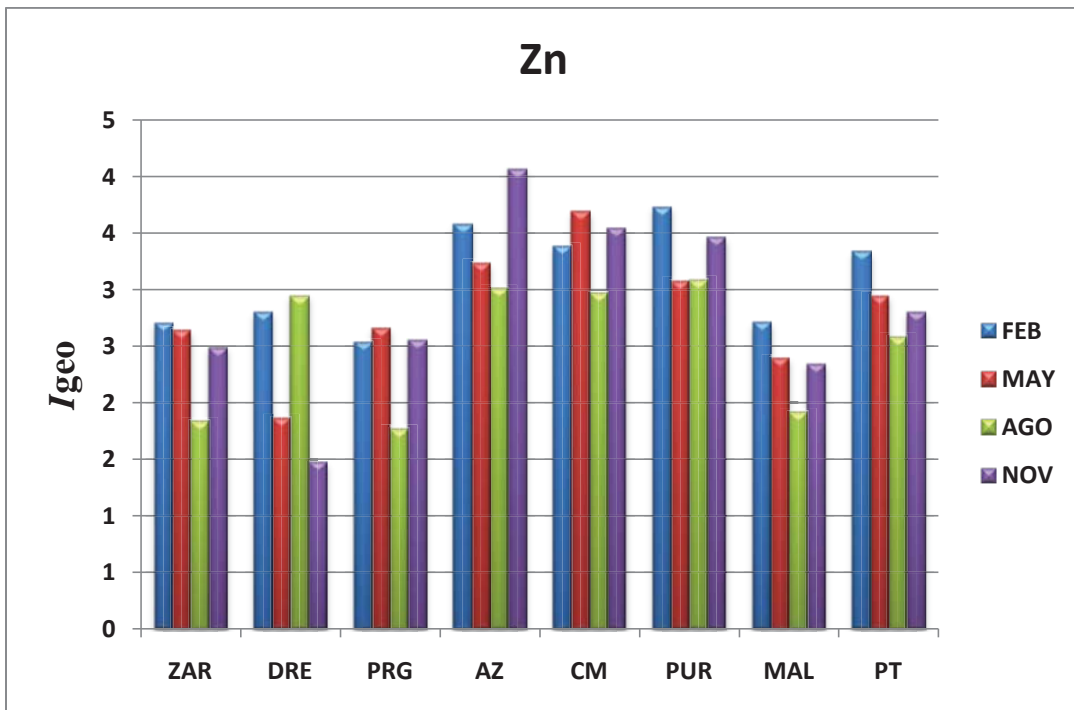


Fig. 27. Índice de geoacumulación de Zn en sitios de muestreo.

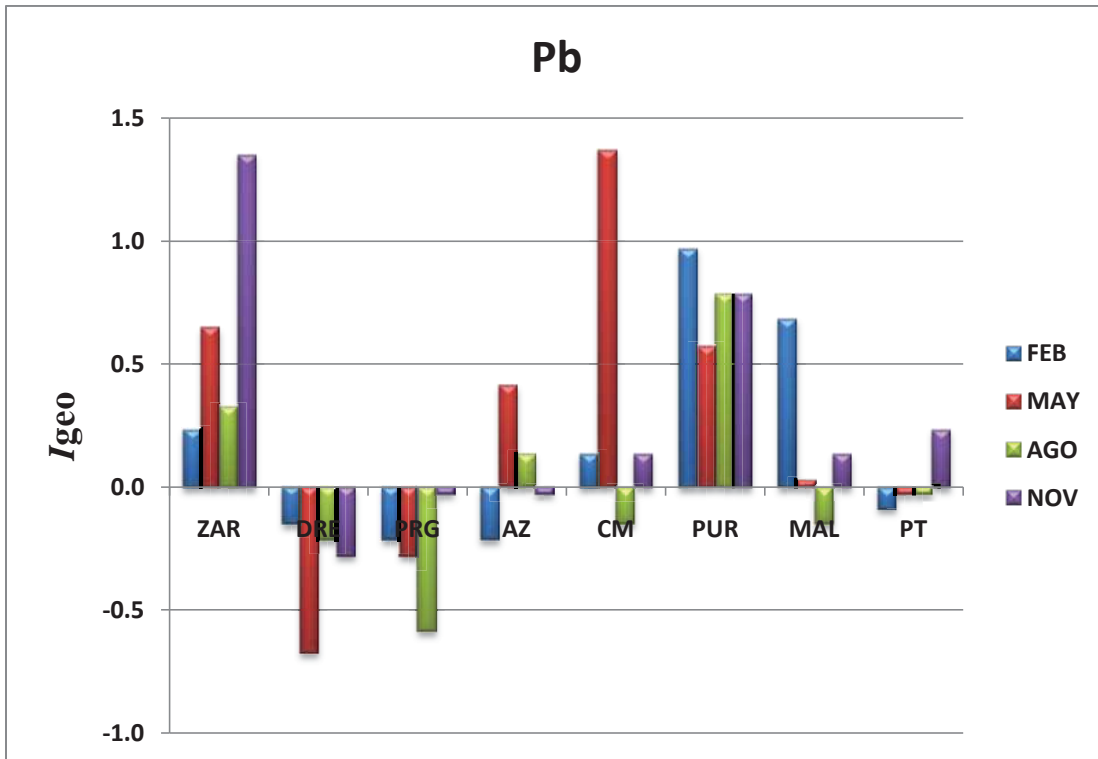


Fig. 28. Índice de geoacumulación de Pb en sitios de muestreo.

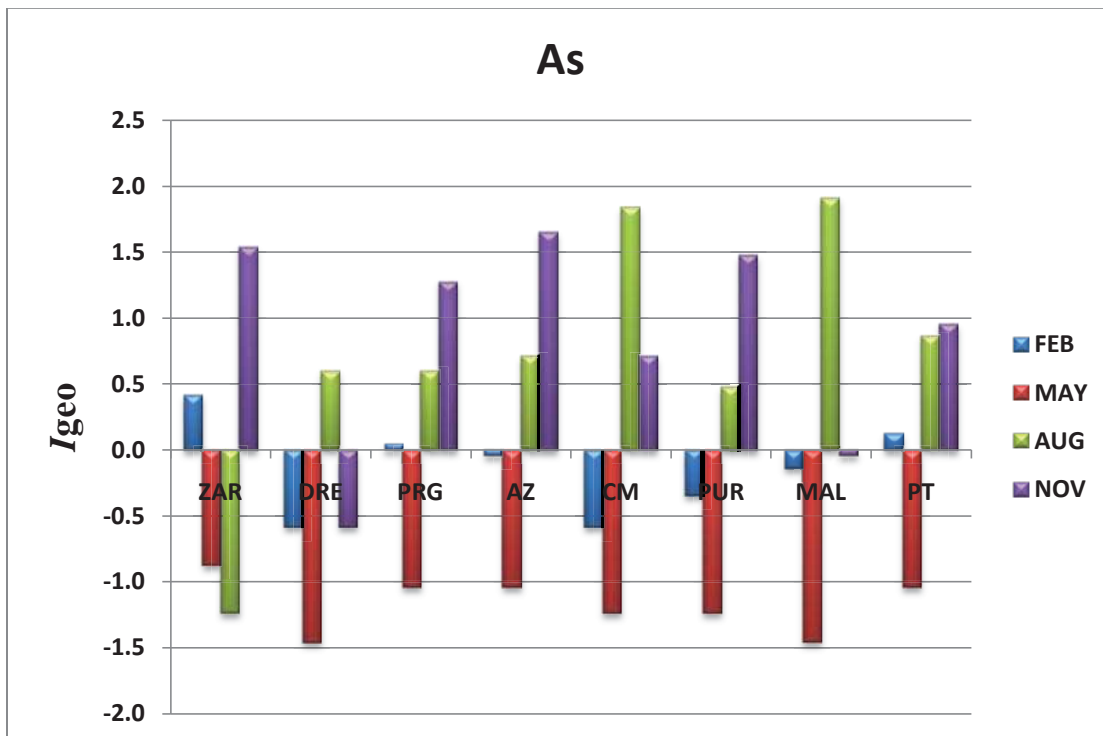


Fig. 29. Índice de geoacumulación de As en sitios de muestreo.

VI.2.4. CONCLUSIONES

Los sedimentos de los sitios estudiados en su mayoría resultaron de color gris, lo que normalmente se debe a condiciones particulares de la zona y al contacto permanente con el agua. Los sedimentos de los sitios de muestreo tienen una textura arcillosa, mostrando valores de pH neutros a moderadamente ácidos. En general, las concentraciones de Fe y As no superan los criterios de contaminación recomendados por la NOAA; sin embargo, muestran niveles de enriquecimiento moderados respecto al As. Las concentraciones de Zn y el Cu rebasan los niveles bajos de contaminación de acuerdo a los mismos criterios en sitios cercanos a la ciudad, lo cual sugiere su acumulación en el meandro y aportación antropogénica en la zona urbana. Un comportamiento similar se observó para el Cr con una variación menor entre muestreos, lo cual puede representar el flujo continuo de este elemento sin acumulación en sitios específicos y que puede deberse a la correlación de Fe y Cr que impide su movilidad; aunque en condiciones reductoras y ácidas el Cr puede liberarse. El Ni y el Pb mostraron concentraciones relativamente bajas, resaltando niveles de plomo en sitios cercanos a la zona urbana lo que puede deberse a fuentes de contaminación ubicadas en la ciudad. Los análisis de metales pesados analizados por FRX muestran diferencias estadísticas significativas entre sitios para Ni, Cu, Zn y Pb, lo cual indica distintas fuentes de contaminación a lo largo del meandro. No mostraron discrepancias estadísticas entre muestreos lo que confirma condiciones similares entre estiaje y lluvias, debido quizás a un periodo anual con pocas lluvias. De manera general, de acuerdo con el Factor de Enriquecimiento, se puede considerar que los sedimentos del meandro del río Lerma en La Piedad, Michoacán, muestran contaminación, respecto a los distintos metales analizados, en el siguiente orden: Zn>Cr>Cu>Ni>Pb>As. Además, el índice de geoacumulación coincide con la existencia de contaminación en dichos sedimentos, de acuerdo al siguiente orden: Zn>Cr>Cu>Ni>As>Fe; destacando los sitios AZ y CM cercanos a la zona urbana, que presentan contaminación fuerte respecto a Zn, Cu y Cr, lo que indica aporte antropogénico de metales pesados en la zona de estudio y condiciones adecuadas para su acumulación; así como la abundancia de As sea probable más de origen natural que antropogénica a lo largo del meandro, siendo un riesgo potencial para el ecosistema acuático, los seres vivos que lo habitan y las poblaciones que los aprovechan como recurso natural.

VI.2.5. LITERATURA CITADA

- Ávila-Pérez, P.; Balcázar, M.; Zarazúa-Ortega, G.; Barceló-Quintal, I.; Díaz-Delgado, C. (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *Sci. Tot. Environ.*, 234, 185-196.
- Ávila-Pérez, P.; García-Aragón, J. A.; Díaz-Delgado, C.; Tejeda-Vega, S.; Reyes-Gutiérrez R. (2002). Heavy metal distribution in bottom sediments of a Mexican reservoir. *Aqu. Eco. Health Manage.*, 5(2), 205-216.
- Awofolu, O. R.; Mbolekwa, Z.; Mtshemla, V.; Fatoki, O. S. (2005). Levels of trace metals in water and sediments from Tyume River and its effects on an irrigated farmland. *Water SA*, 31(1), 87-94.
- Belucci, L. G.; Frignani, M.; Paolucci, D.; Ravanelli, M. (2002). Distribution of heavy metals in sediments of the Venice Lagoon: The role of the industrial area. *Sci. Tot. Environ.*, 295, 35-49.
- Bhattarai, S. (2006). Spatial distribution of heavy metals in Louisiana sediments and study of factors impacting the concentration. Master of Science Thesis. Louisiana State University.
- Çevik, F.; Göksu, M. Z. L.; Derici, O. B.; Fındık, Ö. (2009). An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. *Environ. Monit. Assess.*, 152, 309-317.
- Chunye, L.; Mengchang H.; Yuxiang, Z.; Wei G.; Zhifeng, Y. (2008). Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China. *Environ. Monit. Assess.*, 137, 329-342.
- Duman, F.; Aksoy, A.; Demirezen, D. (2007) Seasonal variability of heavy metals in surface sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environ. Monit. Assess.* 133, 277-283.
- EPA (1996). Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils.
- EPA (2004). Method 9045C. pH Electrometric measurement.
- EPA Ohio. 2001. Sediment Sampling Guide and Methodologies (2nd Edition). Division of Surface Water. State of Ohio. Environmental Protection Agency U.S.A.
- Flores-Tavizón, E.; Alarcón-Herrera, M. T.; González-Elizondo, S.; Olguín, E. J. (2003). Arsenic tolerating plants from mine sites and hot springs in the semi-arid region of Chihuahua, Mexico. *Acta Biotechnologica*, 23, 113-119.

- González-Macías, C.; Schifter, I.; Lluch-Cota, D. B.; Méndez-Rodríguez, L.; Hernández-Vázquez, S. (2006). Distribution, enrichment and accumulation of heavy metals in coastal sediments of Salina Cruz Bay, Mexico. *Environ. Monit. Assess.*, 118, 211-230.
- González, A. Z. I.; Ávila-Pérez, P.; Tejeda-Vega, S.; Zarazúa-Ortega, G.; Longoria-Gándara L. C. 2006. Estudio del Curso Alto del río Lerma desde una Perspectiva Sustentable. Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas Tema 5. Monitoreo e indicadores para cuencas y microcuencas. http://www.ine.gob.mx/dgioece/cuencas/cong_nal_cuencas_2006_t5.html (Accesada en noviembre 2008).
- Gutiérrez, M.; Alarcón-Herrera, M. T.; Camacho, L. M., (2009). Geographical distribution of arsenic in sediments within the Rio Conchos Basin, Mexico. *Environ. Geol.*, 57, 929-935.
- Hansen, A.M.; van Afferden, M. (2001). Toxic Substances, Sources, Accumulation and Dynamics. The Lerma-Chapala Watershed Evaluation and Management. Kluwer Academic/Plenum Press, New York, Estados Unidos. Pp. 95-121.
- Hansen, M.A. (2006a). Metales pesados en la cuenca del río Lerma. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- Hansen, M.A. (2006b). Metales pesados en el lago de Chapala. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- Hidalgo, T.J.A. D. de proyecto; Hernández, A.C.; Hernández, B.L.; Ortiz, R.G.A; Camacho, G.H.D.; Vargas, V.S.; Suárez, M.A; Castillo, T.M.; Zavala, V.L.C.; Quiroz, V.L.; Castillo T.B.; Astudillo, E.C. (2009). Estrategia general para el rescate ambiental y sustentabilidad de la cuenca Lerma-Chapala (Informe final). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- http://www.e-mexico.gob.mx/work/EMM_1/Michoacan/Mpios/16069a.htm
- INAFED Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Michoacán (1999). Enciclopedia de los Municipios de México Estado de

- Michoacán. Disponible en Internet:
http://www.inafed.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_michoacan
- Instituto de Geología de la UNAM (2011). Fluorescencia de rayos X. Metodos analíticos empleados.
http://www.geologia.unam.mx/igl/index.php?option=com_content&view=article&id=457:lfrx-metodos&catid=50:fluorescenciarx&Itemid=184 (Accesada en febrero del 2011).
- Israde-Alcántara, I.; Segura, G.V.; Abarca, M.N.; Luc. E.; Cantoral, U.E.; Mendoza, C.M. (2011). Diatomeas del Río Lerma, estimación de la calidad del agua de un río fuertemente contaminado. Disponible en Internet:
http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_05/12_isabel_israde.pdf
- Jain, C. K.; Malik, D. S.; Yadav, R. (2007). Metal fractionation study on bed sediments of Lake Nainital, Uttaranchal, India. *Environ. Monit. Assess.*, 130, 129-139.
- Korfali, S. I.; Davies, B. E. (2000). Total and extractable trace elements in Lebanese river sediments: Dry season data. *Environ. Geochem. Health*, 22, 265–273.
- Lau, S.S.S.; Chu, L.M. (2000). The significance of sediment contamination in a coastal wetland, Hong Kong, China. *Water Res.*, 34(2), 379-386.
- López-Hernández, M.; Ramos-Espinosa, M.G.; Carranza-Fraser J. (2007). Análisis milimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y Lago de Chapala, México. *Hidrobiológica*, 17(1), 17-30.
- Loska, K., Cebula, J., Pelczar, J., Wiechula, D., and Kwapulinski, J. (1997). Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Bybnik water reservoir in Poland. *Water, Air Soil Pollut.*, 93, 347–365.
- Macedo, M. G. (2007). Evaluación del proceso de sorción de la clinoptilolita natural mexicana químicamente modificada para el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico”. Tesis Doctoral en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. México.

- Método AS-22 (NOM-021-RECNAT-2000). Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Método de determinación de color del suelo.
- Método AS-28 (NOM-021-RECNAT-2000). Norma Oficial Mexicana que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Método de determinación de tamaño de partículas elementales.
- Mohiuddin, K. M.; Zakir, H. M.; Otomo, K.; Sharmin, S.; Shikazono, N. (2010). Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 7 (1), 17-28
- Mudroch, A.; Azcue, J.M.; Mudroch, P. (1997). *Manual of Physico-Chemical Analysis of Aquatic Sediments*. CRC Lewis Publishers, Estados Unidos.
- Mwiganga, M.; Kansiime, F., (2005). Impact of Mpererwe Landfill in Kampala Uganda, on the surrounding environment. *Phys. Chem. Earth*, 30(11-16), 744-750.
- NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration (2008). SQUIRT, Screening Quick Reference Tables. (online update: 23.03.2009). http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/122_NEW-SQuiRTs.pdf
- Norma Mexicana NMX-AA-014-1980. Que establece los lineamientos generales y recomendaciones para el muestreo en cuerpos receptores de aguas superficiales, excluyendo aguas estuarinas y aguas marinas, con el fin de determinar sus características físicas, químicas y tóxicas. DOF.
- Nyangababo, J. T.; Henry, E.; Omutange, E., (2005a). Lead, cadmium, copper, manganese and zinc in wetland waters of Victoria Lake Basin, East Africa. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 74(5), 1003-1010.
- Okafor, E. Ch.; Opuene, K., (2007). Preliminary assessment of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 4(2), 233-240.
- Orescanin, V.; Lulic, S.; Pavlovic, G.; Mikelic, L. (2004). Granulometric and chemical composition of the Sava River sediments upstream and downstream of the Krsko nuclear power plant. *Environ. Geol.*, 46, 605-613.

- Öztürk, M.; Özözen, G.; Minareci, O.; Minareci E. (2009). Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar Dam Lake in Turkey. *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.*, 6(2), 73-80
- Pandey, P. K.; Nair, S.; Ashish Bhui, A.; Pandey, M. (2004). Sediment contamination by arsenic in parts of central-east India and analytical studies on its mobilization. *Current Science*, 86, 190-197.
- Pérez, R. (2001). Porcicultura y la contaminación del agua en La Piedad, Michoacán, Mexico. *Rev. Int. Cont. Amb.*, 17(1), 5-13.
- Price, R. E.; Pichler, T. (2005). Distribution, speciation and bioavailability of arsenic in a shallow-water submarine hydrothermal system, Tutum Bay, Ambitle Island, PNG. *Chem. Geo.*, 224, 122-135.
- Puga, S.; Sosa, M.; Lebgue, T.; Quintana, C.; Campos, A., (2006). Heavy metals pollution in soils damaged by mining industry. *Ecologia Aplicada*, 5, 149-155.
- Rodríguez-Barroso, M. R.; Benhamou, Y.; El Moumni, B.; Coello, D.; García-Morales, J. L. (2010). Concentration, enrichment and distribution of heavy metals in surface sediments of the Tangier Bay, Morocco. *Sci. Mar.*, 74S1, 107-114.
- SAS Institute Incorporated (2005). Program JMP 6.0 Statistical Discovery™. www.jmp.com
- Sedeño-Díaz, J. E.; López-López, E. (2007). Water Quality in the Río Lerma, Mexico: An overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resour. Manage.*, 21, 1797–1812.
- Singh, V. K.; Singh, K. P.; Mohan, D. (2005). Status of heavy metals in water and bed sediments of River Gomti – A tributary of the Ganga River, India. *Environ. Monit. Assess.*, 105, 43-67.
- Smedley, P. L.; Kinniburgh, D. G. (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochem*, 17, 517-568.
- Smith II, J. W.; Tokach, M. D.; Goodband, R. D.; Nelssen, J. L.; Richert, B. T.,(1997). Effects of the interrelationship between zinc oxide and copper sulfate on growth performance of early-weaned pigs. *J. Anim. Sci.*, 75, 1861-1866.

- Trujillo-Cárdenas, J. L.; Saucedo-Torres, N. P.; Zárate del Valle, P. F.; Ríos- Donato, N.; Mendizábal, E.; Gómez-Salazar, S. (2010). Speciation and Sources of Toxic Metals in Sediments of Lake Chapala, Mexico. *J. Mex. Chem. Soc.* 54(2), 79-87.
- USDA y NRCS Departamento de Agricultura de los Estados Unidos y Servicio de Conservación de Recursos Naturales (2006). Claves para la Taxonomía de Suelos. Décima Edición, 2006. Estados Unidos.
- Villalobos-Castañeda B, Alfaro-Cuevas R, Cortés-Martínez R, Martínez-Miranda V. and Márquez-Benavides L. (2010). Distribution and partitioning of iron, zinc, and arsenic in surface sediments in the Grande River mouth to Cuitzeo Lake, Mexico. *Environ. Monit. Assess.*, 166, 331-346.
- Welch, A. H.; Lico, M. S.; Hughes, J. L. (1988). Arsenic in ground water of the western United States. *Ground Water*, 26, 333-347.
- Hursthouse, A. S.; Matthews, J.; Figures, J.; Iqbal-Zahid, P.; Davies, I. M.; Vaughan, D. H. (2001). Chromium behavior in intertidal sediments and pore waters, R. Clyde, UK', *Environ. Geochem. Health*, 23, 253-259.
- Hursthouse, A. S.; Matthews, J.; Figures, J.; Iqbal-Zahid, P.; Davies, I. M.; Vaughan, D. H. (2003). Chromium in intertidal sediments of the Clyde, UK: Potential for remobilization and bioaccumulation. *Environ. Geochem. Health*, 25, 171-203.

CAPÍTULO 3

VI.3. CAPÍTULO 3

ESPECIACIÓN DE METALES PESADOS Y ARSÉNICO EN SEDIMENTOS DEL MEANDRO RÍO LERMA EN LA PIEDAD, MÉXICO.

RESUMEN

El río Lerma es uno de los ríos más importantes en México, es el principal en la cuenca Lerma-Chapala, la cual abarca parte de cinco estados del país y provee de servicios ambientales a estos. El río se reconoce como severamente contaminado en su parte alta y con una disminución en la parte media y con una parte baja que desemboca en el Lago de Chapala afectado por los aportes de contaminación a largo de su curso, ya que éste recibe aguas residuales industriales y domésticas; de manera particular en parte media de la cuenca, en el área de La Piedad, Michoacán. El objetivo de este trabajo fue determinar las concentraciones de metales pesados y arsénico en fracciones geoquímicas de los sedimentos en el río Lerma a la altura del meandro de La Piedad, Michoacán. Se recolectaron muestras de sedimento de ocho sitios diferentes en la zona, en temporadas de precipitación pluvial y estiaje. A las muestras se les realizó una extracción secuencial y se determinaron los metales pesados Pb, Fe, Cd, Cu, Ni, Cr y el As por absorción atómica (AAS). La distribución de metales pesados y arsénico en las fracciones mostró variación respecto a su la presencia en las fases geoquímicas, las cuales varían de acuerdo a fenómenos fisicoquímicos en el medio acuático, identificando concentraciones que pueden representar un riesgo para la biota del ecosistema y poblaciones que obtienen recursos de él. Resultaron presentes en varias fracciones y con valores considerables en fase disponible el Pb, Fe, Cd, Cu, Ni y Cr, mientras que el arsénico mostró valores relativamente bajos lo que podría inferir su presencia en la columna de agua. Este trabajo presenta brevemente la partición de los metales pesados Pb, Fe, Cd, Cu, Ni, Cr y el As en las fases disponibles y no disponibles en el meandro del río Lerma en La Piedad, Michoacán, indicando la presencia y disponibilidad de los metales en el área de estudio.

ABSTRACT

In the Lerma-Chapala's main river is the Lerma, one of the largest and most polluted rivers in Mexico, the basin is spread over five states and provides environmental services to them. Within the watershed, the Lerma River is seriously polluted in its upper part, to a lesser extent in the middle and lower affects the Lake Chapala by the contributions of pollution, this is due to discharges of industrial and domestic wastewater ; in a particular way in the middle of the basin, in the area of La Piedad, Michoacán. The aim of this study was to determine the concentrations of heavy metals and arsenic in geochemical fractions of sediment in the Lerma river meander up to the La Piedad, Michoacán. Sediment samples were collected from eight different sites in the area, in times of rainfall and drought. Sequential extraction was performed to determine heavy metals and arsenic by atomic absorption (AAS). The distribution of heavy metals and arsenic in the fractions showed variation with respect to its presence in the geochemical phases, which vary according to physicochemical phenomena in the aquatic environment, identifying concentrations that may pose a risk to the biota of the ecosystem and populations obtain resources from it. Were present in several fractions and likely availability of Pb, Fe, Cd, Cu, Ni and Cr, which exhibit remarkable relationship in fractions available, while arsenic was relatively low values which could infer their presence in the water column . The partitioning of heavy metals indicates the presence and availability of heavy metals in the area of the Lerma River meander in La Piedad, Michoacán.

VI.3.1. INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua por metales pesados ha llamado considerablemente la atención a nivel mundial, tanto de la comunidad científica como de las autoridades. A diferencia de los contaminantes orgánicos, los cuales pueden descomponerse o degradarse por procesos naturales, los metales pesados en este tipo de ambientes pueden ser acumulados por organismos e incluso convertirse en complejos orgánicos. Una vez que se han introducido al ambiente acuático por diferentes vías, los metales son adsorbidos en partículas orgánicas e inorgánicas, incorporándose a los sedimentos y resultando en un incremento en la concentración en éstos. Sin embargo, puede ocurrir que los metales no siempre se queden fijos a los sedimentos de manera permanente. Algunos de ellos, pueden movilizarse o liberarse a la columna de agua a causa de las variaciones en las condiciones ambientales del sistema acuático, tales como: la acidificación del medio, las condiciones redox, las concentraciones de ligandos orgánicos, etc., pudiendo ocasionar efectos adversos en los organismos vivos del lugar. Los sedimentos de los ríos son componentes básicos del ambiente, ya que proveen de nutrientes a los organismos vivos y sirven también como depósitos de diversas especies químicas. De tal manera que constituyen también una gran fuente de sustancias químicas tóxicas bioacumulativas que pueden representar una amenaza para el ecosistema y para la salud humana, aun cuando los contaminantes ya no sean liberados de fuentes puntuales y difusas de contaminación. Se han documentado efectos ecológicos adversos de contaminantes presentes en sedimentos, los cuales incluyen lesiones en la piel, mayor frecuencia de tumores y toxicidad reproductiva en peces, fallas reproductivas en aves y mamíferos que se alimentan de peces, así como disminución en la biodiversidad del ecosistema acuático. Los riesgos para la salud humana ocurren cuando los contaminantes de los sedimentos se bioacumulan en los tejidos de pescados y mariscos cuando estos son consumidos.^[1-2] El comportamiento en la concentración de metales traza en sedimentos puede jugar un papel fundamental en la detección de la fuente y el grado de contaminación, así como en sus mecanismos de distribución en el ambiente acuático. La concentración total de los metales pesados es relevante; sin embargo, la disponibilidad, reactividad y movilidad son determinadas por la forma química del metal, convirtiendo a la especiación química una parte necesaria en el estudio de la contaminación de los sedimentos por este tipo de elementos.^[3-4]

Con base en lo anterior, es aceptado que la determinación de las concentraciones totales de metales pesados por si sola no es una buena medida de su biodisponibilidad y, por lo tanto, no es una herramienta muy útil para determinar los riesgos potenciales de la contaminación en sedimentos. Los métodos de extracción secuencial, donde una serie de extractantes se utilizan para disolver o solubilizar selectivamente los metales de las diferentes fases mineralógicas del sedimento, se han utilizado frecuentemente para estudiar la especiación y las posibles asociaciones entre los metales y los componentes del sedimento. Los primeros métodos de este tipo, reportados por Tessier y colaboradores ^[5] y Kersten y Forstner ^[6], y varios que se han derivado de ellos con algunas modificaciones, incluyendo el método BCR ^[7], se desarrollaron con distintas secuencias de reactivos o mediante la modificación de las condiciones de operación, para determinar las concentraciones de los metales en las distintas fases geoquímicas de los sedimentos. ^[8] Estudios previos han reportado que los metales más lábiles (aquellos extraídos fácilmente mediante distintos solventes o ácidos) están más disponibles para la biota béntica ^[9]; los metales asociados con óxidos amorfos de Fe y Mn no son asimilados por los organismos bénticos; además, la concentración de ácidos sulfurosos influye fuertemente en las formas químicas en que los metales son asimilados por el bentos; Asimismo, se ha reportado que la capa de materia orgánica de los sedimentos es inconsistente para la integración de metales. Sin embargo, estas relaciones no son estables conforma varían las condiciones ambientales. Por ejemplo, a pesar de que los sulfuros de los metales son insolubles en ambiente acuático bajo condiciones anaerobias, mientras que en presencia oxígeno, algunos de ellos, como el caso del CdS, se pueden transformar en CdSO₄ soluble ^[10]. Gallon y colaboradores sugieren que la disolución reductiva de los óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn puede liberar Pb de los sedimentos hacia el agua intersticial. ^[11] Por lo tanto, la distribución, movilidad y biodisponibilidad de los metales pesados pueden presentar diferencias significativas en los diferentes ambientes acuáticos. ^[12]

En un estudio realizado en núcleos de sedimentos el Cd, Zn, Cr y Pb se encontraron en una alta proporción adsorbidos en la superficie de las partículas de sedimento o como carbonatos, óxidos y oxihidróxidos de Mn reactivos, que pueden ser asimilados muy fácilmente por los organismos de las comunidades bentónicas. La mayor proporción de Cd,

Cr y Pb en las fracciones extraídas de los núcleos corresponde a los metales asociados a los minerales refractarios y no representa peligro para la biota. El Zn presentó las mayores proporciones asociado a la fracción disponible, posiblemente producto de las actividades antrópicas que se desarrollan en la región.^[13] Entre los metales pesados más conocidos como contaminantes del ambiente acuático se encuentran algunos cuya acción es eminentemente tóxica como el cadmio (Cd); mercurio (Hg), plomo (Pb), y otros como el hierro (Fe), zinc (Zn) y cobre (Cu) que son esenciales para la vida humana y animal pero a elevadas concentraciones pueden resultar tóxicos (García, 2009).^[14]

Las concentraciones totales de metales en sedimentos superficiales se pueden utilizar como un parámetro para identificar contaminación en un cuerpo de agua. Sin embargo, con el fin de evaluar mejor el impacto de los metales pesados en el medio ambiente y determinar su biodisponibilidad y probable toxicidad, por tal motivo, es importante conocer la partición de los elementos a través de los procedimientos de extracción secuencial (Villalobos-Castañeda et al., 2010).^[15] En general estudios anteriores han demostrado que (1) metales lábiles son más biodisponibles para la biota bentónica, dado su dinamismo; (2) los metales asociados a óxidos e oxihidróxidos de Fe y Mn no están disponibles para los organismos, por encontrarse fijos a través de un proceso de adsorción, (3) la concentración volátil de ácido sulfúrico influye fuertemente en la disponibilidad de los metales a los animales bentónicos; al transformarlos en formas solubles y (4) la influencia de la capa orgánica en la asimilación de metales a partir de sedimentos es inconsistente, lo que permite encontrar mayores diferencias en contenido de éstos. Ha sido ampliamente aceptado el comportamiento lábil de los metales en fase intercambiable en sedimentos, reconociéndolos como altamente tóxicos y con la mayor biodisponibilidad en esa fracción. Las relaciones entre metales pesados y fracciones geoquímicas son inconsistentes, junto con la variación de parámetros ambientales, tales como la salinidad, pH y redox potencial.^[12] Estudios anteriores en relación con el comportamiento geoquímico de algunos iones de metales pesados dependen del estado de oxidación en que se encuentren (por ejemplo Cd^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Pb^{2+} y Zn^{2+}) muestran que estos iones metálicos por su similitud con el ion Ca^{2+} pueden ser adsorbidos en las superficies de los minerales de carbonato, de ahí que calcita tenga una gran afinidad con todos esos metales.^[16]

El Río Lerma localizado en la parte central de México dentro de la cuenca Lerma-Chapala abarca una extensión de 53,501.3 km², lo que representa el 2.73% del territorio nacional. La cuenca ha sido sobreexplotada de recursos superficiales y subterráneos, lo que pone en peligro tanto al medio ambiente como la sustentabilidad de la región a largo plazo. Esta situación crítica está estrictamente relacionada con el uso del agua en la cuenca, donde el uso principal es agrícola con una alta densidad de distritos de riego.^[17] Actualmente, la cuenca se identifica como altamente contaminada, se mantiene bajo una fuerte presión sobre sus recursos hídricos y naturales. Los altos niveles de contaminación de origen agrícola, industrial y urbano que se registran en la región están afectando el aprovechamiento y utilidad del agua y representan riesgos potenciales para la salud de sus habitantes, así como para la supervivencia de plantas y otros seres vivos característicos de la zona.^[18] Los metales pesados en la cuenca del río Lerma son originados por procesos naturales y actividades humanas. Los principales procesos son la erosión y el intemperismo por la acción atmosférica sobre yacimientos expuestos, causando la movilización de metales.^[19] En estudios realizados en la región, los sitios más contaminados son las localidades del inicio del Lerma (Alto Lerma), así como Salamanca y La Piedad (medio Lerma).^[20] El análisis de los metales pesados de los sedimentos del río Lerma registró concentraciones aproximadas a 2 mg/L de plomo en las localidades de Hornitos y en el río la Laja. Las diatomeas son útiles para determinar la calidad del agua en sitios sujetos a distintos rangos de contaminación y se observó que la mayoría de los sitios presentaron mala y pésima calidad de agua.^[21] En el lago de Chapala se llevó a cabo una evaluación de contaminación por metales pesados y arsénico en sedimentos de 20 estaciones, las concentraciones fueron menores a los niveles de efecto severo para sedimentos contaminados.^[17] El cromo, cobre, manganeso, níquel y el arsénico fueron más altos que los niveles de efecto bajo. El cromo, cobre y níquel presentaron concentraciones arriba de los niveles recomendados para sedimentos en ríos, sugiriendo que están siendo transportados por el río Lerma.^[17] Por la situación geográfica, también sugieren que el Lago de Chapala es un sistema bien mezclado, dado que las concentraciones de metales en sedimentos de diferentes estaciones no presentan variaciones considerables. La tendencia fue que los sedimentos del lago tienen concentraciones de metales ligeramente mayores a las de sedimentos del río, lo que sugiere que los metales tienden a acumularse en el lago. Se

encontraron excepciones (significancia 99%) para concentraciones de manganeso y arsénico. Las concentraciones de ambos fueron más altas en el lago que en los ríos. Los resultados de arsénico pueden deberse a la existencia de fuentes termales en el fondo del lago. ^[21] En un estudio de especiación química de metales pesados en sedimentos y calidad del agua del Lago de Chapala con resultados que indican el origen antropogénico muestran concentraciones significativas de Cd, Pb y Cr y un riesgo alto de contaminación a la columna de agua debido al alto potencial de desprendimiento de estos metales. ^[22] El río Lerma y el embalse José Antonio Alzate son de los cuerpos de agua en el Estado de México más contaminados. ^[23] La Comisión Nacional del Agua (CNA) reconoce que el río Lerma está altamente contaminado, especialmente en el tramo situado entre el Carretera México-Toluca y el embalse de Alzate. Las concentraciones de metales pesados en los sedimentos del embalse José Antonio Alzate son similares a los encontrados en las zonas altamente contaminadas en México, lo que refleja las actividades industriales y contribuciones naturales a la contaminación por metales pesados en este embalse. El aspecto agrícola en la zona debe ser manejado cuidadosamente con el fin de evitar impactos locales no deseados y efectos peligrosos sobre la salud de la población. ^[24] El río Lerma pertenece a una región densamente poblada del país y con crecimiento de la agricultura y la ganadería en zonas como El Bajío y La Piedad. Grandes parques industriales como Salamanca, ciudad donde se encuentra una de las refinerías de petróleo más productivas en México, así como destilerías y fábricas de bebidas que se ubican en los municipios de Lerma, Toluca, Atlacomulco, Celaya, Irapuato y Morelia, influyen también en la contaminación del río. Además, instalaciones de la industria alimentaria, plantas químicas y farmacéuticas, fábricas de pulpa y papel existen en un número importante en zonas de influencia de la cuenca. El río Lerma desemboca en el Lago de Chapala, que es el más importante centro de distribución de agua en la región. El lago es una fuente de agua potable para la ciudad de Guadalajara, la segunda ciudad más grande de México, con una población actual de 3.34 millones de habitantes. ^[25]

Los principales objetivos de este trabajo fueron determinar las concentraciones de metales pesados y arsénico en las diferentes fases geoquímicas de sedimentos superficiales, así como evaluar la disponibilidad de dichos metales en los sitios de estudio.

VI.3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

VI.3.2.1. Área de estudio

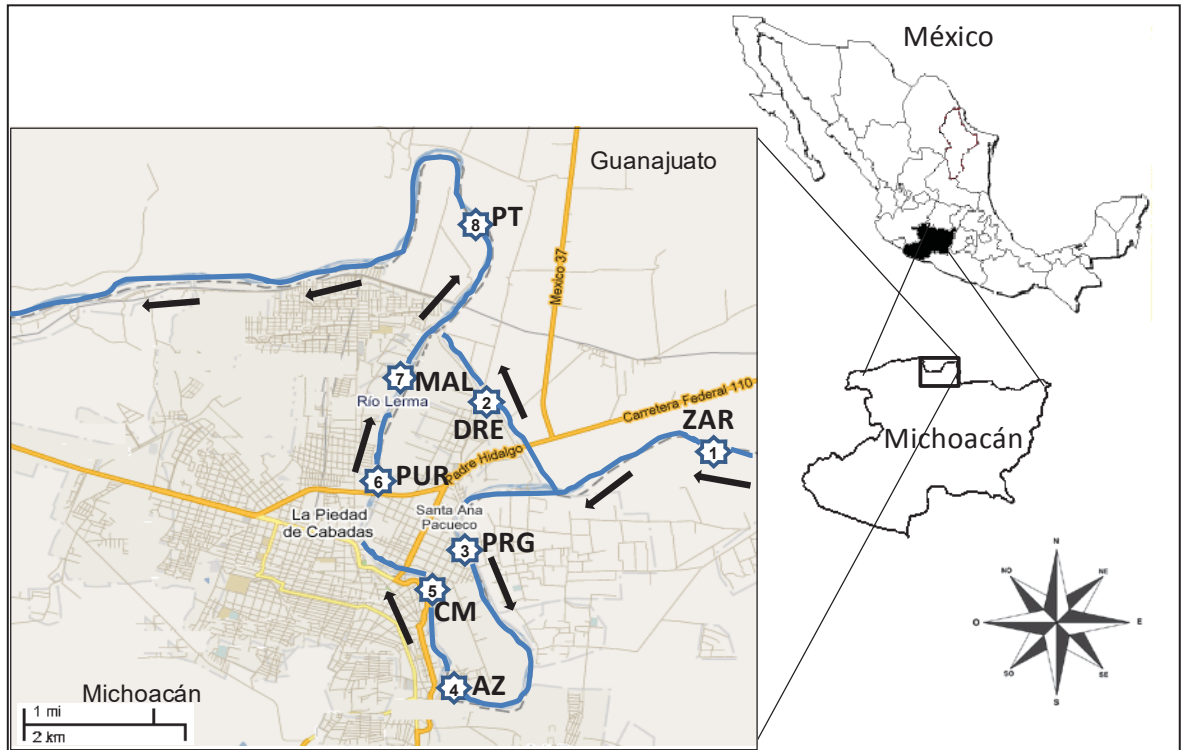


Fig. 1. Sitios de muestreo en el meandro de La Piedad, Michoacán.

Tabla 1. Sitios de muestreo (coordenadas geográficas).

SITIOS	NOMBRE	ALTITUD (msnm)	LATITUD N	LONGITUD W
ZAR	Zaragoza	1675	20° 20' 42.8''	101° 57' 46.5''
DRE	El Dren	1664	20° 21' 50.8''	102° 00' 37.2''
PRG	Puente Río Grande	1677	20° 20' 37.7''	102° 00' 42.1''
AZ	Arroyo Zináparo	2375	20° 19' 47.8''	102° 00' 50.5''
CM	Cuatro Milpas	1681	20° 19' 52.''	102° 00' 52.1''
PUR	La Purísima	1674	20° 20' 38.7''	102° 01' 24.8''
MAL	El Malecón	1678	20° 21' 27''	102° 01' 23.9''
PT	Planta de Tratamiento	1658	20° 22' 48.7''	102° 00' 38.9''

El área de estudio se ubica dentro del curso del Río Lerma establecido en la ciudad de La Piedad de Cabadas, Michoacán (Fig. 1 y tabla 1). Se localiza al norte del Estado, a una altura de 1,680 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte con los Estados de Jalisco y Guanajuato. Su distancia a la capital del Estado es de 183 km. Su superficie es de 284.11 km² y representa un 0.48 por ciento del total del Estado. Su relieve lo constituyen la depresión del Lerma, el sistema volcánico transversal. Su hidrografía se constituye principalmente por el río Lerma; arroyos, manantiales de agua fría y presas. El clima

preponderante en el municipio es semicálido subhúmedo, con precipitación pluvial en verano, precipitación pluvial anual de 700 milímetros y temperaturas que oscilan de 3.0 a 38.5°C. El suelo es primordialmente de uso ganadero y en menor proporción agrícola. [26] El río Lerma recibe descargas agrícolas y municipales de varias ciudades como el Estado de México, norte de Michoacán, sureste de Querétaro, sur de Guanajuato, este, centro y norte de Jalisco, todo Aguascalientes, sur de Zacatecas, sureste de Durango y noroeste y centro de Nayarit. [27]

VI.3.2.1.1. Selección de los sitios de muestreo

Se designaron 8 sitios de muestreo y se realizaron cuatro muestreos en los meses febrero, mayo, agosto y noviembre del año 2009 en el área de investigación que comprende el Municipio de La Piedad de Cabadas, Michoacán y parte del Municipio de Pénjamo, Guanajuato (Santa Ana Pacueco); con problemas ambientales y sociales, donde el municipio michoacano está aplicando en una estrategia basada en el saneamiento y la restauración. Se encuentra en la cuenca Lerma – Chapala posiblemente la más contaminada del país.

VI.3.2.2. Extracción secuencial de sedimentos

Las muestras de sedimento se secaron en horno con circulación de aire a una temperatura de 40° C hasta peso constante. Después, se molieron en un mortero de porcelana y se colocaron en recipientes de polietileno. Se pesó 1g de muestra de cada uno de los sitios, por separado, y se colocaron en tubos de centrifuga para iniciar el proceso de extracción. El método de extracción secuencial utilizado “Modificado Tessier-Lima” es una combinación del propuesto por Tessier *et al.*, [5] modificado por Lima *et al.* [28] Este método consiste en 5 extracciones, 4 selectivas realizadas en tubos de centrifuga, y la quinta una digestión ácida de sedimento. Para cada una de éstas se agregó una cantidad de solución preparada de acuerdo a cada extracción y la muestra se puso en agitación a un tiempo de contacto determinado. Entre cada extracción sucesiva, la separación se realizó con centrifuga durante 30 minutos y el sobrenadante fue retirado con micropipeta para ser analizado por espectroscopía de absorción atómica (AAS). El residuo fue lavado con agua desionizada y fue centrifugado, eliminando el agua de lavado, para posteriormente someter el residuo a la extracción siguiente. Durante todo el proceso de extracción selectiva fue procesado siempre

un control (blanco) de la solución preparada para cada fracción. Lo anterior con el propósito de estimar la partición de estos metales mediante una extracción secuencial para obtener información de su disponibilidad. De manera particular, la extracción secuencial en las distintas fracciones geoquímicas del sedimento se determinó de acuerdo al siguiente procedimiento, utilizando únicamente la cantidad inicial de sedimento (1 g) de cada muestra en todo el proceso:^[15] **F1** fracción fácilmente intercambiable: Se realizó la extracción del sedimento a temperatura ambiente durante 1 h con 8 mL de NaOAc 1 M (pH 8.2) con agitación continua. **F2** ligada a carbonatos: El residuo de la **F1** fue tratado a temperatura ambiente con 8 mL de NaOAc / HOAc 1 M (pH 5) durante 5 h con agitación continua. **F3** ligada a óxidos de Fe-Mn: Se realizó la extracción con el residuo de la **F2** adicionando 15 mL de NH₂OH HCl 0,04 M en ácido acético al 25% a 96 ± 2 °C durante 6 h con agitación ocasional. **F4** ligada a materia orgánica y sulfuros: Al residuo de la F3, se añadieron 2.3 mL de HNO₃ 0,02 M y 3.8 mL de H₂O₂ al 30% (pH 2 con HNO₃) y la mezcla se calienta a 85 ± 2° C durante 2 h con agitación ocasional. Posteriormente, se agregó otra alícuota de 2,3 mL de H₂O₂ al 30% (pH 2) y la muestra se calentó y se agitó de nuevo a 85 ± 2 °C durante 3 h. Después, se dejó enfriar y se agregaron 3,8 mL de NH₄OAc 3,2 M en HNO₃ al 20% (v/v) la muestra se diluyó a 20,0 mL y se agitó continuamente durante 30 minutos. **F5** fracción residual: Se llevó a cabo una digestión ácida con el residuo de la fracción 4. Para determinar las concentraciones totales de metales pesados y arsénico. El residuo de sedimento seco se agregó a un recipiente de digestión y se agregaron 10 mL de solución (1:1 v/v) de agua desionizada y ácido nítrico ultrapuro. La mezcla se colocó en reflujo y se adicionaron varias alícuotas de 5 ml de ácido nítrico ultrapuro hasta no detectar humo café. Después, la mezcla se calentó durante 2 h, se dejó enfriar, y se puso en reflujo con la adición de alícuotas de H₂O₂ (no más de 10 mL). Finalmente, se añadieron 10 mL de HCl ultrapuro a la muestra y se calentó durante 15 min. La muestra se dejó enfriar, se filtró y se llevó a 100 mL con agua desionizada en un matraz aforado.

VI.3.2.3. Fases disponible y no disponible de metales pesados y arsénico

La distribución de metales se encuentra en fases geoquímicas biodisponible y no biodisponible determinadas por el método de extracción secuencial.^[29] La fase disponible

(FD) es la suma de la fracción 1 intercambiable, la 2 ligada a carbonatos y la 3 ligada a óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn; y la fase no disponible (FND) es la suma de la fracción 4 ligada a materia orgánica y la 5 residual. La especiación de metales es útil para distinguir entre metales de origen litogénico y metales de origen antropogénico. Los de origen antropogénico son aquellos que se obtienen en las primeras fracciones y los de origen litogénico se obtienen en la última etapa del proceso, lo que se conoce como fracción residual.

VI.3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VI.3.3.1. Metales pesados y arsénico fraccionados determinados por AAS

Las concentraciones elevadas de metales traza en sedimentos pueden representar riesgos toxicológicos para la biota y pueden poner en peligro la calidad del agua. Bajo condiciones oxidantes, metales traza se unen a la materia orgánica (MO), arcillas y óxidos de Fe y Mn. En los sedimentos de agua dulce, minerales de fases sulfurosas también pueden inmovilizar los metales traza. Después, los metales son integrados en el sedimento, a menos que se produzca disolución oxidativa de las fases minerales en sedimentos mezclados por resuspensión.^[30]

Las concentraciones de metales pesados y arsénico en las distintas fracciones geoquímicas del sedimento se presentan en las Figuras 2 a 17, para cada uno de los sitios de muestreo de la zona de estudio.

En las concentraciones de Pb fraccionado, se puede observar en las Figuras 2 y 3, los valores más altos se obtuvieron en la fracción 5. Residual, seguida por la fracción 3. Ligada a óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn y la fracción 4. Ligada a materia orgánica, mientras que en las fracciones 1. Fácilmente separable y 2. Ligada a carbonatos mostraron concentraciones menores. El Pb fácilmente separable (Fracción 1) se presentó en mayor concentración en los sitios 5. CM, 6. PUR y 7. MAL los cuales se ubican cerca de la ciudad sobre el meandro, concentraciones menores se presentaron en los dos sitios de entrada al meandro 1. ZAR y 3. RGB y en el sitio 2. DRA localizado en la parte media del dren, quedando con las concentraciones más bajas en el sitio 4. AZ ubicado en la parte media del meandro y en el sitio 8. TP al final del meandro. El Pb ligado a carbonatos (Fracción 2)

mantiene concentraciones menores a 20 mg/Kg en la mayoría de los muestreos, solo en el mes de noviembre se observó un pico (129 mg/Kg) en el sitio 6. PUR ubicado cerca de la ciudad. En cuanto al Pb ligado a óxidos de Fe y Mn (Fracción 3), este indica concentraciones elevadas en muestreos de agosto y noviembre en los sitios 1. ZAR, 2. DRA, 3. RGB, 5. CM y 8. TP donde se alcanzaron los 367 mg/Kg. De manera simultánea se puede observar que las concentraciones menores se obtuvieron en los sitios 4. AZ, 6. PUR y 7. MAL. El Pb ligado a materia orgánica (Fracción 4) muestra un comportamiento similar al ligado a óxidos de Fe y Mn con mayores concentraciones en sitios de entrada, parte media y a la salida del meandro, con la diferencia de que el Pb ligado a materia orgánica se presentó en mayor concentración en agosto en los sitios 4. AZ y 5. CM localizados en la parte media del meandro. Por último, el Pb residual que pertenece a la fracción 5, muestra concentraciones menores a los 70 mg/Kg en la mayoría de los muestreos realizados, los valores más elevados se observan en el sitio 4. AZ con más de 400 mg/Kg en tres muestreos y el sitio 5. CM con cerca de 200 mg/Kg en febrero. De acuerdo a los porcentajes obtenidos el Pb fraccionado presentó el siguiente orden $F5 > F3 > F4 > F1 > F2$. El Pb se encuentra en la naturaleza como Pb metálico, en sales inorgánicas y en compuestos organometálicos como Pb^{2+} . Está presente en muchas aleaciones, en las municiones, en pigmentos de pinturas y en sustancias plásticas. El compuesto organoplumbífero más conocido es el tetraetilo de plomo, el cual fue muy estable y se usó como detonante de la gasolina, en la actualidad el aumento del uso de gasolina sin plomo ha favorecido la disminución de los niveles de este metal en comparación con años anteriores.^[31] Lo anterior indica también que gran parte del Pb en sedimentos se encuentra ligado a F3, lo cual corrobora la acción adsorbente de los óxidos de Fe y Mn de dicha fracción para retener al Pb. Sin embargo, es importante recalcar las concentraciones significativas de Pb en F1, lo cual indica contaminación reciente en los sitios ubicados en la zona urbana. Lo anterior sugiere además que este metal puede migrar fácilmente a la columna de agua en dichos sitios, si se presentan cambios en las condiciones ambientales del sistema acuático.

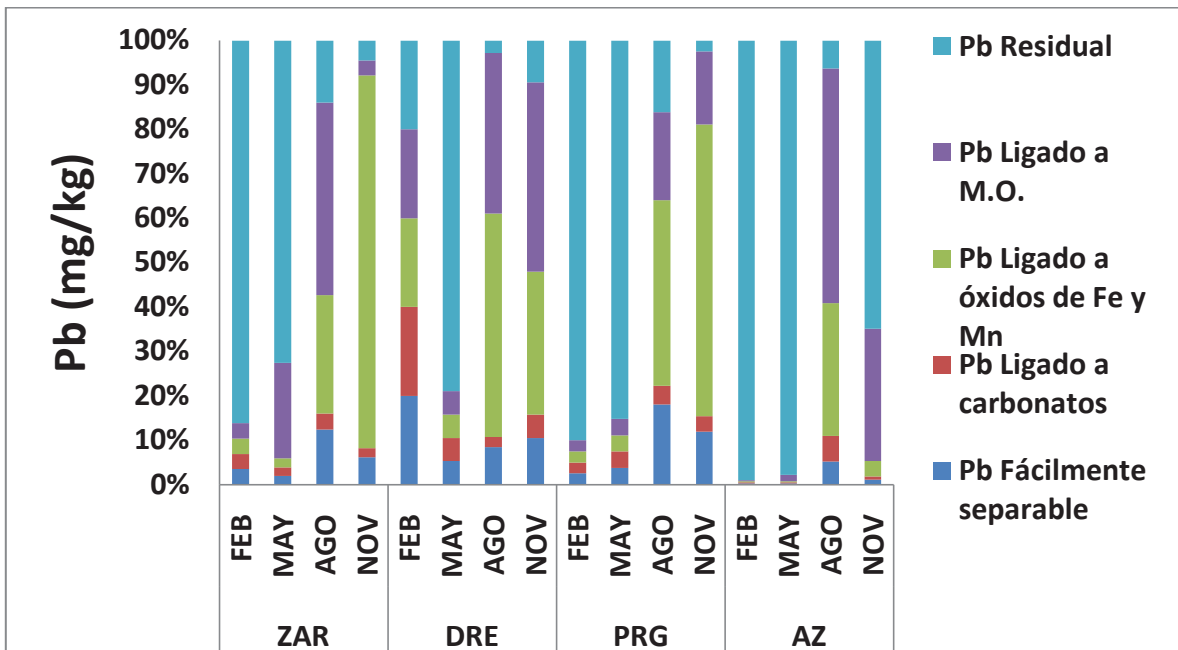


Fig. 2. Concentraciones fraccionadas de Pb en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

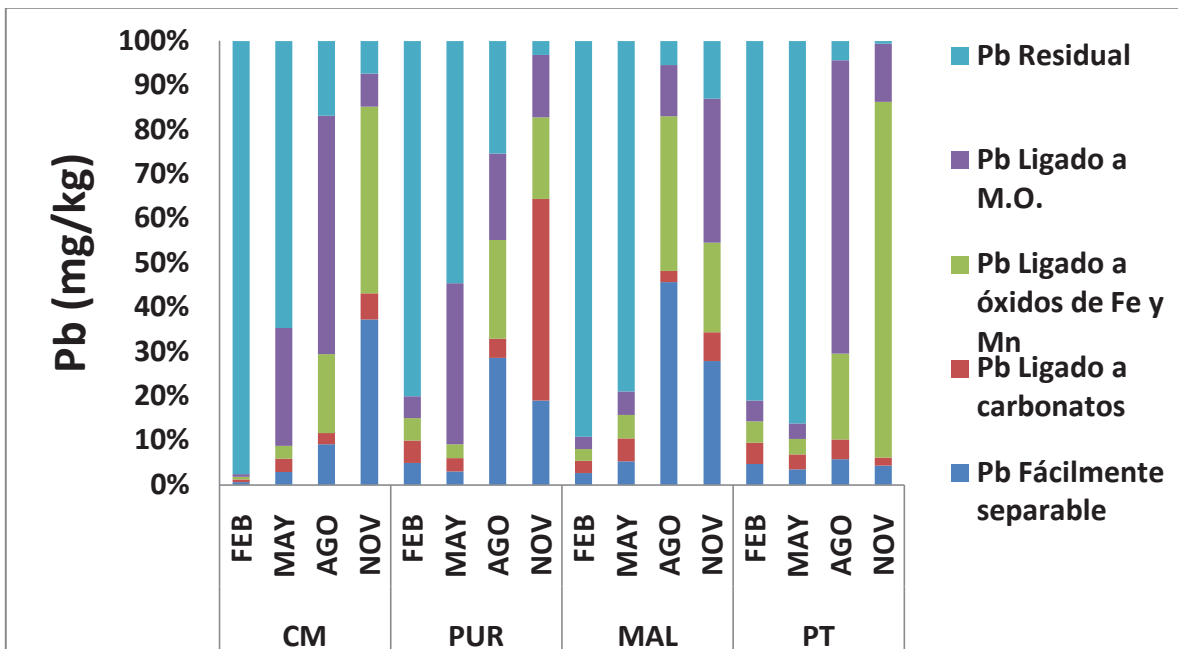


Fig. 3. Concentraciones fraccionadas de Pb en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

En las Figuras 4 y 5, se puede observar la diferencia entre la concentración de Fe residual (Fracción 5) mayor a 1,000 mg/kg en la mayoría de los muestreos y las otras fracciones relativamente menores. Las concentraciones de Fe en F1 no logran distinguirse claramente (Figs. 4 y 5) debido a valores pequeños de aproximadamente 10 mg/kg en la mayoría de los muestreos (lluvias y estiaje). Respecto a la fracción 2 (F2), en ésta se presentan los valores más bajos en todos los sitios en febrero (estiaje), aumentando en agosto (lluvias) en todos los sitios. En los sitios DRA y RGB alcanzó cerca de 60 mg/kg, posteriormente disminuyen notablemente los valores en el sitio AZ para incrementarse hacia la salida del meandro en los sitios CM, PUR, MAL y TP. En lo que se refiere al Fe ligado a F3, este se encontró en concentraciones menores a los 20 mg/kg en todos los sitios en los muestreos de febrero y mayo, alcanzando cerca de 1000 mg/kg en los sitios RGB y AZ, y aproximadamente 800 mg/kg en los sitios ZAR y DRA en muestreos de agosto y noviembre. De manera similar pero con concentraciones menores los sitios CM, PUR, MAL y TP. Lo anterior indica un incremento marcado de las concentraciones de Fe en la fracción F3 en temporada de lluvias, esto se puede deber a un aporte de hierro río arriba, el cual se encuentran en forma soluble en la columna de agua y que al oxidarse se precipita y se acumula en los sedimentos. Respecto al Fe ligado a materia orgánica (F4), presenta una variación marcada tanto en sitios como en muestreos, presentando valores altos de más de 400 mg/kg en muestreos de febrero y mayo para la mayoría de los sitios; resaltando el sitio DRE que presenta un comportamiento contrario, mostrando concentraciones altas en agosto y noviembre. De manera notable, el Fe residual (F5) presenta las concentraciones más altas con más de 6,000 mg/kg en la mayoría de los muestreos, sin marcar un comportamiento claro durante los muestreos realizados en los sitios; sólo se observa que en los sitios ZAR, DRA y CM se obtuvieron concentraciones menores a 3,000 mg/kg en diferentes muestreos. De acuerdo a los porcentajes obtenidos, el Fe presentó el siguiente orden de partición en las diferentes fracciones: $F5 > F3 > F4 > F2 > F1$. El Fe asociado con la fracción residual es un indicio de su origen litogénico y de que no puede ser removilizado hacia la columna de agua bajo condiciones normales. Esta distribución sugiere la existencia de estructuras cristalinas y parcialmente óxidos cristalinos de Fe. ^[32,33]

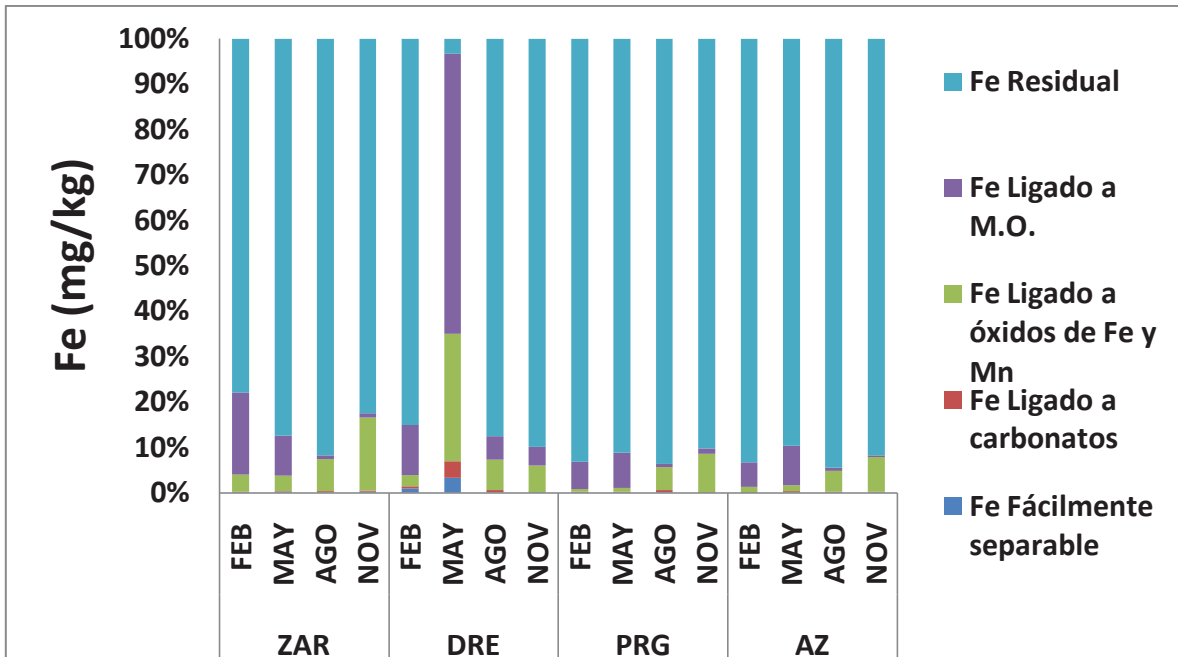


Fig. 4. Concentraciones fraccionadas de Fe en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

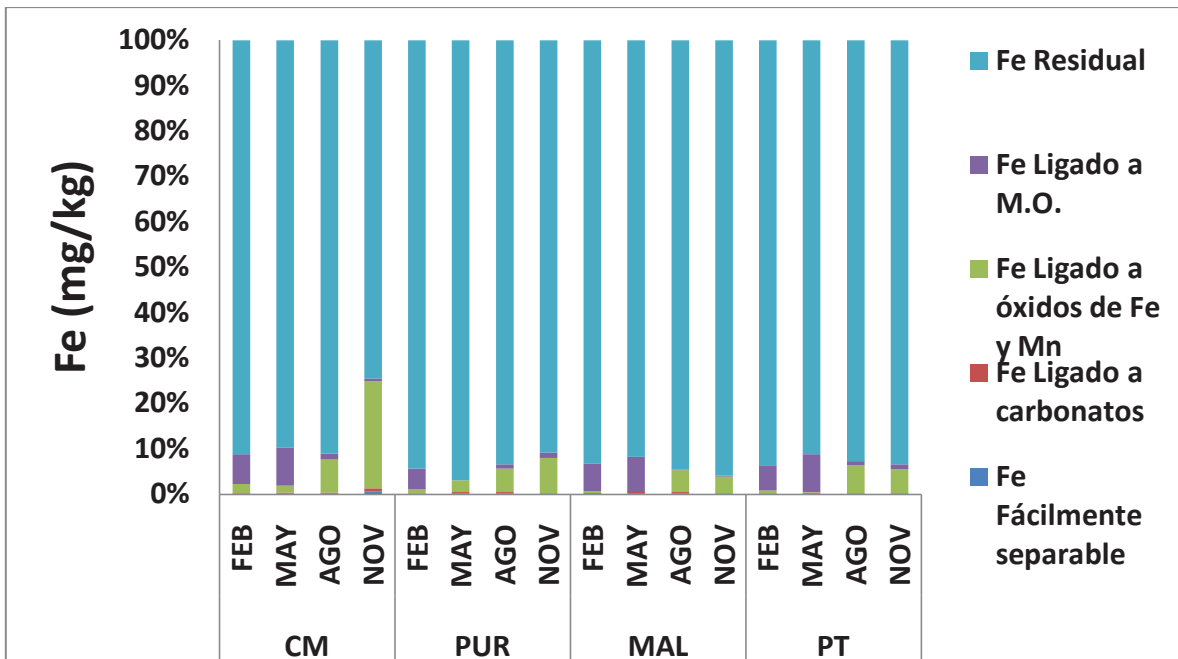


Fig. 5. Concentraciones fraccionadas de Fe en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

Las Figuras 6 y 7 muestran las concentraciones de Cd en las fracciones del sedimento, observándose que, por lo general, son menores al límite de detección equipo de análisis (4 mg/kg) en la mayor parte de los muestreos para los ocho sitios. Sólo resaltan concentraciones relativamente altas en la fracción F5 donde se observan concentraciones relativamente altas en sitios de entrada al meandro (ZAR, DRA y RGB), así como en la parte media del meandro, cerca de la ciudad (AZ, CM y MAL), destacando el sitio 7 con cerca de 250 mg/kg en el mes de agosto, mismo mes en el que se presentaron concentraciones relativamente altas en los sitios antes mencionados. En la Fracción 1, el Cd fácilmente separable sólo se detectó en agosto en el sitio AZ con 11 mg/kg. El orden de acuerdo a los porcentajes de Cd en las fracciones es: F5>F2>F4>F3>F1. El Cd se encuentra de manera natural en la corteza terrestre asociado a otros metales como el Zn, Pb y Cu, mientras que en el ambiente acuático se presenta de diferentes formas: adherido a las partículas de materia orgánica en suspensión, disuelto en el agua, unido a los sedimentos o contenido en los organismos acuáticos; conociéndose que la absorción de dicho metal aumenta con el incremento del valor del pH. Tiene múltiples usos en baterías, pigmentos, revestimientos para metales y plásticos, lo cual lo hace componente de muchos residuales industriales. ^[31,14] El ión metálico de Cd puede ser adsorbido en la superficie de los minerales de carbonato seguido de su incorporación a la red cristalina. ^[29] Lo anterior no puede explicar cómo se unen otros metales con los minerales de carbonato. Debido a su gran área superficial, las formas hidratadas de óxidos de Fe y Mn son una de las fases geoquímicas más importantes, que afectan la movilidad y el comportamiento de los metales traza. ^[12] Se ha demostrado que los metales en agua de mar presentan formas diferentes, el Cd²⁺ tiene una fuerte afinidad por el ión cloruro, pero una débil afinidad por la materia orgánica en comparación con muchos otros oligoelementos metálicos en agua de mar. ^[34] Por lo tanto, el cadmio forma diferentes compuestos con el ion cloruro y no se encuentra como ion libre Cd²⁺, por lo que su biodisponibilidad y movilidad depende de su forma química y ésta del contenido de iones cloruro. La adsorción de óxidos de Fe-Mn en coordinación con la materia orgánica también se obstaculiza por la baja o nula disponibilidad de Cd²⁺ libre a pesar de que estos materiales tienen una fuerte afinidad por el Cd²⁺. ^[35]

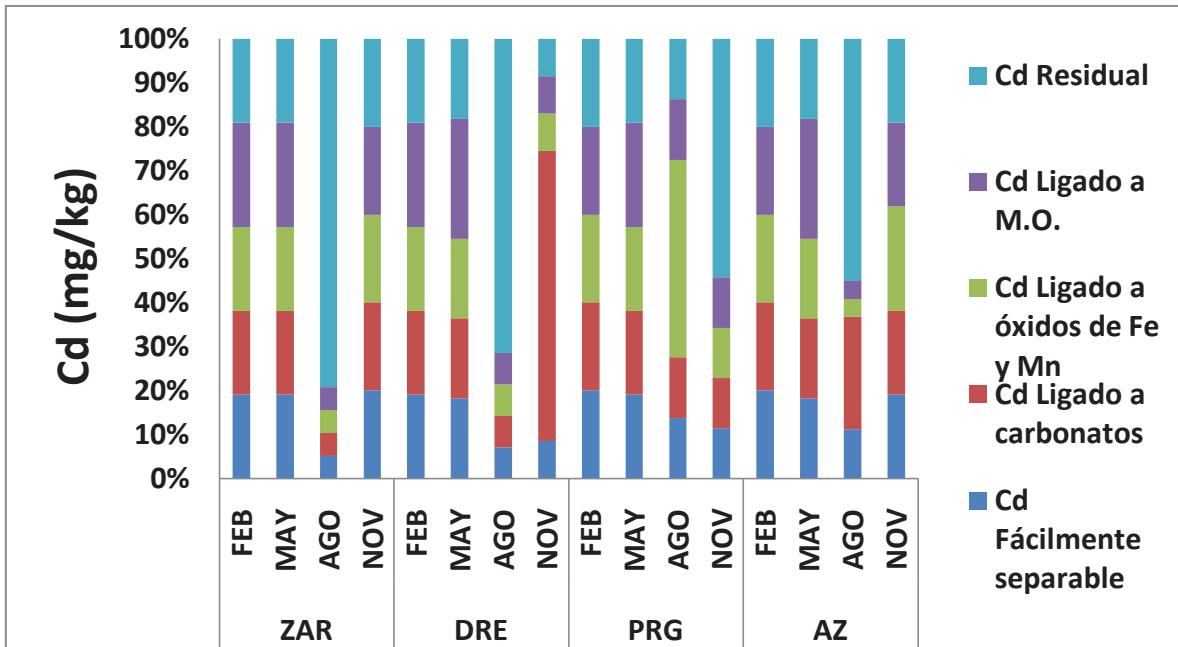


Fig. 6. Concentraciones fraccionadas de Cd en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

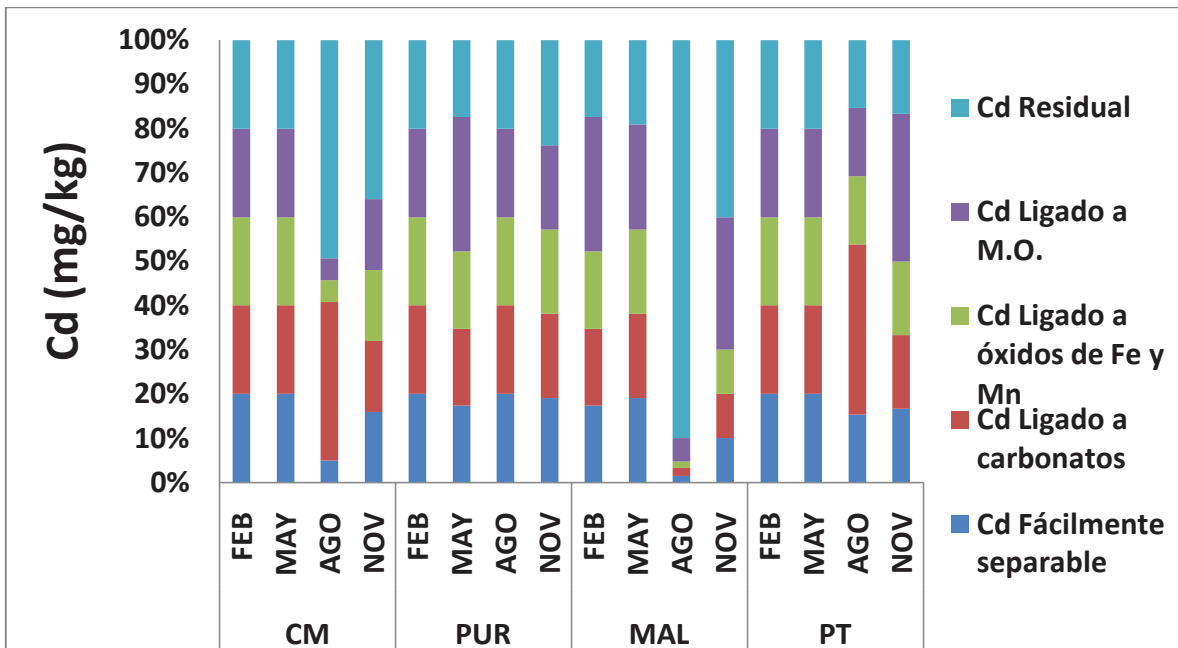


Fig. 7. Concentraciones fraccionadas de Cd en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

Los resultados para el Cu se muestran en las Figuras 8 y 9. De manera similar al Cd, se presentan concentraciones menores al límite de detección del equipo de análisis (4 mg/kg) en la mayor parte de los muestreos realizados en los ocho sitios. Sin embargo, se observan concentraciones relativamente altas (arriba de 30 mg/kg) en la fracción 4 (Cu ligado a materia orgánica), donde se observan concentraciones altas en sitios de la parte media del meandro cerca de la ciudad (RGB, AZ, CM y PUR); mientras que el sitio MAL cercano a la ciudad y el sitio TP a la salida del meandro muestran concentraciones menores a 30 mg/kg. Las concentraciones menores se presentaron en los sitios ZAR y DRA, con menos de 15 mg/kg. Las concentraciones de Cu ligado a óxidos de Fe y Mn (F3) también muestra concentraciones significativas, con valores de 10 mg/kg en el sitio ZAR y menos de 20 mg/kg en los sitios PUR y MAL, cercanos a la ciudad. Para Cu los porcentajes en las fracciones indicaron el siguiente orden: F4>F3>F1>F5>F2. El Cu se presenta principalmente en forma de sulfatos, carbonatos y sulfuros, pudiendo estar relacionada su toxicidad con una ingestión de estos compuestos por encima de los requerimientos nutricionales, provocando daños graves si la toxicidad es aguda.^[30] El Cu se encuentra de manera natural en rocas. El cobre es un elemento esencial para plantas y animales (incluyendo seres humanos), es necesario para la vida. Se usa para fabricar muchos productos, como alambres, cañerías y láminas de metal, monedas elaboradas o recubiertas. Se puede combinar incluso con otros metales para formar aleaciones. Los compuestos de cobre son usados comúnmente en la agricultura para tratar enfermedades de las plantas, para tratar agua y como preservativos para alimentos, cueros y telas. El cobre es un desecho de la industria minera, actividades agrícolas y de manufactura, también, que a través de sus aguas residuales puede llegar a contaminar ríos y lagos. Son fuentes naturales los volcanes, las partículas de polvo en el aire, la vegetación en descomposición e incendios forestales. El Cu en el ambiente generalmente se adhiere a partículas de materia orgánica, arcilla, tierra o arena. Los compuestos de cobre pueden degradarse y liberar Cu al aire, agua o alimentos.

.^[36] Esto puede explicar el mayor contenido de este elemento en la fracción 4 de los sedimentos del meandro. Sin embargo, también existen concentraciones significativas en F1, lo cual indica contaminación reciente de los sedimentos para este metal, e indica también que este elemento puede migrar fácilmente a la columna de agua mediante variaciones ligeras en las condiciones ambientales.

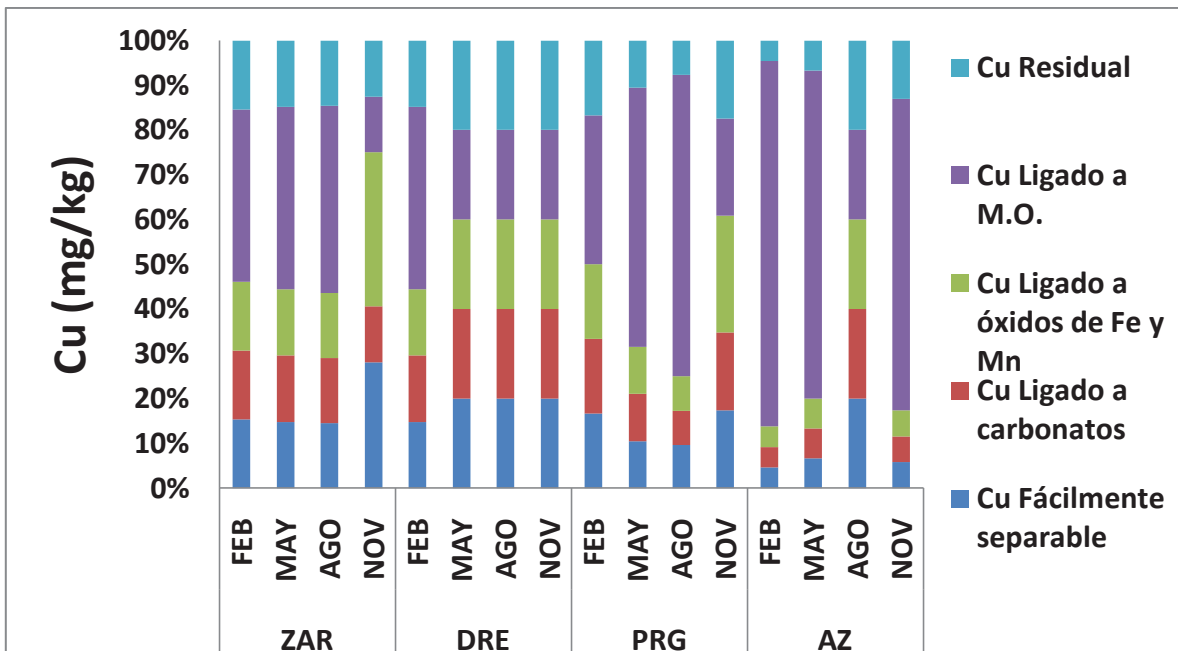


Fig. 8. Concentraciones fraccionadas de Cu en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

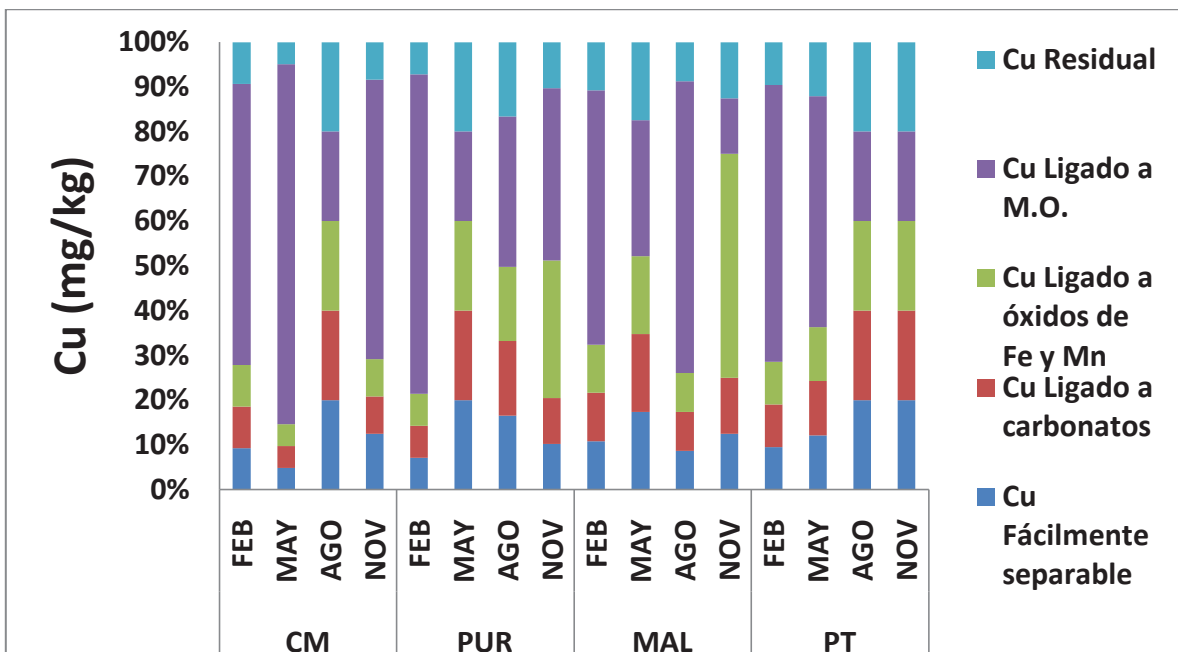


Fig. 9. Concentraciones fraccionadas de Cu en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

El Ni en fracciones del sedimento se presenta en las Figuras 10 y 11, donde se observa un comportamiento similar en siete de los ocho sitios; solo el sitio DRE presentó valores menores en F1 y F2. En siete sitios, excepto para la fracción 3, las otras cuatro fracciones muestran concentraciones mayores en los muestreos de febrero y mayo, que disminuyen notablemente en agosto y noviembre, donde las concentraciones en la mayor parte de los muestreos fueron menores al límite de detección (2 mg/kg), lo que marca una diferencia clara entre muestreos de lluvias y estiaje, debido a que en época de lluvias este se diluye por la solubilidad de sus compuestos, que en época de estiaje se concentran. La concentración más alta se obtuvo en la fracción 5 en la mayoría de los sitios, en el muestreo de mayo, donde alcanzó los 22 mg/kg en el sitio TP ubicado a la salida del meandro, dejando en segundo lugar al Ni ligado a materia orgánica (F4), con un valor aproximado a los 10 mg/kg en los sitios ZAR, RGB, AZ, PUR y MAL. Las concentraciones de Ni fácilmente intercambiable y ligado a carbonatos muestran una variación similar a la anterior en la mayoría de los sitios, con valores aproximados de 4 mg/kg en muestreos de mayo y febrero. Los porcentajes de Ni en las fracciones indican el siguiente orden de concentración en las fracciones: F5>F4>F2>F1>F3. El Ni tiene propiedades que lo hacen deseable para combinarse con otros metales y formar aleaciones. Algunos de los metales con los cuales se combina son el hierro, cobre, cromo y cinc. Estas aleaciones se usan para fabricar monedas y joyas, así como en la industria para fabricar artículos como válvulas e intercambiadores de calor. La mayor parte del níquel se usa para fabricar acero inoxidable. El Ni también se combina con muchos otros elementos tales como el cloro, azufre y oxígeno para formar compuestos de níquel. Muchos de los compuestos de níquel son solubles en agua y tienen un color verde característico. Además, se usan para niquelado, colorear cerámicas, fabricar baterías, y como catalizadores. El Ni se encuentra en forma natural en la corteza terrestre combinado con otros elementos. Es de los elementos más abundantes. En el ambiente se encuentra principalmente combinado con oxígeno o azufre en forma de óxidos o sulfuros. También es liberado a la atmósfera por plantas de energía que queman petróleo o carbón y por incineradores de basura.^[37] El Ni en las fracciones del sedimento, no representa riesgos grandes en cuanto a su movilidad hacia la columna de agua, ya que está ligado principalmente a fracciones menos lábiles (F4 y F5) en los sedimentos de la zona bajo estudio.

El Zn en fracciones del sedimento presenta un comportamiento distinto a los descritos para elementos anteriores, al parecer este metal presentó diferencias marcadas tanto entre muestreos como entre fracciones. Este comportamiento puede observarse en las Figuras 12 y 13, donde se puede notar que la mayor concentración se obtuvo como Zn residual (F5) con 904 mg/kg en noviembre en el sitio CM, y valores menores a éste se presentaron en la mayoría de los sitios, presentando concentraciones menores a 50 mg/kg en muestreos de agosto y noviembre. De manera similar, se observan concentraciones altas de Zn ligado a materia orgánica (F4) pero estas se presentaron en muestreos febrero y mayo. El Zn ligado a óxidos de Fe y Mn (F3) supera al Zn ligado a carbonatos (F2) en los mismos sitios en diferentes muestreos, donde se detectaron valores cercanos a 100 mg/kg en los sitios DRA, AZ, CM, PUR y TP. El Zn en la fracciones presenta el siguiente orden: $F5 > F4 > F3 > F2 > F1$. El Zn se encuentra formando parte de la corteza terrestre entre un 0.0005-0.02%, considerándose uno de los metales menos comunes. Este metal tiene amplios usos en la industria metalúrgica constituyendo aleaciones y recubriendo otros metales, garantizando así la protección de los mismos. Es uno de los elementos esenciales más abundantes en el cuerpo humano. Este metal está extensamente distribuido en alimentos y bebidas, pero tal como ocurre con otros elementos, los contenidos son tremendamente variables y generalmente bajos. ^[14] La contaminación de Zn en peces se asocia a la presencia de residuos de plaguicidas y fertilizantes en el medio en que se desarrollan. ^[31] El Zn que se encuentre adsorbido en las partículas de sedimento puede ser transferido a la columna de agua por procesos físicos y químicos tales como resuspensión debido a las mareas y corrientes, y por cambios en los potenciales de oxidación-reducción que favorecen la oxidación de la materia orgánica de los sedimentos. ^[13]

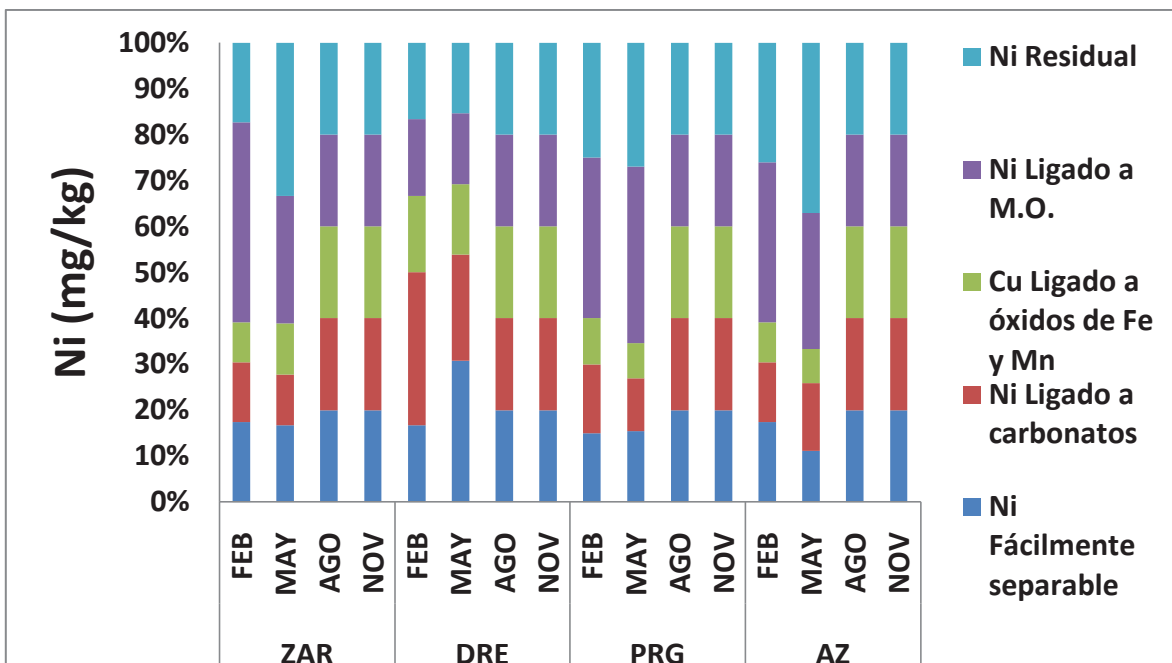


Fig. 10. Concentraciones fraccionadas de Ni en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

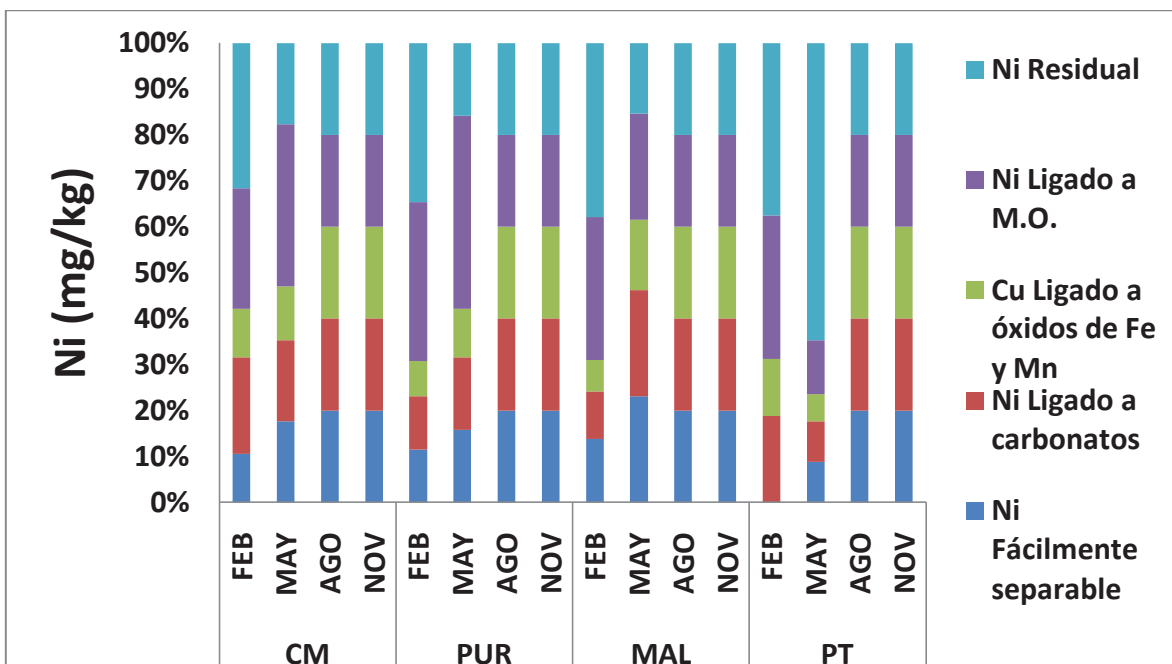


Fig. 11. Concentraciones fraccionadas de Ni en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

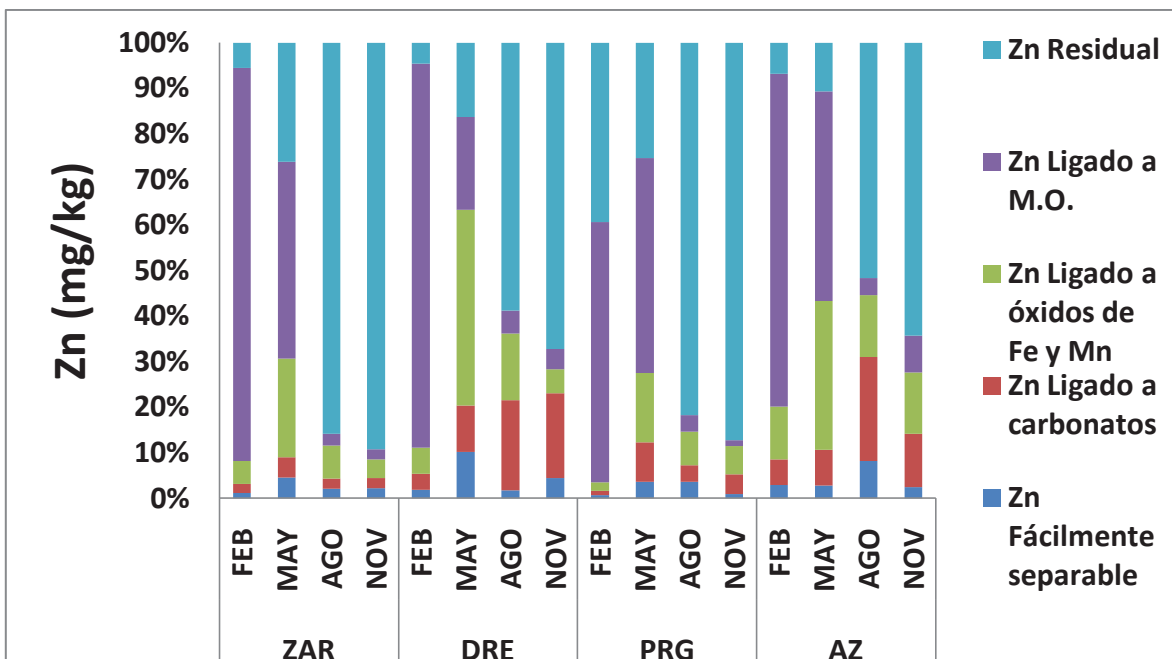


Fig. 12. Concentraciones fraccionadas de Zn en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

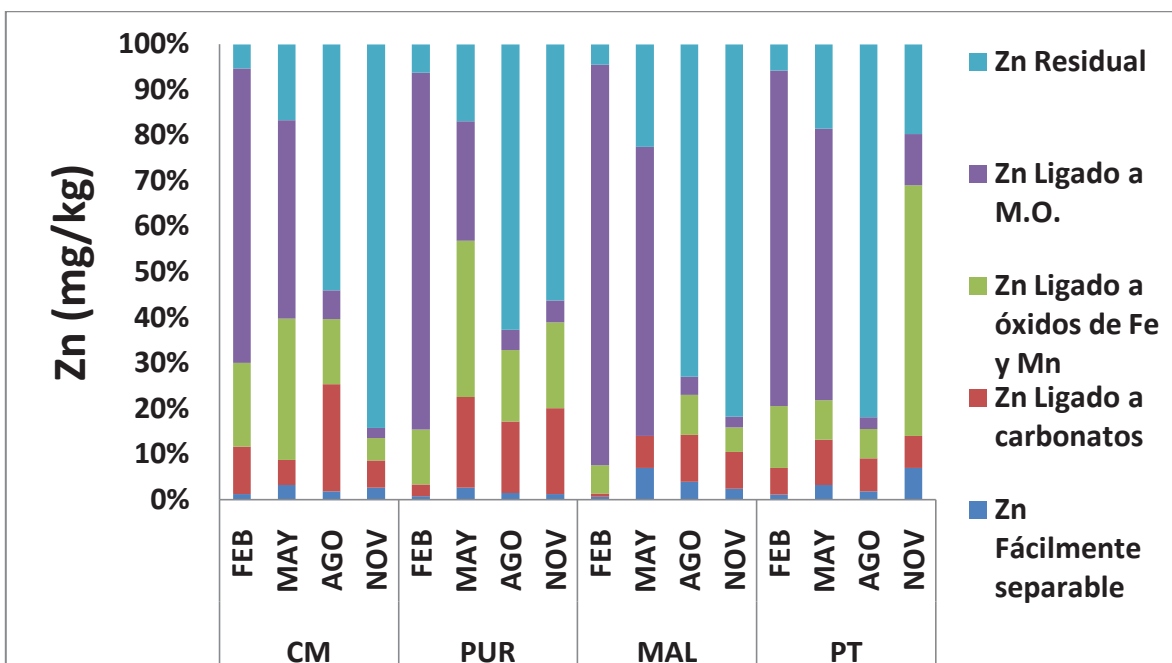


Fig. 13. Concentraciones fraccionadas de Zn en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

El porcentaje de Cr en las distintas fracciones se puede observar en las Figuras 14 y 15. Cabe mencionar que se obtuvieron valores menores al límite de detección en la mayor parte de los muestreos para F1, F3, F4 y F5. El valor más elevado se encontró como ligado a materia orgánica (F4) en mayo con 45 mg/kg en el sitio AZ. También se detectó en los sitios ZAR en febrero, sitio RGB en el mismo mes, sitio CM en febrero y mayo, así como en el sitio TP en febrero y agosto. El Cr ligado a carbonatos (F2) se presentó en todos los sitios de los muestreos de agosto y noviembre con valores cercanos a los 35 mg/Kg en los sitios RGB, PUR y MAL. Los porcentajes de Cr en la fracciones indican el siguiente orden: F2>F4>F5>F3>F1, se puede considerar que en el caso de este metal, cuando se encuentra en fracción de los carbonatos se esté como Cr^{3+} , y el resto de las fracciones en forma de oxianión de Cr^{6+} , debido a que ambas formas químicas pueden estar presentes en las descargas residuales. El Cr es un elemento que se encuentra de manera natural en las rocas, animales, plantas, suelo, polvo y gases volcánicos. Está presente en el ambiente en varias formas, las más comunes son el cromo metálico (0), el cromo trivalente (III) y el cromo hexavalente (VI). El cromo (III) se encuentra naturalmente en el ambiente y es un elemento nutritivo esencial a bajas concentraciones. El cromo (VI) y el cromo (0) son producidos generalmente por procesos industriales. Se usa principalmente para producir acero y otras aleaciones. El mineral cromita, que contiene la forma de cromo (III) y que existe en forma natural, se usa como ladrillo de revestimiento en hornos industriales, en la manufactura de metales, aleaciones y de sustancias químicas. Los compuestos de cromo, principalmente las formas de cromo (III) y (VI), producidas por la industria se usan para cromado de metales, manufactura de colorantes y pigmentos, curtido de cuero y preservación de madera. Cantidades menores se usan en barrenas usadas en la extracción de petróleo, inhibidores de corrosión, en la industria textil y en toner para copadoras. El cromo entra al aire, al agua y al suelo principalmente en las formas de cromo (III) y cromo (VI) como resultado de procesos naturales o de actividades humanas. Las aguas residuales provenientes de la galvanoplastia pueden descargar cromo (VI). El curtido de pieles y la industria textil, como también la manufactura de colorantes y pigmentos, pueden descargar cromo (III) y cromo (VI) a los cuerpos de agua. Aunque la mayor parte del cromo en el agua se adhiere a partículas de tierra y a otros materiales y se deposita en el fondo, una pequeña cantidad puede disolverse en el agua. ^[38] En este caso, el Cr ligado a carbonatos es la principal

fracción donde se encuentra este metal, lo cual indica que este metal puede provenir por contaminación reciente en los sedimentos de los sitios mencionados, mediante mecanismos de precipitación de los iones de este elemento presentes en agua.

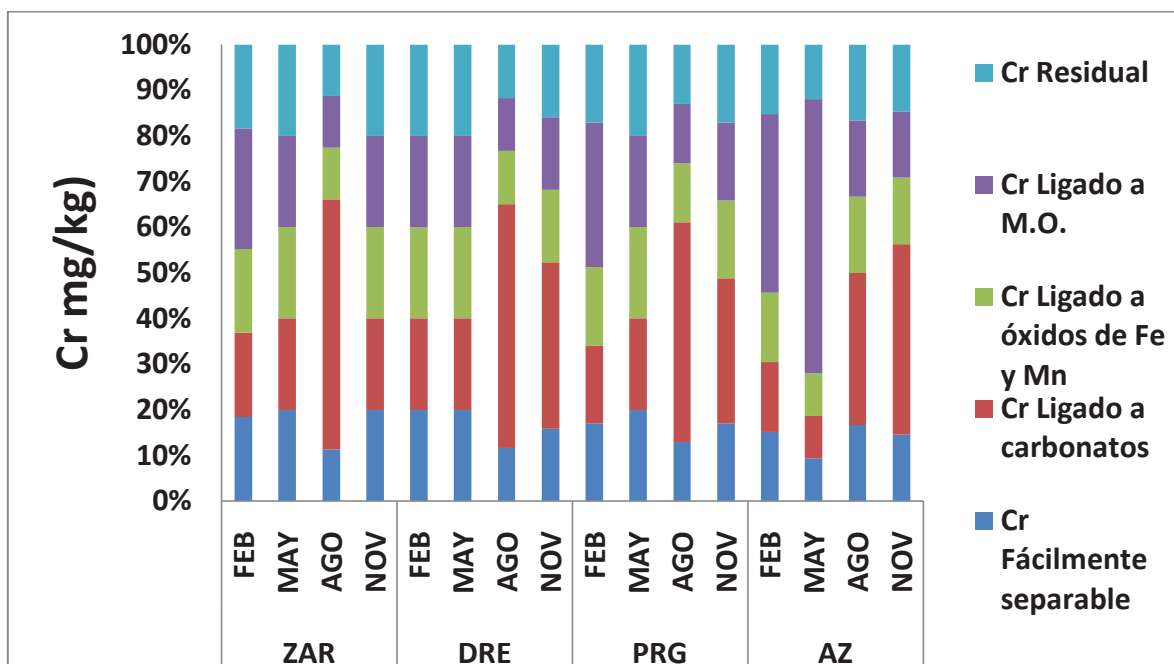


Fig. 14. Concentraciones fraccionadas de Cr en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

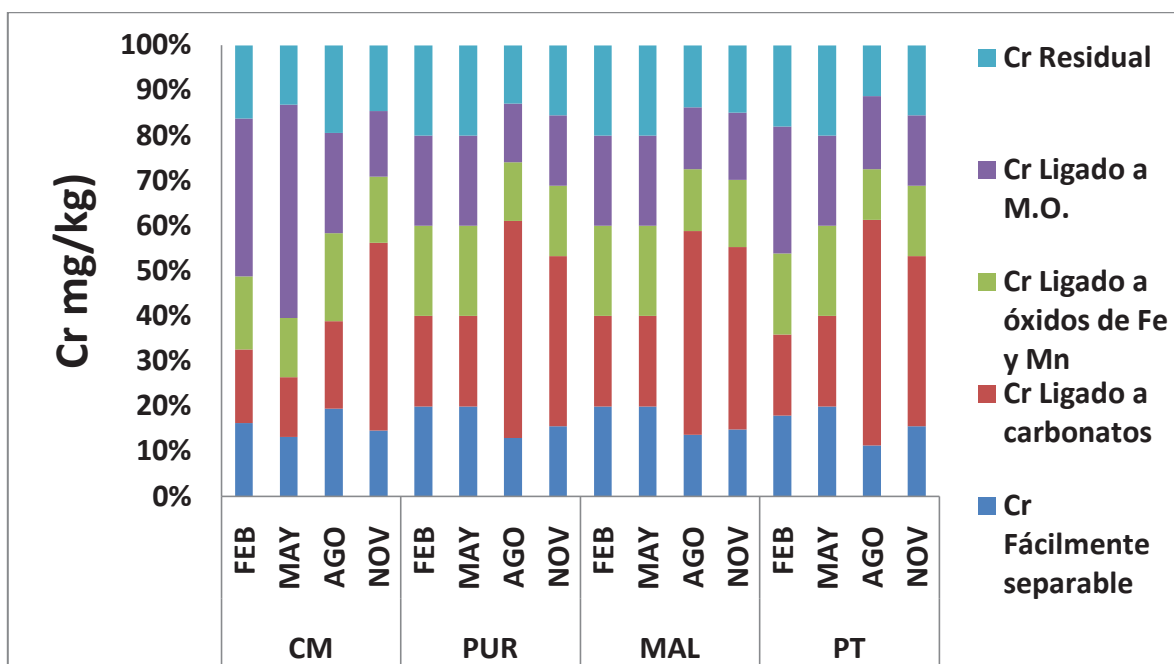


Fig. 15. Concentraciones fraccionadas de Cr en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

En las Figuras 16 y 17, el As se obtuvo en concentraciones relativamente bajas las cuales no rebasan los 0.350 mg/kg en As residual (F5) donde se presentaron los valores más altos en muestreos de agosto y noviembre, principalmente, ubicando el valor más alto (0.350 mg/kg) en agosto en el sitio CM. Se presentaron valores menores a 0.300 mg/kg en los primeros sitios ZAR, DRA y RGB; así como valores cercanos a los 0.150 mg/kg en los sitios PUR, MAL y TP. Las fracciones 1, 2, 3 y 4 presentaron valores menores a 0.025 mg/kg en todos los muestreos realizados en los ocho sitios. Las concentraciones relativamente bajas de arsénico en todas las fracciones indican porcentajes de As en la fracciones en el siguiente orden: F5>F4>F3>F2>F1, se sugiere que este comportamiento del As se deba, a que es un metaloide que se encuentra en forma de oxianión que no es intercambiable además que se encuentra combinado con otros minerales, por lo tanto, puede ser un aporte antropogénico. El arsénico se encuentra naturalmente en el suelo y estará presente en la atmósfera en forma de polvo en el aire. También es emitido por los volcanes y en las zonas de actividad volcánica latente. El arsénico se encuentra naturalmente en el agua de mar y en la vegetación, se libera a la atmósfera en la sal de espuma del mar y en los incendios forestales. Las fuentes antropogénicas de arsénico incluyen fundición de metales no ferrosos, carbón, petróleo y combustión de madera y la incineración de residuos municipales. El arsénico se encuentra naturalmente en el carbón y el petróleo, por lo tanto, las plantas de energía de carbón y petróleo liberan arsénico a la atmósfera en sus emisiones. El uso de arsénico en la agricultura y los procesos industriales también contribuye. El arsénico puede ser liberado al agua por la erosión natural del suelo y las rocas en áreas de vulcanismo. El arsénico también puede filtrarse a minerales del suelo y en las aguas subterráneas. Las fuentes antropogénicas de emisiones de arsénico al agua son la minería, fundición de metales no ferrosos; especialmente cobre, aguas residuales, vertidos de lodos de aguas residuales, plantas de energía que queman carbón, los procesos de fabricación, la escorrentía urbana, la deposición atmosférica y las granjas de aves de corral. Cantidades significativas de arsénico son liberadas en efluentes líquidos de las operaciones de molienda de oro usando cianuro. La filtración de arsénico de suelos se puede deber a rellenos sanitarios o depósitos de escoria que son fuente de arsénico en aguas subterráneas. Puede encontrarse naturalmente o como resultado de la aplicación de plaguicidas o lodos que contienen arsénico. ^[39] Sin embargo, en este caso los altos

porcentajes de As en F4 y F5, indican un carácter litogénico del elemento, aunado a sus bajas concentraciones totales en las muestras de sedimentos de la zona.

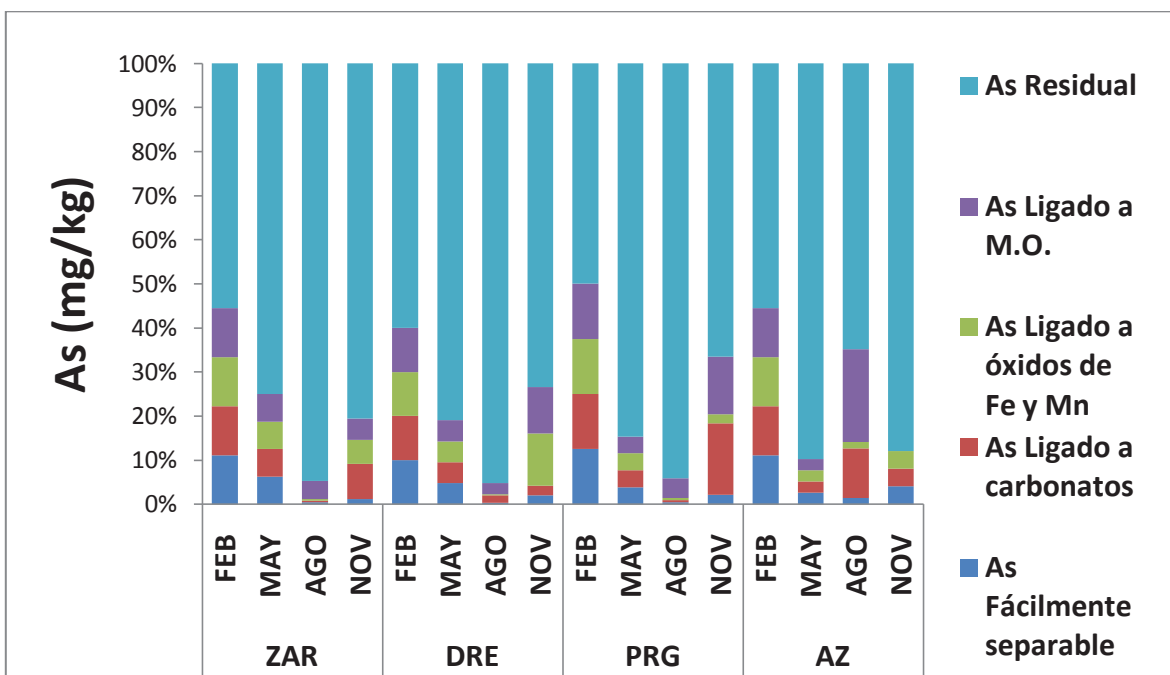


Fig. 16. Concentraciones fraccionadas de As en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

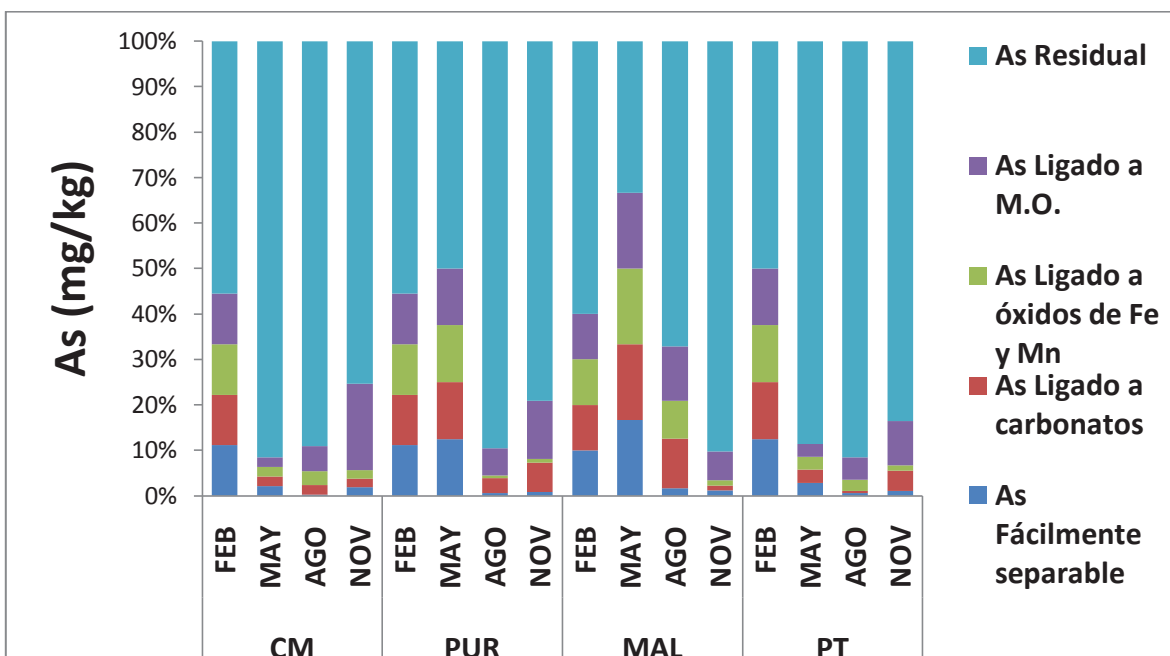


Fig. 17. Concentraciones fraccionadas de As en mg/ kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

VI.3.3.2. Fases disponible (AP) y no disponible (NAP) de metales pesados y arsénico

Los metales adsorbidos sobre el material particulado pueden ser desorbidos y liberados a la columna de agua y al agua intersticial. De esta forma, los metales pueden ser incorporados y bioacumulados por los organismos pelágicos y bentónicos. Así, la medida de la biodisponibilidad, y la subsiguiente toxicidad de los metales, representa el primer paso en la evaluación del riesgo que representa la contaminación de los sedimentos, a fin de implementar estrategias de regulación que permitan prevenir la contaminación.^[40] De acuerdo con estudios de especiación en un lago, el Zn se encontró que la mayor disponibilidad en los análisis metales, y el menor fue el Cd. La tendencia de la disponibilidad de los metales en el sedimento del lago fue $Zn < Pb < Fe < Cu < Cd$. La diferencia en la tendencia de disponibilidad encontrada puede ser atribuida a la fuerza de la unión del ligando de cada metal;^[41] así como a los valores ácidos de los sedimentos que incrementan la dinámica de estos metales de acuerdo a su solubilidad, de tal forma que Pb y Fe son menos solubles y por lo tanto su movilidad es baja, lo que permite que se encuentren más disponibles que Cu y Cd, que son más solubles.

Respecto a las fases disponible (FD) y no disponible (FND), en las Figuras 18 y 19 se observa cierta disponibilidad de Pb en los meses de agosto y noviembre. Claramente se puede observar que en todos los sitios existe cierto nivel de disponibilidad del Pb en época de precipitación pluvial (meses de agosto y noviembre). Esto indica que las condiciones ambientales en esta época juegan un papel importante en el enriquecimiento y acumulación de este elemento en sedimentos del meandro, así como en el riesgo potencial que puede representar hacia la biota del sistema, debido a la alta toxicidad de este metal.

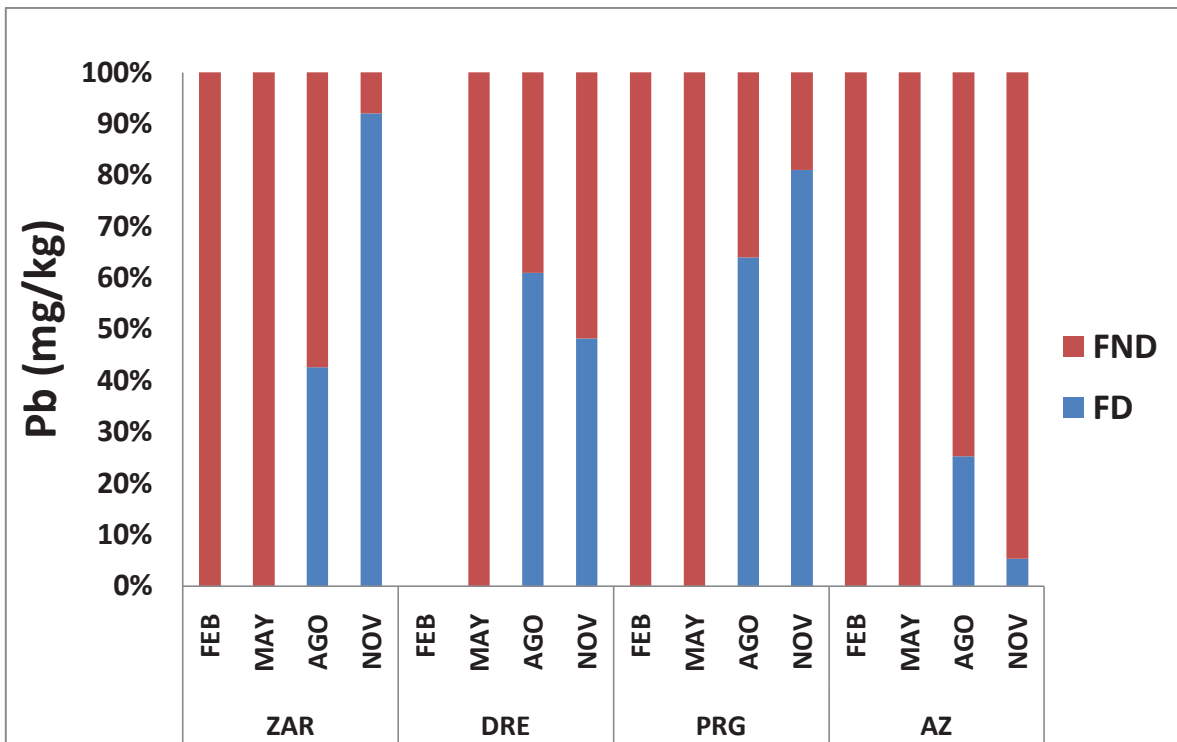


Fig. 18. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Pb en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

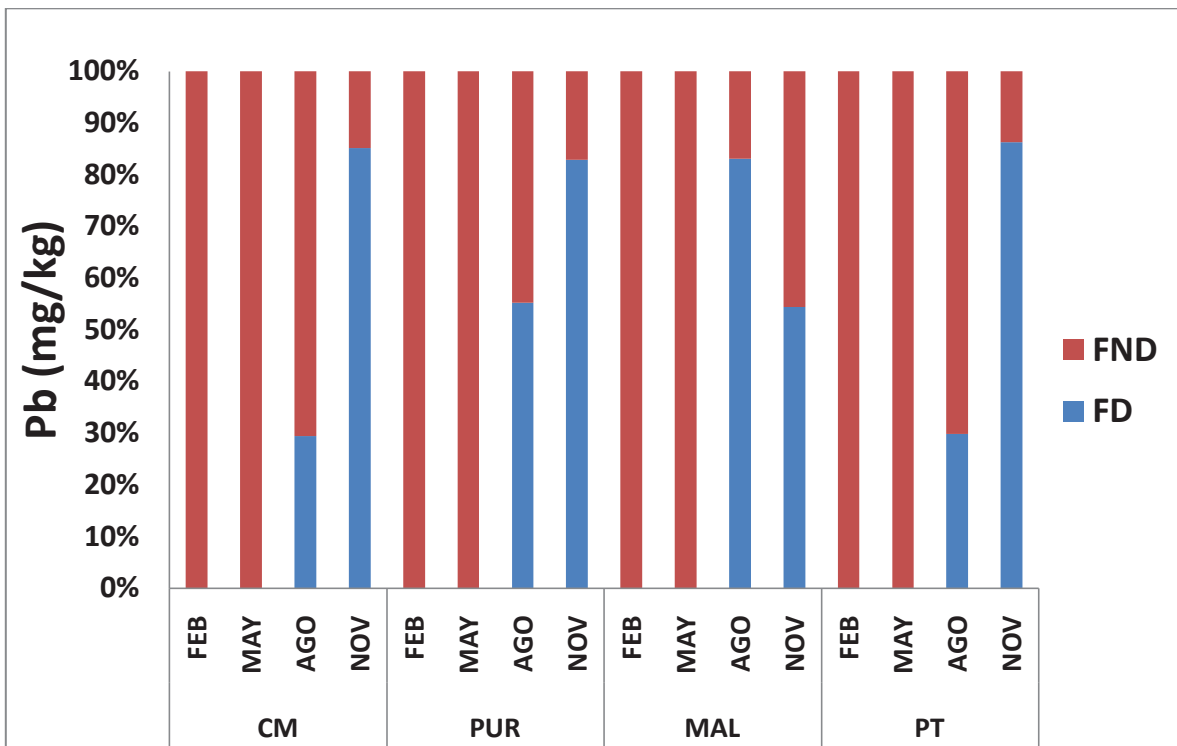


Fig. 19. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Pb en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

El Fe se encontró en concentraciones más altas en fase no disponible, lo cual era esperado debido al origen litogénico de este elemento en sedimentos de la zona (Figuras 20 y 21), lo que coincide con la forma química en que se encuentra este elemento que es principalmente como oxihidróxidos y óxidos. Se observa ligeros incrementos de la fase AP en algunos sitios y muestreos. La fase disponible presentó también incrementos ligeros en época de lluvias que indican un mayor contenido de especies iónicas, aunque en menor proporción comparando con el Pb, y considerando la baja toxicidad del elemento, es poco probable que existan riesgos altos de contaminación del agua. Debido a que en la mayoría de los muestreos fue menor al límite de detección, el Cd muestra las concentraciones más altas en muestreos de agosto en la mayoría de los sitios (Figuras 22 y 23). Aun cuando la fase FD es la que predomina en este caso, las concentraciones en casi todos los sitios son significativamente bajas. Sin embargo, existen sitios donde las concentraciones de Cd son significativas, por lo que se debe prestar atención a las fases FD y FND de tales sitios, lo que permite considerar que el estado de oxidación en que se encuentra el Cr es el trivalente, formando compuestos insolubles.

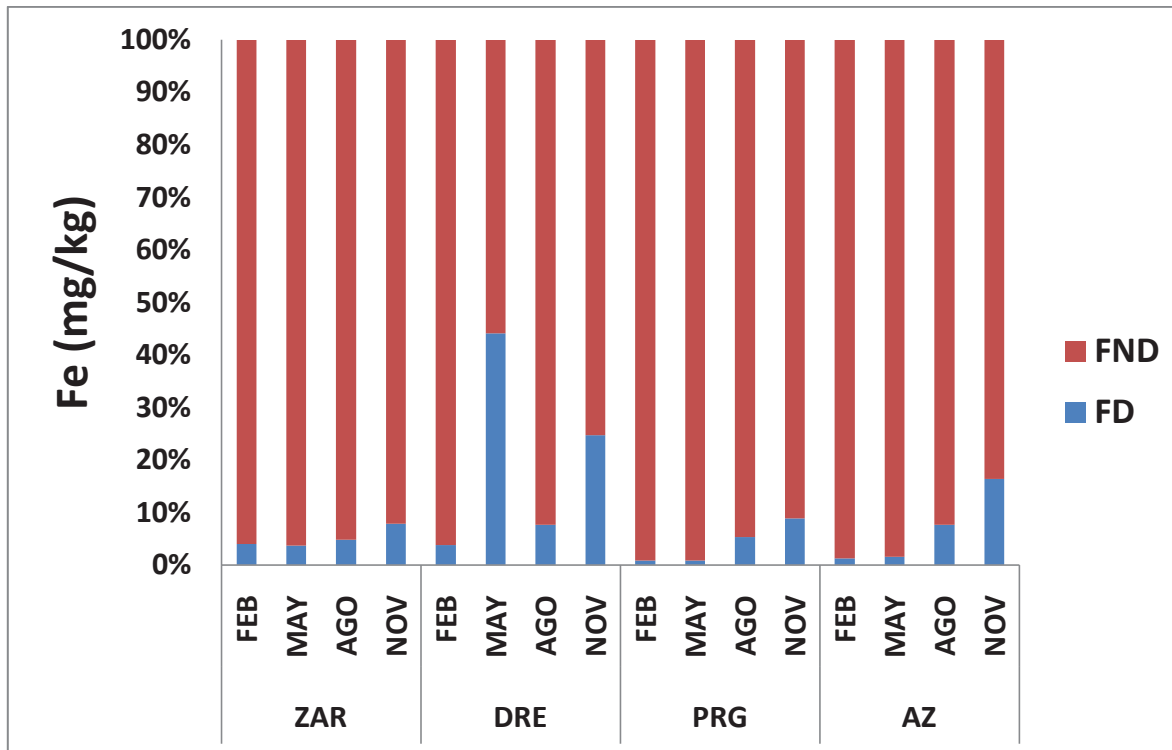


Fig. 20. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Fe en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

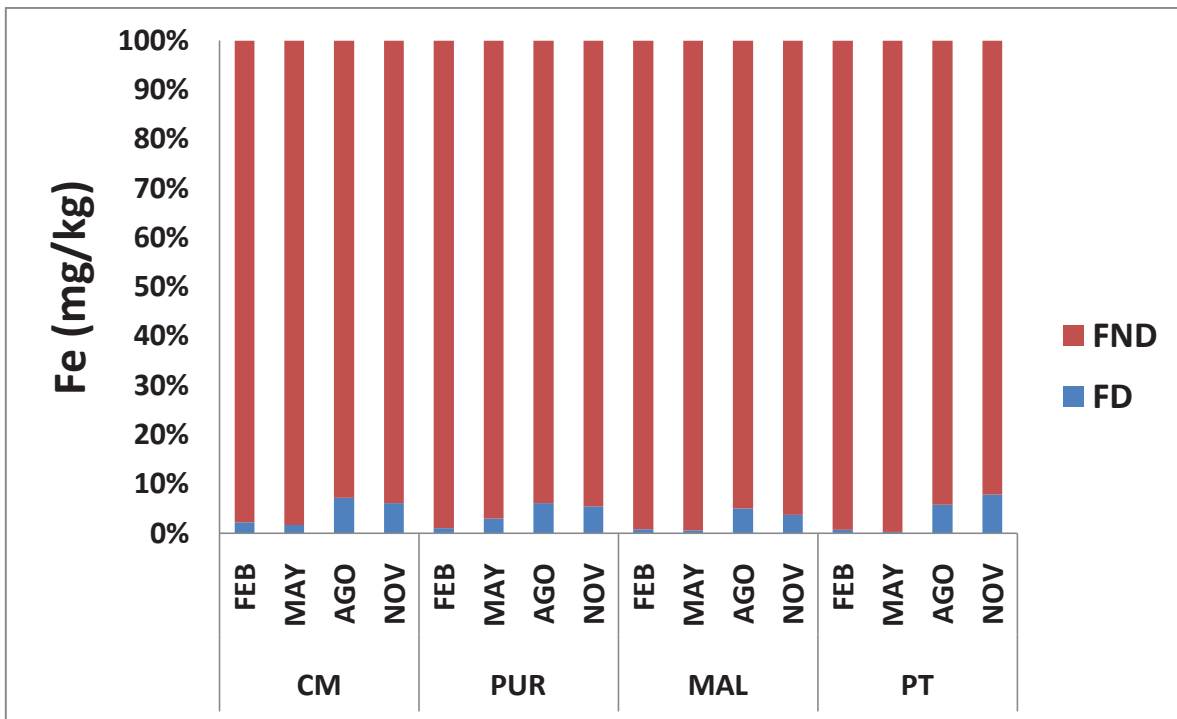


Fig. 21. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Fe en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

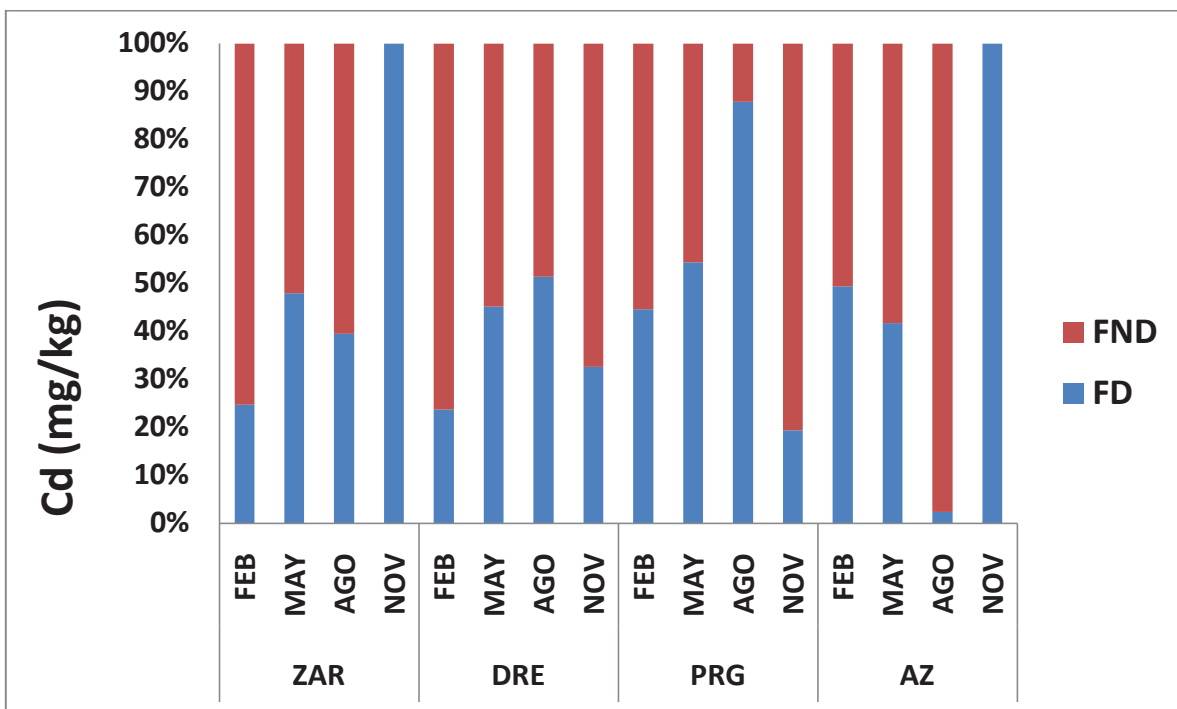


Fig. 22. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Cd en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

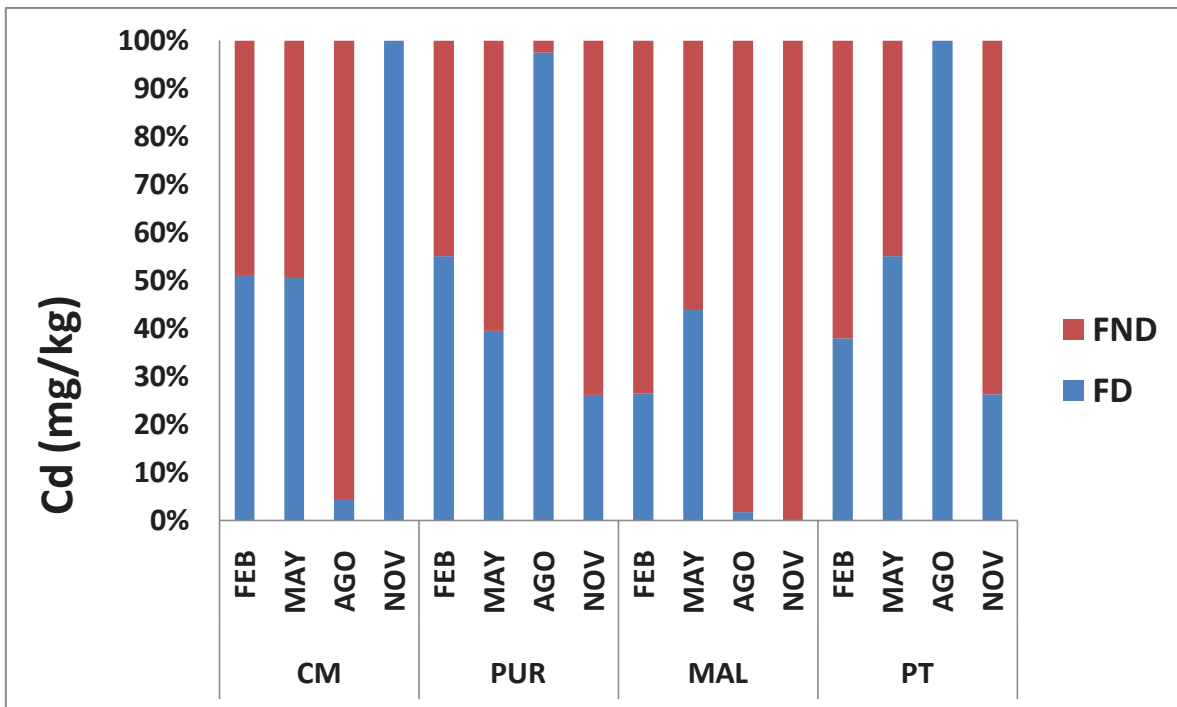


Fig. 23. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Cd en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

En el caso del Cu, éste presenta valores altos en fase disponible en algunos sitios, donde prácticamente todo el Cu presente en sedimentos se encuentra en esta fase (Figuras 24 y 25). Estas concentraciones altas en fase FD coinciden también con la época de precipitación. Lo anterior se puede observar en los sitios ZAR, RGB, AZ y MAL, por lo que se deben tener en cuenta las concentraciones totales de Cu en sedimentos de estos sitios. Además, se observan diferencias significativamente altas entre la disponibilidad del Cu en épocas de estiaje y lluvias, lo que puede deberse a que este elemento es altamente sensible a cambios en las condiciones del sistema. Para el Ni, las Figuras 26 y 27 muestran un comportamiento más parecido en cuanto a concentraciones en fases y durante muestreos. Las concentraciones mayores están dentro de la fase no disponible (FND) en siete de los sitios, con concentraciones altas en febrero y mayo que disminuyen drásticamente en agosto y noviembre. Solo el sitio DRA muestra mayor concentración en fase disponible, rebasando los 5 mg/kg. A pesar de que se observan altos porcentajes en fase AP, se deben considerar las concentraciones totales de este metal en sedimentos del meandro, las cuales no siempre rebasan niveles altos en la mayor parte de la zona de estudio.

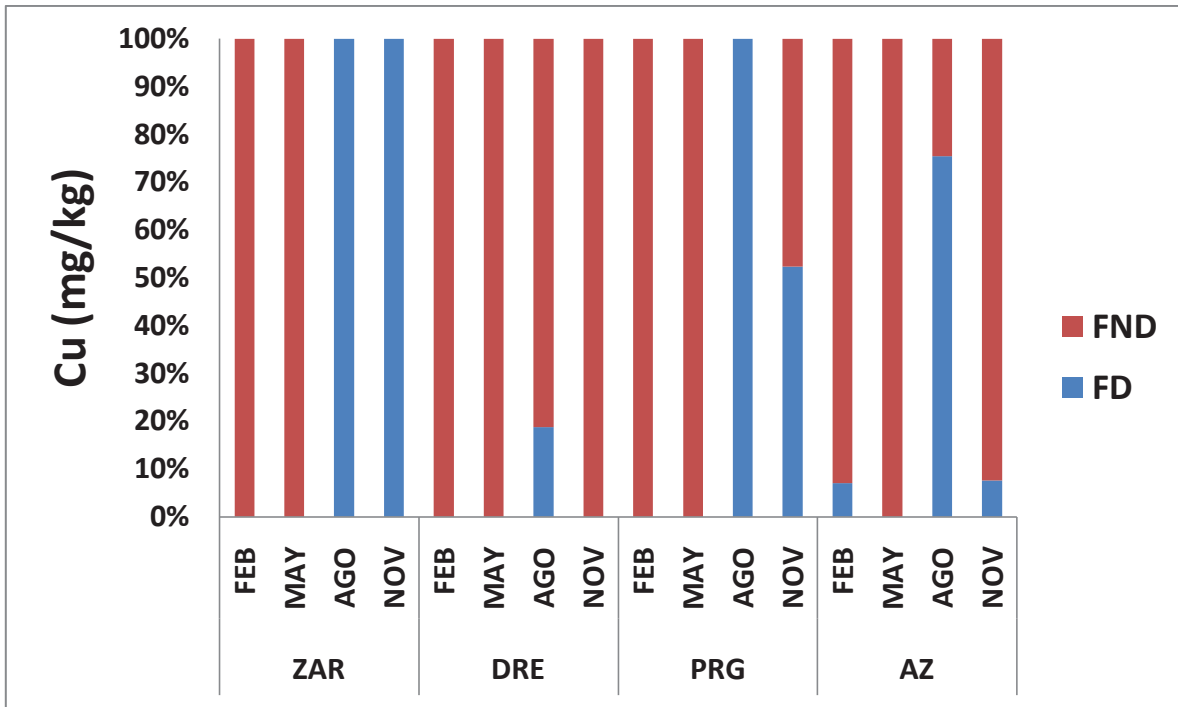


Fig. 24. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Cu en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

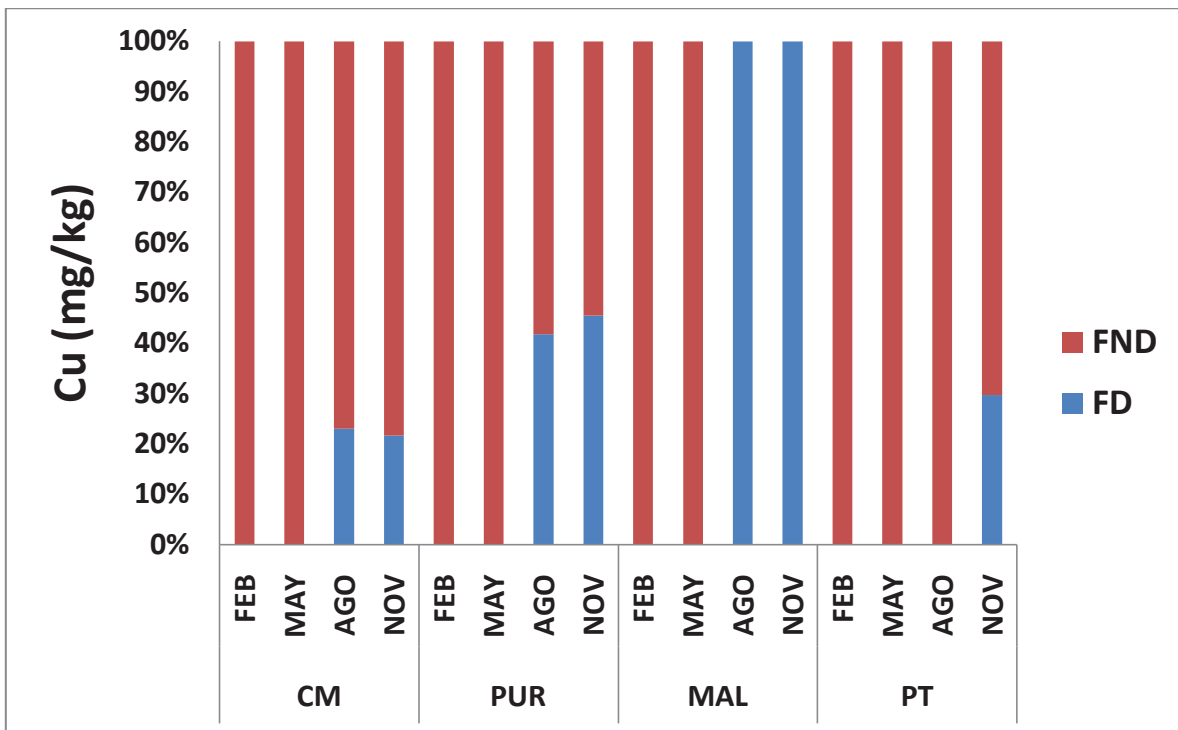


Fig. 25. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Cu en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

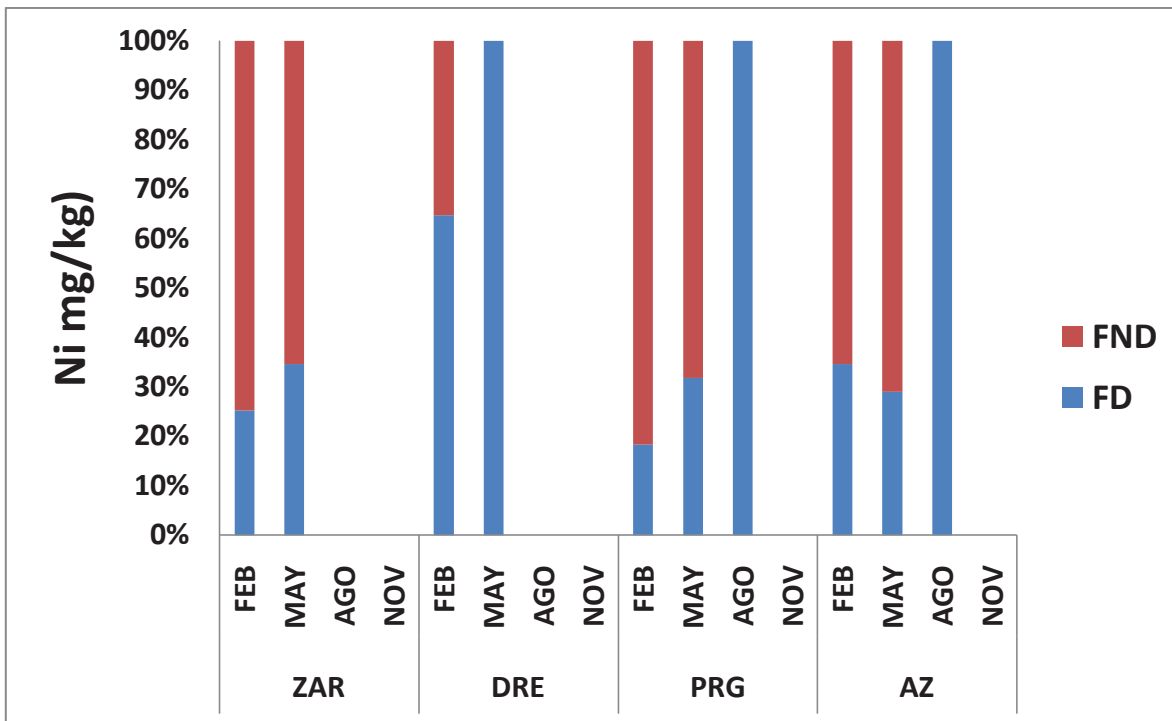


Fig. 26. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Ni en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

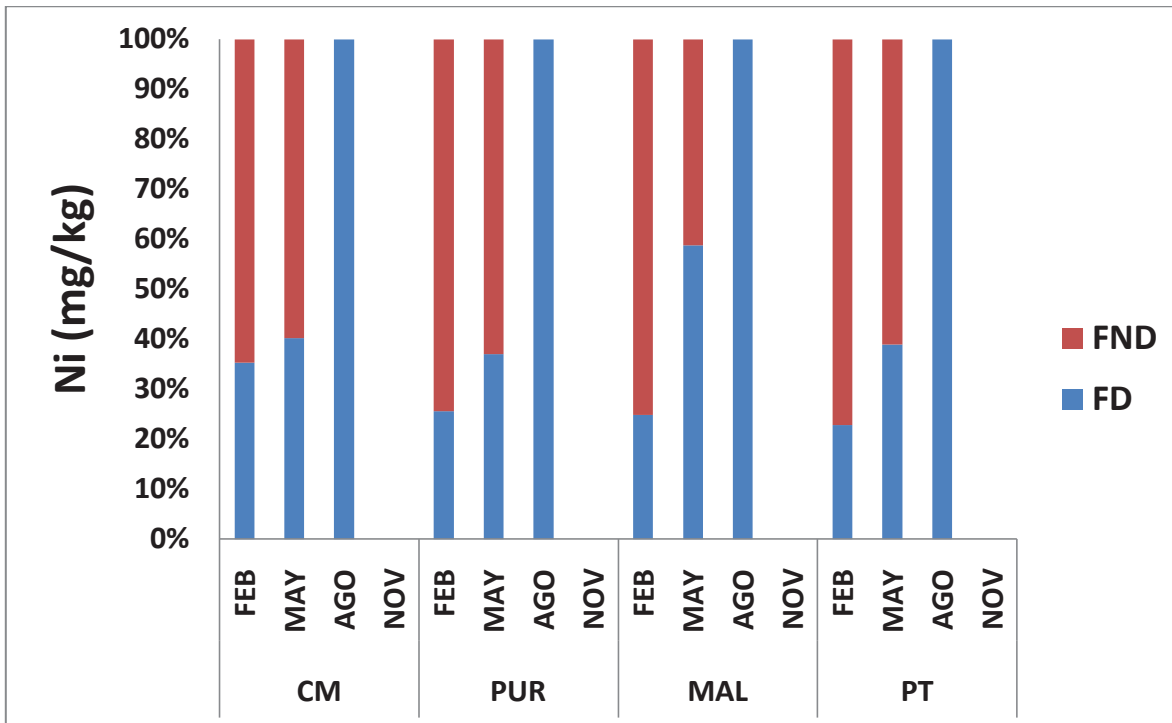


Fig. 27. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Ni en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

Al igual que el Ni, el Zn muestra (Figuras 28 y 29) concentraciones mayores en fase no disponible y concentraciones altas de alrededor de 400 mg/kg en sitios de la parte media del meandro, dejando concentraciones menores a 300 mg/kg en el sitio ZAR, sitio DRA y los sitios PUR, MAL, cercanos a la ciudad, y TP a la salida del meandro, donde posiblemente se estén acumulando estos elementos. Debido a que este elemento presenta porcentajes relativamente altos en fase FD, se debe considerar como un elemento que fácilmente puede migrar hacia la columna de agua en la zona, lo cual puede provocar niveles de contaminación significativos respecto a este elemento.

El Cr es único elemento que de manera clara muestra las mayores concentraciones en la fase disponible en muestreos de agosto con concentraciones mayores a los 20 mg/kg. En muestreos de febrero la fase no disponible es mayor con valores menores a 15 mg/kg en la mayoría de los sitios (Figuras 30 y 31). Este comportamiento se puede deber a la capacidad del Cr de estar en forma de anión como catión, sugiriendo que la forma aniónica sea como CrO_4^{2-} (Cr^{6+}) y como catión Cr^{3+} . Como se mencionó anteriormente, esto indica contaminación reciente por Cr, y puede también representar un riesgo de contaminación de las aguas, debido a que existe un potencial alto de movilidad del elemento desde el sedimento hacia la columna de agua.

En las Figuras 32 y 33 el As con valores relativamente bajos (menores a 0.5 mg/kg), presentó las mayores concentraciones en la fase no disponible en muestreos de agosto en los ocho sitios; presentando valores menores al límite de detección del equipo de análisis (0.001 mg/kg) en la fase disponible, mostrando así que este elemento se encuentra combinado y no en forma iónica, donde la forma combinada se deba a minerales de origen natural.

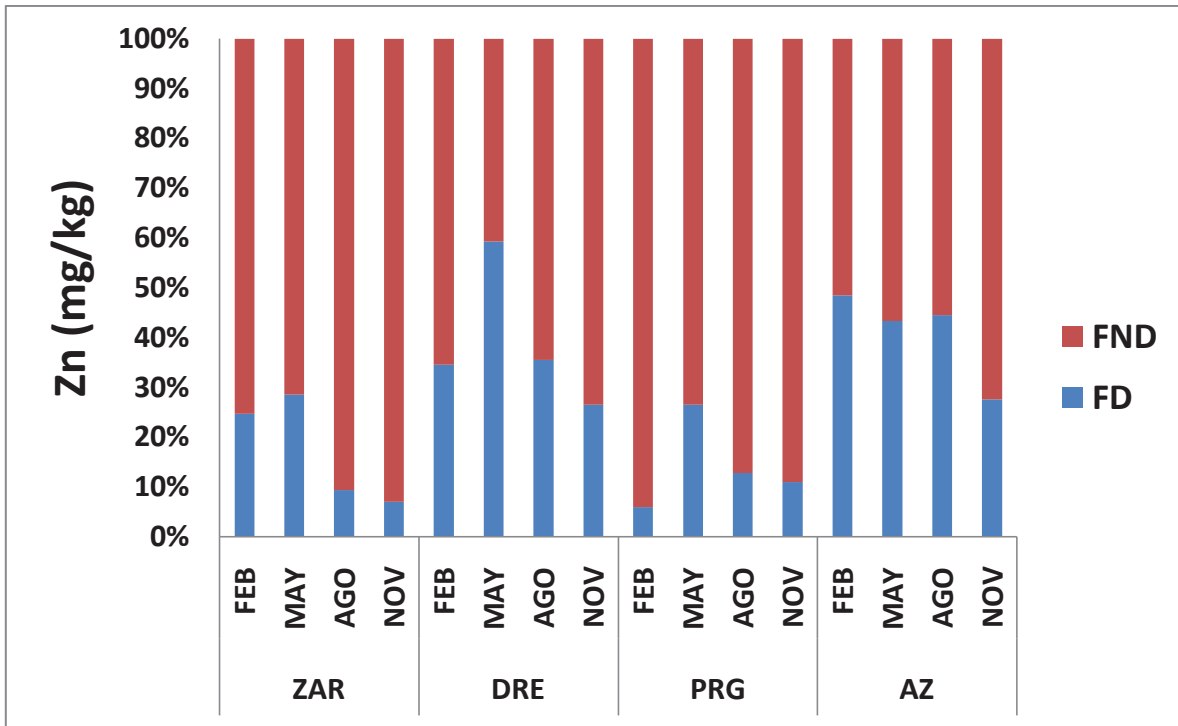


Fig. 28. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Zn en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

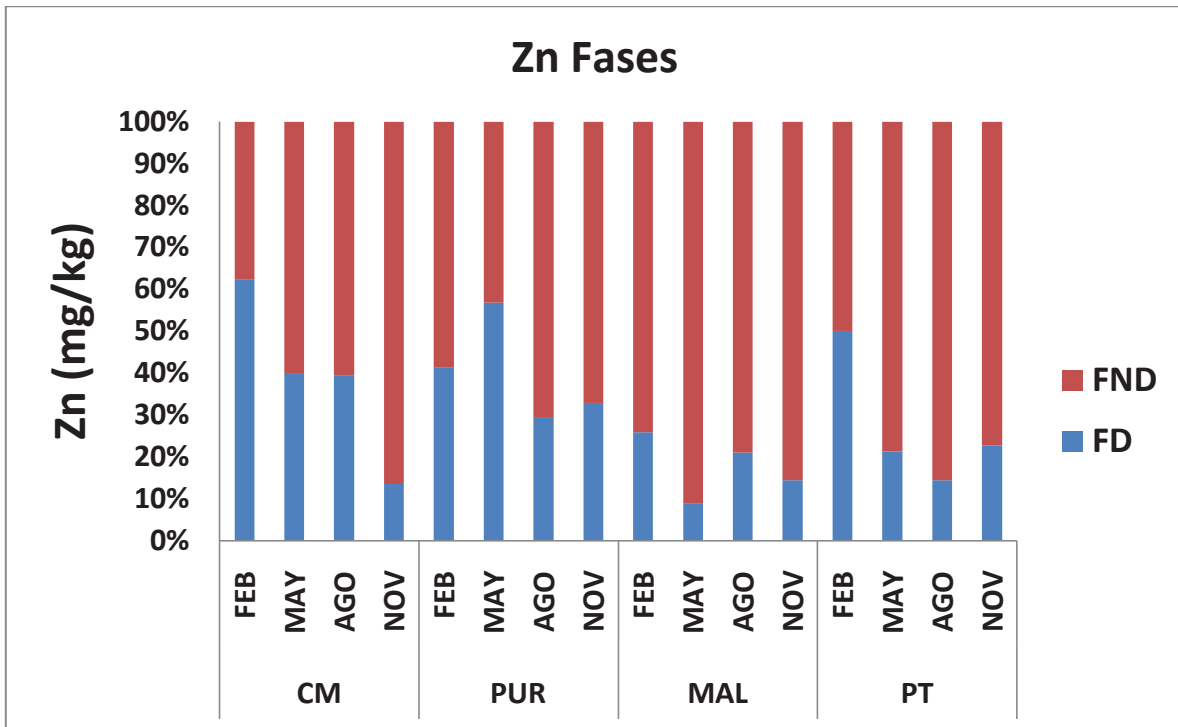


Fig. 29. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Zn en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

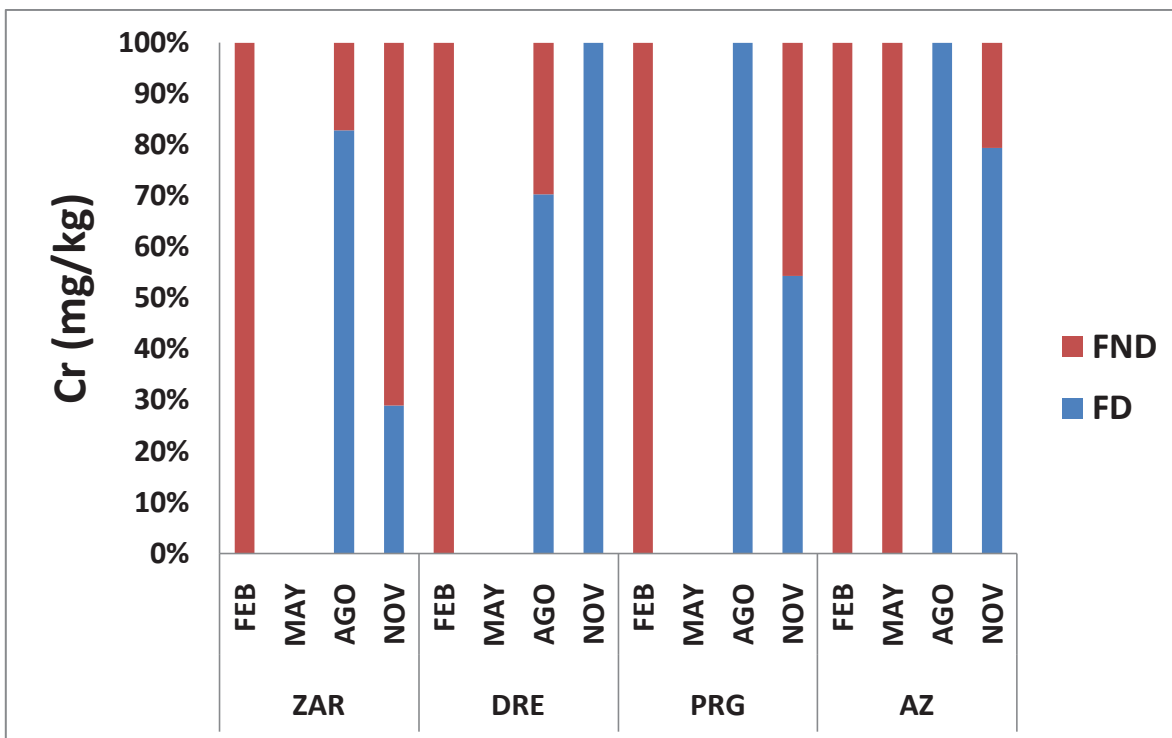


Fig. 30. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Cr en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

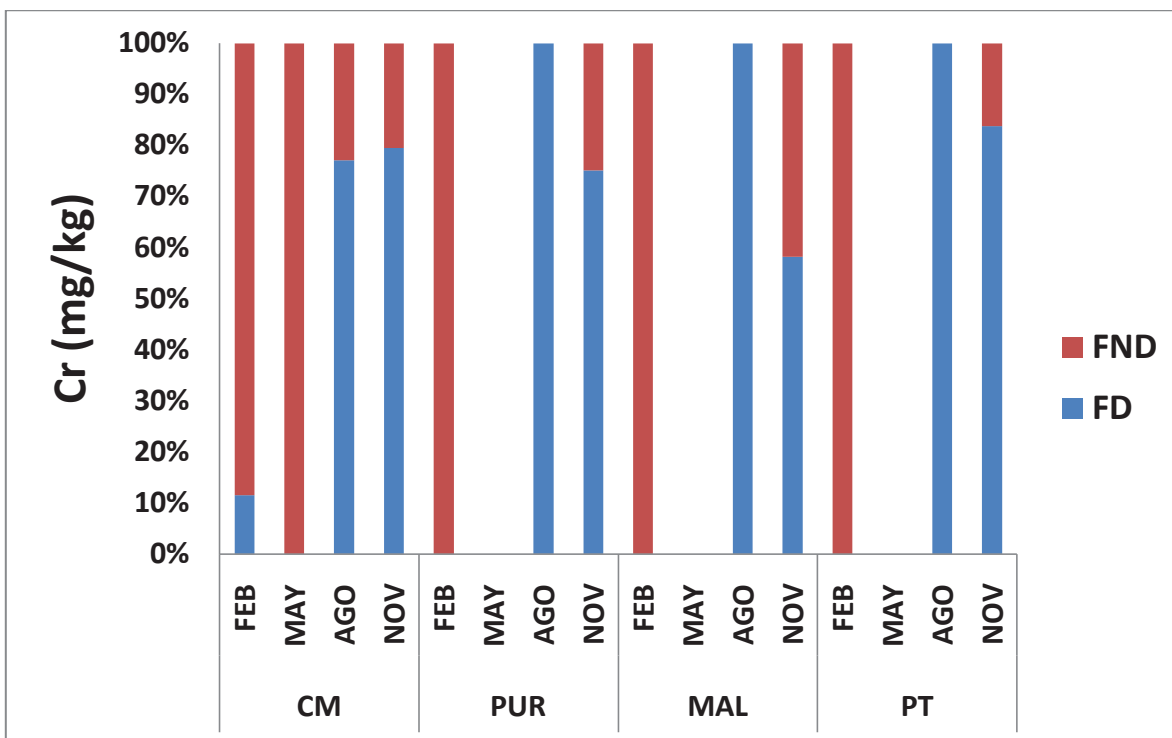


Fig. 31. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de Cr en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

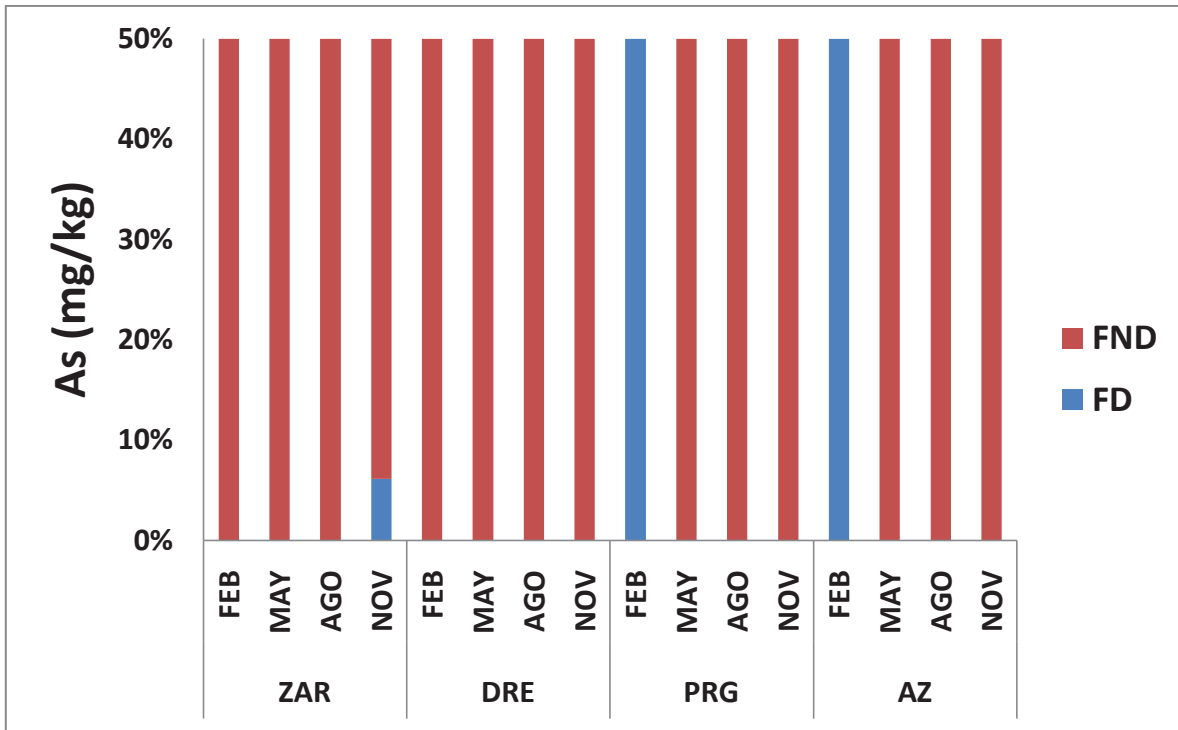


Fig. 32. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de As en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (primeros 4 sitios).

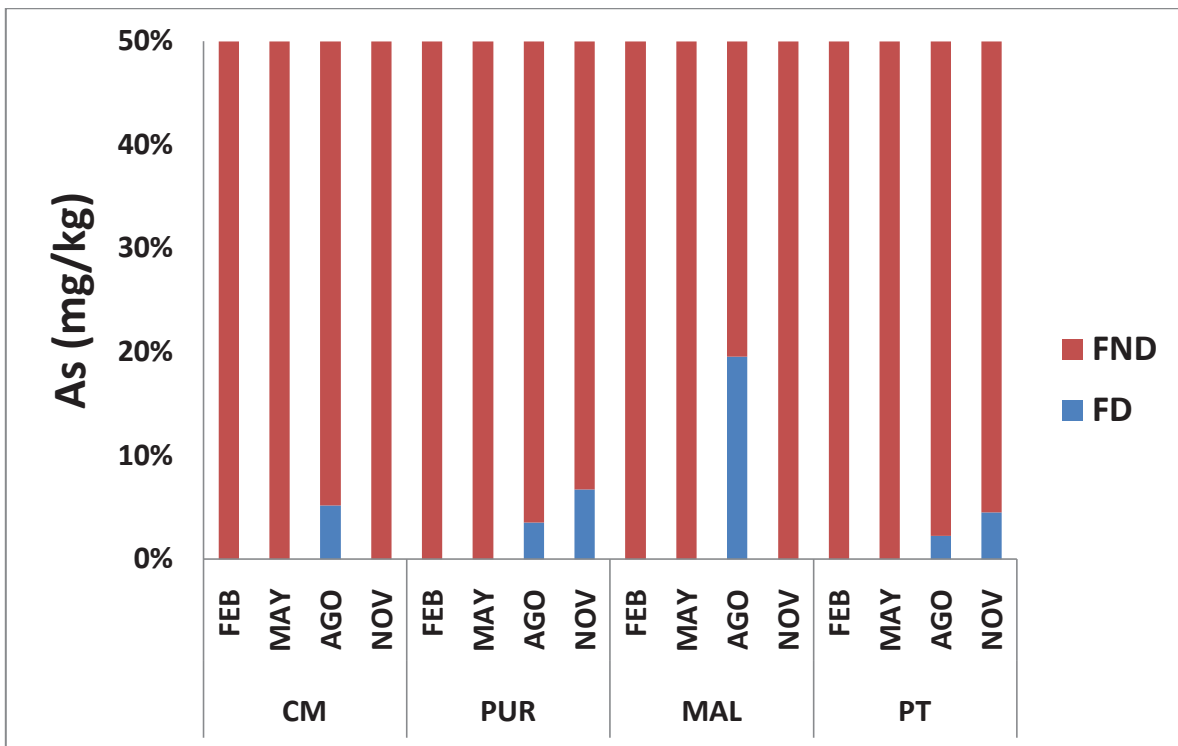


Fig. 33. Fase disponible (FD) y no disponible (FND) de As en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS (últimos 4 sitios).

VI.3.4. CONCLUSIONES

Los porcentajes de metales pesados y arsénico se distribuyen en varias fracciones, identificando relaciones marcadas, como el caso del Pb, que de acuerdo a este estudio se encuentra mayormente en la fracción residual, dejando porcentajes menores ligados a óxidos de Fe y Mn y a materia orgánica y un porcentaje considerable en la fracción intercambiable, lo anterior indica que la mayor parte del Pb se encuentra como inerte y que existen concentraciones elevadas de Pb ligadas a óxidos de Fe y Mn y a materia orgánica, las cuales pueden desprenderse de acuerdo a cambios de parámetros fisicoquímicos en el medio acuático y en menor grado puede estar disponible, lo cual sería un riesgo como se menciono anteriormente. El Fe presentó una distribución similar al Pb en las fracciones obteniendo el mayor porcentaje en la residual y menores ligados a óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn y a materia orgánica y un porcentaje mucho menor en las fracciones ligada a carbonatos e intercambiable, lo que coincide con otros estudios donde se reconoce como inerte por encontrarse combinado y no disuelto, aunque existen concentraciones considerables que pueden estar involucradas con la materia orgánica y en menor grado disponibles. El Cu se mostró ligado a materia orgánica en mayor parte, en menor grado ligado a óxidos de Fe y Mn, lo anterior puede deberse a la formación de compuestos de Cu con otros elementos, así como su tendencia a acomplejarse con materia orgánica, arcillas, tierra o arena. Llama la atención el Ni fraccionado, pues muestra los porcentajes más elevados ligados a materia orgánica y residual, con porcentajes menores ligados a carbonatos e intercambiables, dejando el menor porcentaje ligado a óxidos de Fe y Mn. Lo anterior indica que este elemento se encuentra principalmente combinado con oxígeno o azufre en o sulfuros, combinaciones reconocidas ambientalmente. El Zn presentó una distribución similar al Pb y Fe en las fracciones obteniendo el mayor porcentaje en la residual y menores ligados a materia orgánica, así como, ligados a óxidos de Fe y Mn, un porcentaje considerable interaccionando con los carbonatos y en menor grado intercambiable. Lo anterior se puede deber a la variabilidad relacionada con este elemento en el medio, relacionado con cambios en los potenciales de oxidación-reducción por oxidación de materia orgánica y diagénesis de los sedimentos. Los porcentajes de Cr en las fracciones presentaron diferencias con respecto a los otros elementos, obteniendo el más alto ligado a carbonatos, seguido por el combinado a materia orgánica y valores menores

similares en las otras tres fracciones, esto se puede interpretar como presencia de Cr en las formas de (III) y (VI) como consecuencia de procesos naturales o de actividades humanas y por las cuales entra al agua y al suelo. El As resultó bajo como intercambiable, ligado a carbonatos, ligado a óxidos de Fe y Mn y ligado a materia orgánica, con el valor más elevado en la fracción residual, lo que se interpretaría como abundancia menor de este elemento en sedimento y esa abundancia reconocida como de origen natural, y, ya que el As arsénico puede ser liberado al agua por la erosión natural del suelo y las rocas en áreas de vulcanismo, este podría estar en mayor concentración en la columna de agua.

VI.3.5. LITERATURA CITADA

- [1] Gómez-Ariza, J.L.; Giráldez, I.; Sánchez-Rodas, D.; Morales, E. Metal read sorption and redistribution during the analytical fractionation of trace elements in oxic estuarine sediments. *Anal. Chim. Acta.* **1999**, *399*, 295-307.
- [2] Mülligan, C.N.; Yong, R.N.; Gibbs, B.F. An evaluation of technologies for the removal of heavy metals from sediments. *J. Hazard. Mater.* **2001**, *85*, 145-163.
- [3] Morrison, G.M.P. Trace element speciation and its relation to bioavailability and toxicity in natural water. CRC Press, Boca Raton, FL, 1989, 25-41.
- [4] Lasheen, M.R.; Ammar, N.S. Speciation of some heavy metals in River Nile sediments, Cairo, Egypt. *Environmentalist*, **2009**, *29*, 8-16.
- [5] Tessier, A.; Campbell, P.G.C.; Bisson, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate metals. *Anal. Chem.* **1979**, *51*, 844-851.
- [6] Kersten, M.; Forstner, U. Chemical fraction of heavy metals in anoxic estuarine and coastal sediments. *Water Sci. Technol.* **1986**, *18*:121–130
- [7] Ure, A.M.; Quevauviller, P.; Muntau, H.; Griepink, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* **1993**, *51*, 135–151.
- [8] Liu, C.; Xu, J.; Liu C.; Zhang, P.; Dai, M. Heavy metals in the surface sediments in Lanzhou reach of Yellow River, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **2009**, *82*:26–30
- [9] Du Laing, G.; Bogaert, N.; Tack, F.M.G.; Verloo, M.G.; Hendrickx, F. Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river

Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. *Sci. Total Environ.* **2002**, 289, 71-81.

[10] Di Toro, D.M.; Mahony, J.D.; Hansen, D.J.; Scott, K.J.; Carlson, A.R.; Ankley, G.T. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environ. Sci. Technol.* **1992**, 26, 96–101.

[11] Gallon, C.; Tessier, A.; Gobeil, C.; Alfaro-de la Torre, M.C. Modeling diagenesis of lead in sediments of a Canadian shield lake. *Geochim. Cosmochim. Ac.* **2004**, 68, 3531-3545.

[12] Wang, S.; Jia, Y.; Wang, S.; Wang, X.; Wang, H.; Zhao, Z.; Liu, B. Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. *J. Environ. Sci.* **2010**, 22(1), 23-31.

[13] Hansen A.M.; and M. van Afferden. Toxic Substances, Sources, Accumulation and Dynamics. The Lerma-Chapala Watershed Evaluation and Management. Kluwer Academic/Plenum Press, New York, Estados Unidos. **2001**, Pp. 95-121.

[14] Hidalgo TJA D.; Hernández A.C.; Hernández B.L.; Ortiz R.G.A.; Camacho G.H.D.; Vargas V.S.; Suárez M.A.; Castillo T.M.; Zavala V.L.C.; Quiroz V.L.; Castillo T.B.; Astudillo E.C. Estrategia general para el rescate ambiental y sustentabilidad de la cuenca Lerma-Chapala (Informe final). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. **2009**.

[15] Hansen M.A. Metales pesados en la cuenca del río Lerma. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México. **2006a**.

[16] Israde-Alcántara I.; Segura G.V.; Abarca M.N.; Luc E.; Cantoral U.E.; Mendoza C.M. Diatomeas del Río Lerma, estimación de la calidad del agua de un río fuertemente contaminado. Disponible en Internet: http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_05/12_isabel_israde.pdf

[17] Hansen M.A. Metales pesados en el lago de Chapala. En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México. **2006b**.

[18] Trujillo-Cárdenas J. L.; Saucedo-Torres N. P.; Zárata del Valle P. F.; Ríos- Donato N.; Mendizábal E.; and Gómez-Salazar S. Speciation and Sources of Toxic Metals in

Sediments of Lake Chapala, Mexico. *J. Mex. Chem. Soc.* **2010**, *54*(2), 79-87. ISSN 1870-249X.

[19] Avila-Pérez, P., Balcázar, M., Zarazúa-Ortega, G., Barceló-Quintal, I., and Díaz-Delgado, C. Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. *Sci. Tot. Environ.* **1999**, *234*, 185–196.

[20] Avila-Pérez P., Garcia-Aragón J. A., Díaz-Delgado C., Tejeda-Vega S. and Reyes-Gutiérrez R. Heavy metal distribution in bottom sediments of a Mexican reservoir.

Aquatic Ecosystem Health & Management, **2002**, *5*(2): 205–216. DOI: 10.1080/14634980290031866.

[21] Sedeño-Díaz J. E. and López-López E. Water Quality in the Río Lerma, Mexico: An Overview of the Last Quarter of the Twentieth Century. *Water Resour Manage* **2007**, *(21)*:1797–1812. DOI 10.1007/s11269-006-9128-x.

[22] INAFED Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Gobierno del Estado de Michoacán. Enciclopedia de los Municipios de México Estado de Michoacán. **1999**. Disponible en Internet: http://www.inafed.gob.mx/wb2/ELOCAL/EMM_michoacan

[23] González A. Z. I., Ávila-Pérez P., Tejeda-Vega S., Zarazúa-Ortega G. y Longoria-Gándara L. C.. Estudio del Curso Alto del río Lerma desde una Perspectiva Sustentable. Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas Tema 5. Monitoreo e indicadores para cuencas y microcuencas. **2006**, http://www.ine.gob.mx/dgioece/cuencas/cong_nal_cuencas_2006_t5.html (Accesada en noviembre 2008).

[24] Lima, M. C., Giacomelli, O. M. B., Volnei, S., Roberge, D. F., & Bermejo, B. P. (). Especificação de cobre e chumbo em sedimento do Rio Tubarão (sc) pelo método Tessier. *Quimica Nova*, **2001**, *24*, 734–742.

[25] Villalobos-Castañeda B, Alfaro-Cuevas R, Cortés-Martínez R, Martínez-Miranda V. and Márquez-Benavides L. Distribution and partitioning of iron, zinc, and arsenic in surface sediments in the Grande River mouth to Cuitzeo Lake, Mexico. *Environ Monit Assess.* **2010**, *166*, 331–346. DOI 10.1007/s10661-009-1005-7.

[26] Kwon Y-T. and Lee C-W. (2001). *Sediment metal speciation for the ecological risk assessment*, The Japan Society for analytical Chemistry, Division of Civil and

Environmental Engineering, Kyungnam University, 449 Wolyoungdong, Masan 631-701, Korea.

[27] Rodríguez L., Señor W., Martínez G. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb; Mn y Zn, en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la Laguna Unare, Venezuela. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*, enero- julio, **2006**, 24(1): 37-41.

[28] García R. A. Determinación de metales pesados en agua, sedimento y camarón rosado *Farfantepenaeus notialis* del Golfo de Ana María. Tesis en opción al Título en Licenciatura en Ciencias Alimentarias. Universidad de La Habana. Instituto de Farmacia y Alimentos. Departamento de Alimentos. La Habana, Cuba. **2009**.

[29] Billon G, Ouddane B, Recourt P, Boughriet A,. Depth variability and some geochemical characteristics of Fe, Mn, Ca, Mg, Sr, S, P, Cd and Zn in anoxic sediments from Authie Bay (Northern France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **2002**, 55: 167–181.

[30] Canavan R.W., Van Cappellen P., Zwolsman J.J.G., van den Berg G.A., Slomp C.P. (2007). Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment: Field results and diagenetic modeling. *Science of the Total Environment* 381 (2007) 263–279.

[31] Ongeri D. M. K., Lalah J. O. and Wandiga S. O. Speciation of Cd, Cu, Zn, Fe and Pb in sediments sampled from Lake Victoria basin, Kenya. *Environmentalist* **2010**, 30:254–259. DOI 10.1007/s10669-010-9269-6.

[33] Pis, M. A. *Impacto de los metales contaminantes en la calidad de la tilapia (Oreochromis aureus) cultivada en Cuba*. Tesis para optar por el título de Maestro en Ciencia y Tecnología de los Alimentos. Universidad de la Habana. Ciudad de La Habana. **1991**.

[34] Soltan M. E., Moalla S. M. N., Rashed M. N., & Fawzy, E. M. Physicochemical characteristics and distribution of some metals in the ecosystem of Lake Nasser, Egypt. *Toxicological and Environmental Chemistry*, **2005**, 87, 167–197. doi:10.1080/02772240500043322.

[35] Sakan, S., Gržeti'c, I., & Dordevi'c, D. Distribution and fractionation of heavy metals in the Tisa (Tisza) river sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, **2007**, 14, 229–236. doi:10.1065/espr2006.05.304.

- [36] Tipping E, Lofts S, Lawlor A J. Modelling the chemical speciation of trace metals in the surface waters of the Humber system. *Science of the Total Environment*, **1998**, 210-211: 63–77.
- [37] Turner A, Le Roux S M, Millward G E. Adsorption of cadmium to iron and manganese oxides during estuarine mixing. *Marine Chemistry*, **2008**, 108: 77–84.
- [38] ATSDR Agencia para Sustancias Toxicas y Registro de Enfermedades de E. U. Resumen de salud pública. División de toxicología. Cobre. cas#: 7440-50-8. **2004**.
- [39] ATSDR Agencia para Sustancias Toxicas y Registro de Enfermedades de E. U. Resumen de salud pública. División de toxicología. Níquel. cas#: 7440-02-0. **2005**.
- [40] ATSDR Agencia para Sustancias Toxicas y Registro de Enfermedades de E. U. Resumen de salud pública. División de toxicología. Cromo. cas#:7440-47-3. **2000**.
- [41] ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for Arsenic. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. **2007**.

VII. DISCUSIÓN GENERAL

El agua de los sitios muestreados no presenta diferencias estadísticas significativas, lo que sugiere características similares en el agua de la zona de estudio, donde el oxígeno disuelto presentó diferencias estadísticas significativas entre sitios. Estadísticamente los sitios y los muestreos realizados no mostraron diferencias. Metales como el Fe, Zn, Cu, Pb, Cd y Cr se detectaron en más de un sitio rebasando los criterios recomendados para agua dulce durante uno o más muestreos, destacando valores en sitios cercanos a la ciudad. El As en agua resultó menor al criterio de concentración continua en los sitios de muestreo. De acuerdo a los datos de Zn y As existen diferencias entre sitios y muestreos. Los valores de Fe y Zn en la zona sugiere el origen natural debido a la geología del área, sin descartar la influencia de vertidos de aguas residuales provenientes de procesadoras de carnes y granjas. El arrastre puede ser el factor que influye en la presencia de otros metales. En la literatura revisada se mencionan condiciones periódicas de sequía, lo que concuerda con los muestreos del año 2009, representando un flujo menor de agua y su estancamiento en la zona, esto puede influir en la deposición de metales en los sedimentos.

Las características presentadas por los sedimentos en los sitios de estudio se deben a las condiciones particulares de la zona y contacto permanente con el agua, los valores de pH mostrados (neutro-moderadamente ácido) representan un factor en la presencia o ausencia de metales pesados y arsénico en el medio acuático, en sedimentos las concentraciones de Fe y As resultaron menores a los criterios recomendados para sedimentos en agua dulce, lo que indica concentraciones relativamente normales en ambos componentes, en cuanto otros elementos como el Zn y el Cu que rebasaron los criterios bajos, estos sugieren que existe un aporte antropogénico. Las concentraciones de Cr detectadas con menor variación pueden deberse al flujo continuo de este elemento en el curso del río. Las concentraciones relativamente bajas de Ni y Pb resaltan niveles de plomo en sitios cercanos a la zona urbana lo que fuentes de contaminación ubicadas en la ciudad. Estadísticamente las diferencias encontradas en las concentraciones de metales pesados analizados por FRX en sitios de muestreo, sugieren distintas fuentes de contaminación a lo largo del meandro, sin presentar diferencias entre muestreos. Tanto el factor de enriquecimiento como el índice de geoacumulación destacan los sitios cercanos a la zona urbana, que presentan contaminación

fuerte respecto a algunos metales, lo que indica aporte antropogénico de metales pesados en la zona de estudio, además del posible origen natural de As en la zona de estudio.

La distribución de metales pesados y arsénico en las fracciones geológicas es un indicio de la complejidad y la variabilidad de la presencia de estos en las distintas fases, se identificaron concentraciones de metales que pueden representar un riesgo para la biota del ecosistema y poblaciones que obtienen recursos de él, reconociendo en varias fracciones a metales como el Pb, Fe, Cd, Cu, Ni y Cr, con probable disponibilidad. Respecto al arsénico, como se dijo anteriormente en agua, podría ser de origen natural.

VIII. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES

- Las condiciones durante los muestreos realizados en el año 2009 mostraron poca variación, será necesario continuar con estudios de este tipo realizando estudios en años futuros ya que las condiciones observadas en visitas en el año 2010 mostraron un meandro con niveles máximos de agua y condiciones muy diferentes.
- Continuar con el estudio sobre contenido de metales pesados y arsénico en agua y sedimento del meandro del río Lerma en La Piedad, Michoacán, además de realizar estudios en biota del lugar para obtener un mejor y amplio conocimiento sobre contaminación de este tipo.
- Promover el uso de índices bióticos para obtener información sobre el estado de las comunidades biológicas en el área, lo que puede ayudar para conocer mejor la problemática relacionada con la contaminación.
- Realizar más estudios implementando técnicas analíticas que complementen los resultados obtenidos por espectrofotometría de absorción atómica para obtener mayor precisión en los datos y la información sea más representativa.
- Promover el estudio del cauce del río Lerma por regiones dentro de la cuenca Lerma-Chapala, teniendo como objetivo la preservación del agua y su calidad.
- Realizar mayor número de estudios de este tipo en la cuenca del río Lerma con el fin de establecer mejoras a futuro.
- Elaborar proyectos enfocados al tratamiento de aguas y mejorar los ya existentes, esto debido a que existen plantas de tratamiento en la zona las cuales no están funcionando o trabajan con menor rendimiento.
- Ampliar en tiempo del estudio multidisciplinario en río Lerma para lograr mejores resultados y así, poder elaborar propuestas a futuro para conservación de los recursos naturales y mejorar la calidad de vida de las poblaciones cercanas.
- Promover el desarrollo sustentable, la concientización y el respeto de las normas referentes a la protección de los cuerpos de agua en la población que aporta contaminación.
- Promover la elaboración y mejora de normas relacionadas con la calidad de agua y sedimentos ya que al realizar la investigación bibliográfica las normas internacionales están claramente más desarrolladas.

IX. BIBIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

- Alfaro C. R. (2002). **Determinación de la calidad del agua en pozos localizados en la cuenca de Cuitzeo, Michoacán y alternativas de tratamiento para su mejoramiento.** Tesis de Maestría, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- ANZECC & ARMCANZ. (2000). **Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality.** October 2000. National Water Quality Management Strategy Paper No 4, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, Australia.
- Chunye L., Mengchang H., Yuxiang Z., Wei G. y & Zhifeng Y. (2008). **Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China.** Environ Monit Assess 137:329–342. DOI 10.1007/s10661-007-9768-1.
- Cotler A. H., Mazari H. M. y de Anda S. J. (eds.). (2006). **Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta.** Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ecología. México.
- DOF (2003). PROY-NOM-052-SEMARNAT-2001. Anteproyecto de Norma Oficial Mexicana. **Criterios para determinar niveles de limpieza para la remediación de suelos contaminados por metales y otros.**
- DOF (2006). **Denominaciones y la ubicación geográfica de las diecinueve cuencas localizadas en la zona hidrológica denominada río Lerma-Chapala, así como la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas que comprende dicha zona hidrológica.** Diario Oficial de la Federación (DOF), 15 de octubre, México.
- EPA (2002). **A Guidance Manual to Support the Assessment of Contaminated Sediments in Freshwater Ecosystems.** Volume I – An Ecosystem-Based Framework for Assessing and Managing Contaminated Sediments. Prepared by Donald D. MacDonald and Christopher G. Ingersoll. United States.

- Escobar B. **La cuenca Lerma-Chapala El agua de la discordia: Gestión y Política Pública** [en línea] 2006, vol. XV no. 2 [citado 2010-01-15]. Disponible en Internet: <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=13315204>. ISSN 1405-1079
- Fondo mixto CONACYT. 2007. **Gobierno del estado de Michoacán convocatoria 2007-02. Saneamiento del cauce natural (Meandro) del río Lerma e integración del mismo a la dinámica urbana de La Piedad, Michoacán.** http://www.conacyt.mx/fondos/Mixtos/Michoacan/2007-02/Michoacan_Demandas-Especificas_2007-02.pdf (Accesada en diciembre 2008).
- González A. Z. I., Ávila-Pérez P., Tejeda-Vega S., Zarazúa-Ortega G. y Longoria-Gándara L. C. 2006. **Estudio del Curso Alto del río Lerma desde una Perspectiva Sustentable. Congreso Nacional y Reunión Mesoamericana de Manejo de Cuencas Hidrográficas Tema 5. Monitoreo e indicadores para cuencas y microcuencas.** http://www.ine.gob.mx/dgioece/cuencas/cong_nal_cuencas_2006_t5.html (Accesada en noviembre 2008).
- Hansen A.M. y M. van Afferden (2005). **El lago de Chapala: Destino final del río Lerma.** En: El Agua en México vista desde la Academia. Jiménez B. y Marín J (eds.) Academia Mexicana de Ciencias. México, D.F.
- Hansen A.M. y M. van Afferden (2001). **Toxic Substances, Sources, Accumulation and Dynamics.** En: Hansen A.M. y M. van Afferden, (eds.). The Lerma-Chapala Watershed Evaluation and Management. Kluwer Academic/Plenium Press, New York, Estados Unidos. Pp. 95-121.
- Hidalgo TJA D. de proyecto, Hernández AC, Hernández BL, Ortiz RGA, Camacho GHD, Vargas VS, Suárez MA, Castillo TM, Zavala VLC, Quiroz VL, Castillo TB, Astudillo EC. (2009). **Estrategia general para el rescate ambiental y sustentabilidad de la cuenca Lerma-Chapala (Informe final).** Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. http://www.e-mexico.gob.mx/work/EMM_1/Michoacan/Mpios/16069a.htm
- Israde-Alcántara I, Segura GV, Abarca MN, Luc E, Cantoral UE, Mendoza CM (2011). **Diatomeas del Río Lerma, estimación de la calidad del agua de un río**

- fuertemente contaminado.** Disponible en Internet:
http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_05/12_isabel_israde.pdf
- López-Hernández M., Ramos-Espinosa M.G. y Hernández-García M. (2009). **Biomonitoreo rápido para evaluar contaminación orgánica en el río Lerma.** Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Departamento de Producción Agrícola y Animal UAMX, Departamento del Hombre y su Ambiente UAMX.
http://www.ine.gob.mx/descargas/cuencas/cong_nal_06/tema_05/18_martin_lopez.pdf (en línea actualización: 10.08.2009).
- Mejía M.E., Rosales C.F., Rojas G.J.A. y Molina S.C. (2006). **Evaluación de la calidad del agua.** En: Atlas de la cuenca Lerma-Chapala, construyendo una visión conjunta. SEMARNAT, INE, UNAM-IE. México.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration), (2008). **SQUIRT, Screening Quick Reference Tables.** (online update: 23.03.2009).
http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/122_NEW-SQuiRTs.pdf
- Öztürk M., Özözen G., Minareci O. y Minareci E. (2009). **Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar Dam Lake in Turkey.** *Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng.*, 2009, Vol. 6, No. 2, pp. 73-80
- Pérez G. G. (2005), **Disponibilidad de metales tóxicos en sitios contaminados Aplicaciones y limitaciones de la fraccionación en la determinación de gradientes de polución.** Memoria para aspirar al grado de Doctor en Química, Universidad Autónoma de Barcelona, Departamento de Química, Unidad de Química analítica. Barcelona, España.
- Segura-Muñoz, S.I., Beltramini Trevilato, T.M., M. Takayanagui, A.M. (2003). **Metales pesados en agua de bebederos de presión.** *ALAN*, mar. 2003, vol.53, no.1, p.59-64. ISSN 0004-0622.
- Volke S.T., Velasco T. J. A. y de la Rosa P. D. A. (2005). **Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación.** Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología (SEMARNAT-INE). México. ISBN: 968-817-492-0

WHO (World Health Organization), (1993). **Guidelines for drinking water quality. Recommendations**, vol. 1, 2nd ed., Geneva.

WPCL (Water Pollution Control Legislation), (2004). Land-Based Water Quality Classification, Official journal, 25687, Turkey.

Persaud D., Jaagumagy R. y Hayton (1993). **Guidelines for the Protection and Magement of Aquatic Sediment Quality in Ontario**. Ontario Ministry of Enviroment and Energy, Canada.

Persaud D., Jaagumagy R. y Hayton (2002). **Update Guidelines for the Protection and Magement of Aquatic Sediment Quality in Ontario**. Ontario Ministry of Enviroment and Energy, Canada.

ANEXO A:
GUIAS DE CALIDAD DE AGUA Y SEDIMENTOS

Tabla 1. Límites máximos permisibles para metales pesados, arsénico y cianuro NOM-001-SEMARNAT-1996.

PARAMETROS (*)	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ART.			
	Uso en riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
	mg/L									
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuro	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4	6.0
Cromo	1	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(*) Medidos de manera total.

P.D. = Promedio Diario **P.M.** = Promedio Mensual **N.A.** = No es aplicable
(A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados en agua para consumo humano (mg/L) de acuerdo a las guías en el mundo (Öztürk *et al.*, 2009).

Guía/Localidad	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Referencias
WHO	0.01	0.05	2	-	0.02	0.05	OMS "WHO", 1993
EPA	0.01	0.05	1.3	0.3	-	0.05	EPA, 2002
EC	0.005	0.05	2	0.2	0.002	0.001	EC, 1998
WPCL	0.003	0.02	0.02	0.3	0.02	0.01	WPCL, 2004

Tabla 3. Resumen de concentraciones de metales pesados para Australia, Nueva Zelanda y aguas del Hemisferio norte que usan técnicas de limpieza. Adaptada de Hickey and Pyle (ANZECC y ARMCANZ, 2000).

Metal	Agua Marina (µg/L)	Agua Estuario (µg/L)	Agua Dulce (µg/L)	País
Arsénico	1.0–1.6 ^a	1.0–3.3 ^m	NI	Australia
Cadmio	0.01–0.2 ^b	NI	0.002–0.08 ^b	USA
	0.001–1.1 ^c	NI	0.01 ^d ; 0.002–0.1 ^e ; 0.08 ^k	Mundo
	0.002–0.7 ^{a,f}	0.002–0.026 ^{g,m}	0.001 ^g	Australia
	NI	0.51–1.2 ^h	0.008 ^l	Nueva Zelanda
Cobre	0.1–3 ^b	NI	0.4–4 ^b	USA
	0.003–0.37 ⁱ	NI	1.5 ^d	Mundo
	0.025–0.38 ^a	0.06–1.3 ^{g,m}	0.11 ^g	Australia
	0.1–0.2 ^j	NI	0.15 ^l	Nueva Zelanda
Cromo	0.062–0.1 ^a	0.01–0.1 ^m	NI	Australia
Hierro	0.006–0.14 ^c	<0.04–13.7 ^m	40 d	Mundo
	NI	0.76–67 ^{g,m}	NI	Australia
Plomo	0.01– 1 ^b	NI	0.01–0.19 ^b	USA
	<0.006–0.03 ^a	0.02–0.13 ^m	NI	Australia
	NI	NI	0.02–0.03 ^l	Nueva Zelanda
Manganeso	0.003–0.38 ^c	NI	1.5 ^d	Mundo
	NI	0.55–3.1 ^g	NI	Australia
Mercurio	NI	0.0007–0.003 ^m	0.01 ^k	Mundo
	NI	0.0017 ^m	NI	Australia
Níquel	0.3–5 ^b	NI	1–2 ^b	USA
	0.12–0.7 ^c	NI	0.5 ^d ; 3.3 ^k	Mundo
	0.13–0.5 ^a	0.14–1.10 ^{g,m}	0.10 ^g	Australia
Plata	0.33 ^j	NI	0.1–0.15 ^l	Nueva Zelanda
	0.006–0.2 ^b	NI	NI	USA
	<0.0005 ^a	NI	NI	Australia
Zinc	0.1–15 ^b	NI	0.03–5 ^b	USA
	0.003–0.59 ^c	NI	0.6 ^d ; 2.8 ^k	Mundo
	<0.022–0.1 ^a	0.39–3.8 ^{g,m}	0.9 g	Australia
	0.005–0.02 ^j	0.4–1.8 ^h	0.15–0.2 ^l	Nueva Zelanda

NI = No información. References: a = Apte et al. 1998; b = Prothro 1993; c = Bruland 1983; d = 'World average' Martin & Windom 1991; e = Canada: Stephenson & Mackie 1988; f = NW Shelf, Australia: Mackey 1984; g = Bathurst Harbour & Old River, Tasmania: Mackey et al. 1996; h = Higgins & Mackey 1987; i = Ahlers et al. 1991; j = Dickson & Hunter 1981; k = Geometric mean in The Netherlands: RIVM 1999; m = Port Phillip Bay: CSIRO 1996.

Tabla 4. Concentraciones de metales pesados en agua (mg/L) de acuerdo a criterios ambientales de calidad (NOAA, 2008).

ELEMENTO	AGUA SUBTERRANEA		AGUA SUPERFICIAL			
	Conc. ppm o especificada		Agua Dulce		Marina	
			"Aguda"	"Crónica"	"Aguda"	"Crónica"
Aluminio	Al	0.05-0.2 *	pH 750	pH 87		
Antimonio	Sb	0.006	0.088 p	0.03 p	1.5 p	0.5 p
Arsénico III	As ⁺³	<0.01		0.19 E		0.0023 NZ
Arsénico V	As ⁺⁵	<0.01	0.066 T	0.0031 T	2.319 *	
Arsénico, Total	As	0.01	0.34	0.15	0.069	0.036
Bario	Ba	2	0.11 T	0.0039 E	1 BC	0.2 BC
Berilio	Be	0.004	0.035 T	0.00066 T	1.5 BC	0.1 BC
Boro	B	5 C	0.03 T	0.0016 T		1.2
Cadmio	Cd	0.005	0.002 †	0.00025 †	0.04	0.0088
Cromo III	Cr ⁺³	<0.1	0.57 †	0.074 †	10.3 *	0.0274 NZ
Cromo VI	Cr ⁺⁶	<0.1	0.016	0.011	1.1	0.05
Cromo, Total	Cr	0.1				
Cobalto	Co		1.5 T	0.003 E		0.001 NZ
Cobre	Cu	1.3	0.013 †	0.009 †	0.0048	0.0031
Fluoruro	F	4	0.2 BC (dureza < 50)		1.5 BC	
Galio	Ga			0.018 NZ		0.018 NZ
Hierro	Fe	0.3 *		1	0.3 BC	0.05 BC
Lantano	La			0.00004 NZ		
Plomo	Pb	0.015	0.065 †	0.0025 †	0.21	0.0081
Litio	Li		0.26 T	0.014 T		
Manganeso	Mn	0.05 *	2.3 T	0.08 E		0.1 BC
Mercurio	Hg	0.002	0.0014	0.00077	0.0018	0.00094
Metil Mercurio			0.000099 T	0.0000028 T		
Molibdeno	Mo	0.07 W	16 T	0.034 NZ		0.023 NZ
Níquel	Ni	0.02 W	0.47 †	0.052 †	0.074	0.0082
Fósforo	P					0.0001
Potasio	K		373 BC			
Selenio	Se	0.05	0.013-0.186 total	0.005 total	0.29	0.071
Plata	Ag	0.1 *	0.0016 (1/2) †	0.00036 T	0.00095 (1/2)	
Estroncio	Sr		15 T	1.5 T		
Talio	Tl	0.002	0.11 T	0.00003 NZ	2.13 *	0.017 NZ
Estaño como TBT			0.00046	0.000072	0.00042	0.0000074
Estaño como Di-N-Butyl			0.00008 BC			
Estaño como Triethyl			0.0004 BC			

Tabla 4. Continuación

ELEMENTO	AGUA SUBTERRANEA		AGUA SUPERFICIAL			
			Agua Dulce		Marina	
Conc. ppm o especificada			"Aguda"	"Crónica"	"Aguda"	"Crónica"
Estaño como Triphenyl			0.000022 BC		0.034 BC	
Titanio	Ti		2 BC			
Uranio	U	0.03	0.046 T	0.0005 NZ	0.5 BC	0.1 BC
Vanadio	V		0.28 T	0.019 E		0.05 BC
Zinc (Zn)	Zn	5 *	0.12 †	0.12 †	0.09	0.081 BC
Zirconio	Zr		0.31 T	0.017 T		
Sulfuro de hidrógeno			0.002		0.002	
Cyanide, free	CN	0.2	0.022	0.0052	0.001	0.001

1: * – Estándar secundario

† - depende de la dureza

2: pH – criterio depende del pH

* - EPA LOEL

(¹/₂) - CMC se redujo a la mitad para comparar con las guías 1985

p – propuesto

Criterio de agua dulce para ciertos elementos (†) se expresan como una función de la dureza (mg / L) en la columna de agua. Los valores indicados asumen 100 mg / L. Los valores de una diferente dureza se puede calcular con las siguientes ecuaciones para llegar a un CMC o CCC para muestras filtradas. La dureza puede variar hasta 400 mg / L como carbonato de calcio. Por encima de este rango de dureza, el uso de 400 mg / L como el valor máximo permitido. Para la salinidad entre 1 y 10 ppm, el uso más estrictos de los valores ya sea dulce o marina.

Fuentes:

1- La entrada principal es los EE.UU. la EPA valor MCL, seguido por las directrices de la OMS de agua potable.

Niveles Máximos de Contaminantes (MCLs): <http://www.epa.gov/safewater/index.html>

W - Organización Mundial de la Salud (OMS) Guías de Calidad del agua para consumo: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/

C – Guías de Calidad del agua de Canada: <http://www.ec.gc.ca/CEQG-RCQE/English/CeQG/Water/default.cfm>

2- La entrada principal es de los EE.UU. Criterios de Calidad del Agua en el Ambiente, seguido por el más bajo del nivel II SAVS o las normas y las directrices disponibles. EPA criterios de calidad del agua en el ambiente (AWQC): <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/aqlife.html>

T – El nivel II Valor agudo: <http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/tools.html>

BC – British Columbia Directrices sobre la calidad del agua (ya sea de trabajo o recomendado): <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/>

NZ – Australia y Nueva Zelanda y ECLS valores Gatillo: ANZECC octubre 2000, Volumen 1, Las Directrices. ANZECC Oct 2000, Volume 1, The Guidelines. www.mfe.govt.nz/publications/ E – EcoUpdate: www.epa.gov/oswer/riskassessment/ecoup/

Niveles de bajo efecto observado (LOELs) ya publicados por la EPA también se incluyen ya que estos en esencia eran la base de muchas normas estatales.

LOELs EPA: EPA Criterios de calidad del agua Resumen de la Oficina de Ciencia y Tecnología, Salud y criterios ecológicos Div., Evaluación de Riesgo Ecológico Branch, 1991. listado completo aparecido en varios Fed. Registro de las comunicaciones y en la calidad de la EPA Criterios para el Agua, 1992.

Tabla 5. Niveles de Referencia para la remediación de suelos contaminados por metales y metaloides (DOF, 2003).

Contaminante	Usos Residencial y Agrícola mg/kg	Uso Industrial mg/kg
Arsénico	20	40
Berilio	160 ¹	4100 ¹ 1900 ¹
Cadmio	20	100
Cromo	375/75 ²	750
Níquel	150/75 ³	700
Mercurio	20	100
Plomo	200/100 ³ 400/1200 ²	1500
Selenio	20	100
Talio	5.5 ¹ 5.2 ²	140 ¹ 67 ²
Vanadio	550 ¹ 550 ²	14000 ¹ 7200 ²

1.- EPA- Región 3

2.- EPA.- Regiones 1 y 9

3.- Se refiere a uso agrícola

4.- EPA. 40 CFR Parte 45. Valores para uso residencial, jardín área de juego /resto del jardín.

Cuadro 6. Niveles de limpieza con base en solubles (DOF, 2003).

Contaminante	Límite de solubles (mg/L)
Arsénico	5.000
Berilio	0.750
Cadmio	1.000
Cromo	5.000
Mercurio	0.200
Níquel	5.000
Plomo	5.000
Selenio	1.000
Talio	0.192
Vanadio	3.710

Tabla 7. Directrices intermedias de calidad de sedimento para metales pesados en agua dulce.

Elemento	ISQG (mg/kg)	PEL (mg/kg)	% = ISQG	ISQG < % < PEL	% = PEL
Arsénico	5.9	17.0	5	25	12
Cadmio	0.6	3.5	11	12	47
Cromo	37.3	90.0	2	19	49
Cobre	35.7	197	4	38	44
Plomo	35.0	91.3	5	23	42
Mercurio	0.17	0.486	8	34	36
Zinc	123	315	5	32	36

* ISQGs y PELs presentados después de calcularse usando una modificación aproximada del NSTP (CCME 1995). “Interim Sediment Quality Guideline” (ISQGs; peso seco), “probable effect levels” (PELs; peso seco), e incidencia (%) de efectos biológicos adversos en rangos definidos por esos valores

Fuente: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002.

Tabla 8. Concentraciones de metales pesados en sedimentos (mg/kg base seca) de acuerdo a las tablas de referencia (NOAA, 2008).

Análisis	SEDIMENTO AGUADULCE						SEDIMENTO MARINO								
	ARCS	TEC 3	TEL 3	LEL 4	PEC 3	TEL 4	SEL 4	UET 1	T205	TEL 6	ERL 6	T50 5	PEL 6	ERM 6	AET 7
Concentraciones en ppm peso seco "Background" 1 H. azteca TEL 2															
Predicción de gradiente de toxicidad	0.26%														
Aluminio (%)	2.55%														
Antimonio	0.16							3 M	0.63			2.4			1.8% N
Arsénico	1.1	10,798	5.9	6	33	17	33	171	7.4	7.24	8.2	20	41.6	70	35 B
Bario	0.7									130.1 #					48 A
Cadmio	0.1-0.3	0.583	0.99	0.6	4.98	3.53	10	31	0.38	0.68	1.2	1.4	4.21	9.6	3 N
Cromo	7_10	36,286	43.4	26	111	90	110	95 H	49	52.3	81	141	160	370	62 N
Cobalto	10			50+											10 N
Cobre	10_25	28,012	31.6	16	149	197	110	86 I	32	18.7	34	94	108	270	390 MO
Hierro (%)	0.99-1.8 %	18.84%		2.00%			4%	4% I							22% N
Plomo	4_17	37	35.8	31	128	91.3	250	127 H	30	30.24	46.7	94	112	218	400 B
Manganeso	400	630		460			1100	1100 I							260 N
Mercurio	0.004-0.051		0.18	0.2	1.06	0.486	2	0.56 M	0.14	0.13	0.15	0.48	0.7	0.71	0.41 M
Níquel	9.9	19,514	18	16	48.6	36	75	43 H	15	15.9	20.9	47	42.8	51.6	110 EL
Selenio	0.29														1 A
Plata	<0.5			0.5+				4.5 H	0.23	0.73	1	1.1	1.77	3.7	3.1 B
Estroncio	49									0.048 *					> 3.4 N
Estaño	5														57 N
Vanadio	50														410 I
Zinc	7_38	98	121	120	459	315	820	520 M	94	124	150	245	271	410	
Plomo 210 bq/g dw				0.0005 ^A					< 0.00097 ^A						
Polonio 210 bq/g dw				0.0006 ^A					< 0.00087 ^A						
Radio 226 bq/g dw				0.0001 ^A					< 0.013 ^A						
Sulfatos								130 M							4.5 MO
Fuentes															
# - Basado en SLC approach usando especies sencibles HC5%; ES&T 2005 39(14):5148-5156.															
* - Basado sobre EQp approach usando actuales AWQC CCC															
^ - Basado en SLC approach para derivar LEL y SEL; Env'al Monitor & Ass'ment 2005 110:71-85															
+ - Tomado de Open Water disposal Guidelines, tratado como LEL para desiciones de manejo.															
A - Amphipodo N - Nearthesis; L - Bioensayo con larvas; plus; J - Impacto comunidades defauna															

ANEXO B:
TABLAS DE RESULTADOS

Tabla 1. Resultados de parámetros fisicoquímicos obtenidos en los ocho sitios durante los cuatro muestreos.

SITIO	Muestreo	Temperatura °C	pH	Cond.elec. (μS/cm)	SDT (mg/L)	OD (mg/L)
ZAR	FEB	21	8.2	265	370	6.3
	MAY	25	8.2	1992	95.1	3.8
	AGO	26.3	9.5	458	209	1.8
	NOV	23.1	8	479	479	1.4
DRE	FEB	19	8.3	239	360	3.9
	MAY	25	8.4	176	88.2	3.5
	AGO	26.4	9	432	203	3.5
	NOV	22.5	8.8	824	422	3.1
PRG	FEB	18	7.9	299	418	1.7
	MAY	22.2	7.6	599	302	1.5
	AGO	22.2	9.3	218	218	1.4
	NOV	22.6	8.4	770	395	1.3
AZ	FEB	17.9	8.1	234	374	3.9
	MAY	22.2	8.7	741	543	3.2
	AGO	21.6	8.5	729	380	2.5
	NOV	21.5	7.6	765	402	0.1
CM	FEB	19	8.1	260	466	5.7
	MAY	23.3	8.4	446	220	3.6
	AGO	23.4	9.2	741	374	1.6
	NOV	22.3	8.2	793	409	4
PUR	FEB	19.5	8.4	247	346	6.2
	MAY	28	9.7	353	161	4
	AGO	28.4	9.2	605	278	
	NOV	19.7	9.1	738	405	1.8
MAL	FEB	20	7.6	251	310	8.6
	MAY	31.5		556	238	6.3
	AGO	28.6	9.2	582	268	5.7
	NOV	22	8.6	788	412	4
PT	FEB	20	8.3	277	372	1
	MAY	23.5	8.4	197	98.2	1.9
	AGO	27.9	8.9	499	223	3.7
	NOV	24.1	8.6	840	425	0

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados en mg/L±DS determinados en agua por absorción atómica de flama para los ocho sitios durante los cuatro muestreos realizados, se anexan criterios para agua dulce recomendados por la NOAA.

SITIO	MUESTREO	Fe	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
ZAR	FEB	6±0.1	0.4±0.003	1±0.008	<0.7	<0.1	<0.8
	MAY	<5	<0.1	<0.25	<0.7	<0.1	4±0.3
	AGO	<5	0.1±0.001	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
	NOV	<5	0.1±0.002	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
DRE	FEB	<5	0.3±0.002	1±0.005	<0.7	<0.1	<0.8
	MAY	<5	<0.1	<0.25	<0.7	<0.1	4±0.4
	AGO	<5	0.1±0.004	<0.25	<0.7	0.1±0.006	<0.8
	NOV	<5	0.1±0.005	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
PRG	FEB	11±0.2	0.3±0.002	1±0.01	2±0.09	<0.1	<0.8
	MAY	<5	<0.1	<0.25	<0.7	<0.1	3±0.6
	AGO	<5	0.8±0.004	0.5±0.01	<0.7	<0.1	<0.8
	NOV	<5	0.2±0.007	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
AZ	FEB	15±0.2	0.3±0.003	2±0.4	1.2±0.06	<0.1	<0.8
	MAY	7±0.05	0.2±0.001	<0.25	<0.7	<0.1	2±0.2
	AGO	8±0.01	0.7±0.01	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
	NOV	5±0.02	0.1±0.001	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
CM	FEB	7±0.1	0.3±0.004	1±0.01	<0.7	<0.1	<0.8
	MAY	<5	0.2±0.002	<0.25	<0.7	<0.1	3±0.06
	AGO	<5	0.4±0.008	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
	NOV	5±0.007	0.4±0.009	<0.25	0.7±0.009	<0.1	<0.8
PUR	FEB	6±0.1	0.4±0.005	2±0.01	<0.7	0.4±0.01	<0.8
	MAY	<5	<0.1	<0.25	<0.7	<0.1	5±0.2
	AGO	<5	<0.1	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
	NOV	<5	0.2±0.003	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
MAL	FEB	25±0.2	0.5±0.005	2±0.01	<0.7	0.3±0.01	<0.8
	MAY	<5	0.2±0.04	<0.25	<0.7	<0.1	3±0.7
	AGO	<5	0.2±0.003	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
	NOV	<5	0.1±0.005	<0.25	<0.7	<0.1	<0.8
PT	FEB	16±0.2	0.5±0.003	2±0.01	<0.7	0.4±0.01	<0.8
	MAY	<5	<0.1	<0.25	<0.7	<0.1	4±0.8
	AGO	17±0.02	0.2±0.003	<0.25	0.7±0.01	<0.1	<0.8
	NOV	<5	0.1±0.003	<0.25	0.9±0.02	<0.1	<0.8
Criterios agua dulce NOAA	CMC "agudo"		0.12	0.013	0.013	0.065	0.57
	CCC "crónico"	1	0.12	0.009	0.009	0.0025	0.074

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 3. Concentraciones de arsénico en mg/L determinados en agua por AAS mediante generación de hidruros y los límites para agua dulce recomendados por la NOAA.

SITIO	Muestreo	As (mg/L)
	FEB	0.003
ZAR	MAY	0.022
	AGO	0.002
	NOV	0.006
	FEB	0.002
DRE	MAY	0.011
	AGO	0.004
	NOV	0.006
	FEB	0.004
PRG	MAY	0.017
	AGO	0.004
	NOV	0.005
	FEB	0.003
AZ	MAY	0.016
	AGO	0.006
	NOV	0.005
	FEB	0.002
CM	MAY	0.011
	AGO	0.005
	NOV	0.006
	FEB	0.002
PUR	MAY	0.013
	AGO	0.003
	NOV	0.007
	FEB	0.004
MAL	MAY	0.015
	AGO	0.004
	NOV	0.005
	FEB	0.001
PT	MAY	0.018
	AGO	0.004
	NOV	0.007
Criterios NOAA	CMC "aguda"	0.34
agua dulce	CCC "crónica"	0.15

Tabla 4. Concentraciones de Fe en porcentaje y As en mg/kg±DS base seca determinados en sedimentos por AAS de flama para los ocho sitios durante los cuatro muestreos realizados, se anexan criterios recomendados por la NOAA para sedimentos en agua dulce.

SITIO	MUESTREO	Fe (%)	As (mg/kg)
ZAR	FEB	3	2.2
	MAY	3	0.9
	AGO	3	0.7
	NOV	3	4.8
DRE	FEB	3	1.1
	MAY	1	0.6
	AGO	3	2.5
	NOV	2	1.1
PRG	FEB	2	1.7
	MAY	2	0.8
	AGO	4	2.5
	NOV	3	4
AZ	FEB	3	1.6
	MAY	2	0.8
	AGO	3	2.7
	NOV	4	5.2
CM	FEB	3	1.1
	MAY	2	0.7
	AGO	3	5.9
	NOV	4	2.7
PUR	FEB	3	1.3
	MAY	2	0.7
	AGO	2	2.3
	NOV	3	4.6
MAL	FEB	3	1.5
	MAY	2	0.6
	AGO	4	6.2
	NOV	3	1.6
PT	FEB	3	1.8
	MAY	2	0.8
	AGO	4	3
	NOV	3	3.2
Criterios NOAA Sedimento en agua dulce	LEL "bajo"	2	16
	SEL "severo"	4	110

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 5. Concentraciones en mg/kg de metales pesados determinados en sedimentos por fluorescencia de rayos X para los ocho sitios durante los cuatro muestreos realizados, se anexan criterios recomendados por la NOAA para sedimentos en cuerpos de agua dulce.

SITIO	MESTREO	Cr	Ni	Cu	Zn	Pb
ZAR	FEB	67	28	60	245	30
	MAY	68	29	45	234	40
	AGO	71	30	38	134	32
	NOV	67	27	59	211	65
DRE	FEB	67	26	64	262	23
	MAY	28	23	29	137	16
	AGO	70	24	86	290	22
	NOV	36	22	52	104	21
PRG	FEB	73	28	52	217	22
	MAY	58	39	74	237	21
	AGO	52	42	44	128	17
	NOV	61	37	70	221	25
AZ	FEB	72	30	209	450	22
	MAY	60	28	118	354	34
	AGO	40	27	104	302	28
	NOV	74	31	255	630	25
CM	FEB	61	28	136	391	28
	MAY	67	31	218	485	66
	AGO	65	25	107	294	23
	NOV	72	30	142	437	28
PUR	FEB	70	32	138	497	50
	MAY	61	36	113	317	38
	AGO	64	33	96	319	44
	NOV	61	30	150	414	44
MAL	FEB	59	32	66	246	41
	MAY	47	33	52	197	26
	AGO	43	28	49	142	23
	NOV	61	37	67	191	28
PT	FEB	67	25	94	379	24
	MAY	68	31	81	290	25
	AGO	65	28	80	225	25
	NOV	65	26	75	262	30
Criterios NOAA sedimento en agua dulce	LEL "bajo"	26	16	16	120	31
	SEL "severo"	110	75	110	820	250

Tabla 6. Concentraciones fraccionadas de Pb en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Pb Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	<1	<1	<1	<1	25±1
	MAY	<1	<1	<1	11±0.06	37±1
	AGO	31±0.5	9±1	67±3	109±3	35±6
	NOV	25±3	8±1	341±2	14±0.4	18±6
DRE	FEB	<1	<1	<1	<1	<1
	MAY	<1	<1	<1	<1	15±2
	AGO	33±1	9±0.3	196±2	141±2	11±5
	NOV	18±1	9±0.4	55±6	73±4	16±1
PRG	FEB	<1	<1	<1	<1	36±9
	MAY	<1	<1	<1	<1	23±7
	AGO	38±1	9±0.2	88±6	42±2	34±3
	NOV	24±0.5	7±1	132±3	33±2	5±1
AZ	FEB	<1	<1	<1	<1	426±4
	MAY	<1	<1	<1	6±1	402±7
	AGO	9±1	10±1	52±7	92±2	119±13
	NOV	8±0.5	5±1	26±1	219±1	478±7
CM	FEB	<1	<1	<1	<1	159±11
	MAY	<1	<1	<1	9±0.4	22±7
	AGO	37±1	10±0.3	72±2	217±2	68±7
	NOV	126±3	20±1	142±1	25±3	25±7
PUR	FEB	<1	<1	<1	<1	16±3
	MAY	<1	<1	<1	12±1	18±2
	AGO	53±1	8±0.4	41±2	36±1	47±8
	NOV	54±5	129±3	52±2	40±2	9±2
MAL	FEB	<1	<1	<1	<1	33±3
	MAY	<1	<1	<1	<1	15±2
	AGO	110±0.01	6±0.6	84±3	28±7	13±7
	NOV	43±1	10±1	31±7	50±1	20±4
PT	FEB	<1	<1	<1	<1	17±6
	MAY	<1	<1	<1	<1	25±1
	AGO	16±0.5	12±2	53±4	181±3	12±7
	NOV	20±4	8±1	367±3	60±2	3±0.4
BCO DAS	FEB	<1	<1	<1	<1	172±12
	MAY	<1	<1	<1	<1	14±3
	AGO	8±4	6±0.5	33±1	46±1	72±16
	NOV	4±0.1	8±1	42±2	20±1	72±16

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 7. Concentraciones fraccionadas de Fe en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Fe Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	4±0.3	4±0.5	98±1	473±9	2,047±20
	MAY	18±0.1	<11	273±7	712±6	7,056±36
	AGO	<11	28±0.03	783±7	90±1	10,160±50
	NOV	<11	<11	661±10	40±0.8	3,403±60
DRE	FEB	29±2	12±1	73±2	327±4	2,518±10
	MAY	<11	12±1	93±4	204±4	<11
	AGO	<11	60±0.2	761±5	575±12	9,920±60
	NOV	<11	<11	698±4	479±1	10,710±40
PRG	FEB	15±1	4±1	56±1	507±12	7,992±22
	MAY	<11	<11	60±1	606±11	7,083±43
	AGO	<11	55±0.6	604±9	78±4	11,050±80
	NOV	<11	<11	953±2	122±6	10,200±60
AZ	FEB	4±0.2	10±1	87±2	417±3	7,207±15
	MAY	<11	<11	91±1	575±8	5,954±10
	AGO	<11	23±0.2	536±2	80±14	11,010±11
	NOV	18±0.1	<11	945±4	44±0.2	11,250±70
CM	FEB	11±1	9±1	151±3	505±13	7,013±22
	MAY	<11	<11	94±4	508±5	5,481±30
	AGO	<11	29±0.3	675±2	122±6	8,509±32
	NOV	<11	12±1	406±8	11±0.04	1,285±60
PUR	FEB	8±0.3	4±1	122±1	587±7	11,980±5
	MAY	<11	19±1	142±1		5,528±13
	AGO	<11	39±0.2	536±5	95±16	9,672±80
	NOV	<11	<11	865±4	135±10	10,120±50
MAL	FEB	21±2	6±1	40±1	513±15	8,129±64
	MAY	<11	20±2		329±4	4,039±10
	AGO	<11	40±0.2	530±8	16±0.4	10,330±12
	NOV	<11	20±2	417±6	33±8	11,120±70
PT	FEB	<11	5±1	52±3	445±13	7,719±25
	MAY	<11	<11	<11	576±11	6,257±26
	AGO	<11	18±0.2	680±7	107±8	10,370±13
	NOV	<11	19±1	600±4	122±14	10,560±40
BCO DAS	FEB	<11	<11	<12	<11	80±3
	MAY	<11	<11	<11	<11	19±2
	AGO	<11	<11	<11	<11	<11
	NOV	<11	<11	<11	<11	<11

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 8. Concentraciones fraccionadas de Cd en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Cd fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	<4	<4	<4	5±4	<4
	MAY	<4	<4	<4	5±0.3	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	61±3
	NOV	<4	<4	<4	<4	<4
DRE	FEB	<4	<4	<4	5±4	<4
	MAY	<4	<4	<4	6±0.2	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	40±2
	NOV	<4	31±0.7	<4	<4	<4
PRG	FEB	<4	<4	<4	<4	<4
	MAY	<4	<4	<4	5±0.4	<4
	AGO	<4	<4	13±1	<4	<4
	NOV	<4	4±0.1	<4	<4	19±0.1
AZ	FEB	<4	<4	<4	<4	<4
	MAY	<4	<4	<4	6±0.1	<4
	AGO	11±0.2	25±0.6	<4	<4	54±2
	NOV	<4	<4	5±0.1	<4	<4
CM	FEB	<4	<4	<4	<4	<4
	MAY	<4	<4	<4	4±0.3	<4
	AGO	<4	29±0.2	<4	<4	40±1
	NOV	<4	<4	<4	<4	9±0.3
PUR	FEB	<4	<4	<4	<4	<4
	MAY	<4	<4	<4	7±0.5	<4
	AGO	<4	4±0.2	<4	<4	<4
	NOV	<4	<4	<4	<4	5±0.5
MAL	FEB	<4	<4	<4	67±0.3	<5
	MAY	<4	<4	<4	5±0.4	<4
	AGO	<4	5±0.2	<4	15±1.6	249±9
	NOV	<4	<4	<4	12±1	16±1
PT	FEB	<4	<4	<4	<4	<4
	MAY	<4	<4	<4	4±0.3	<4
	AGO	<4	10±1	<4	<4	<4
	NOV	<4	<4	<4	8±1	<4
BCO DAS	FEB	<4	<4	<4	10±4.1	<4
	MAY	<4	<4	<4	5±4	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	<4
	NOV	<4	7±0.5	<4	8±2	<4

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 9. Concentraciones fraccionadas de Cu en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Cu Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	<4	<4	<4	10±0.1	<4
	MAY	<4	<4	<4	11±0.1	<4
	AGO	<4	<4	<4	12±2	<4
	NOV	9±0.1	<4	11±1	<4	<4
DRE	FEB	<4	<4	<4	11±0	<4
	MAY	<4	<4	<4	<4	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	<4
	NOV	<4	<4	<4	<4	<4
PRG	FEB	<4	<4	<4	8±1	<4
	MAY	<4	<4	<4	22±1	<4
	AGO	5±1.0	<4	<4	35±1	<4
	NOV	<4	<4	6±1	5±1	<4
AZ	FEB	<4	<4	<4	71±0.1	<4
	MAY	<4	<4	<4	44±0.1	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	<4
	NOV	<4	<4	<4	48±0.2	8.8±0.2
CM	FEB	<4	<4	<4	27±1	<4
	MAY	<4	<4	<4	66±0.1	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	<4
	NOV	6±1	<4	<4	30±0.7	<4
PUR	FEB	<4	<4	<4	40±0.1	<4
	MAY	<4	<4	<4	<4	<4
	AGO	<4	<4	<4	8±2	<4
	NOV	<4	<4	12±0.1	15±0.6	<4
MAL	FEB	<4	<4	<4	21±0	<4
	MAY	<4	<4	<4	7±0.2	<4
	AGO	<4	<4	<4	30±0.1	<4
	NOV	<4	<4	16±0.7	<4	<4
PT	FEB	<4	<4	<4	26±0	<4
	MAY	<4	<4	<4	17±0.3	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	<4
	NOV	<4	<4	<4	<4	<4
BCO DAS	FEB	<4	<4	<4	<4	<4
	MAY	<4	<4	<4	<4	<4
	AGO	<4	<4	<4	<4	<4
	NOV	<4	<4	5.4±0.3	<4	<4

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 10. Concentraciones fraccionadas de Ni en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Ni Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	4±0.2	3±0.3	<2	10±2	4±0.6
	MAY	3±0.03	2±0.3	<2	5±1	6±0.5
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
DRE	FEB	2±0.2	4±0.5	<2	2±0.1	2±0.4
	MAY	4±0.1	3±1	<2	<2	<2
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
PRG	FEB	3±0.2	3±0.3	<2	7±1	5±0.3
	MAY	4±0.4	3±0.5	<2	10±1	7±0.3
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
AZ	FEB	4±0.1	3±0.3	<2	8±0.3	6±0.6
	MAY	3±0.1	4±1	<2	8±0.4	10±0.6
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
CM	FEB	2±0.2	4±0.3	<2	5±1	6±1
	MAY	3±0.3	3±0.4	<2	6±0.4	3±1
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
PUR	FEB	3±0.2	3±0.3	<2	9±1	9±0.4
	MAY	3±0.1	3±0.3	<2	8±1	3±0.1
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
MAL	FEB	4±0.2	3±0.3	<2	9±1	11±1
	MAY	3±0.1	3±0.2	<2	3±1	2±0.2
	AGO	<2	<2		<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
PT	FEB		3±0.2	<2	5±1	6±0.1
	MAY	3±0.2	3±0.3	<2	4±1	22±0.2
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2
BCO DAS	FEB	4±0.2	2±0.3	<2	<2	<2
	MAY	3±0.3	2±0.1	<2	<2	<2
	AGO	<2	<2	<2	<2	<2
	NOV	<2	<2	<2	<2	<2

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 11. Concentraciones fraccionadas de Zn en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Zn Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	<5	9±0.1	23±0.4	389±7	25±3
	MAY	<5	<5	24±0.4	48±0.1	29±2
	AGO	<5	<5	17±1	6±0.1	200±1
	NOV	<5	<5	9±3.4	<5	199±3
DRE	FEB	5±0.2	9±0.5	15±0.3	221±1	12±3
	MAY	<5	2±0.1	21±0.6	10±0.3	8±1
	AGO	<5	55±0.1	41±0.4	14±0.3	164±1
	NOV	<5	21±0.1	6±0.2	<5	76±3
PRG	FEB	<5	6±0.02	13±1	392±3	270±2
	MAY	<5	12±0.2	21±0.1	65±0.4	35±2
	AGO	<5	5±0.3	10±0.4	<5	112±1
	NOV	<5	24±0.3	35±0.2	7±0.3	486±1
AZ	FEB	19±1	36±3	74±0.3	467±0.4	44±1
	MAY	6±0.05	17±0.4	70±0.1	99±0.2	23±1
	AGO	24±0.3	67±0.4	40±0.4	11±0.2	152±1
	NOV	14±0.07	67±0.4	77±0.3	46±0.3	367±1
CM	FEB	6±0.3	49±3	87±0.4	305±1	25±2
	MAY	7±0.2	12±0.3	67±0.1	94±0.1	36±2
	AGO	<5	64±0.1	39±0.2	17±0.6	147±1
	NOV	29±0.2	64±0.1	53±0.3	24±0.2	904±3
PUR	FEB	6±0.3	18±1	87±0.4	564±1	45±0.7
	MAY	<5	38±0.9	65±0.1	50±0.2	32±2
	AGO	<5	53±0.1	39±0.3	15±0.3	211±1
	NOV	<5	74±0.2	42±0.2	19±0.3	221±2
MAL	FEB	<5	6±0.1	47±0.2	668±3	34±1
	MAY	<5	<5		45±0.1	16±2
	AGO	<5	13±0.1	11±0.4	<5	92±2
	NOV	<5	17±0.1	11±0.3	5±0.2	170±1
PT	FEB	6±1	29±2	68±0.2	368±0.3	29±1
	MAY	<5	15±0.1	13±0.4	90±0.3	28±1
	AGO	<5	19±0.1	17±0.9	7±0.1	216±1
	NOV	<5	<5	39±0.3	8±0.2	144±2
BCO DAS	FEB	<5	<5	<5	<5	15±0.6
	MAY	5	<5	<5	<5	14±0.2
	AGO	<5	<5	<5	<5	<5
	NOV	<5	<5	<5	<5	<5

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 12. Concentraciones fraccionadas de Cr en mg/kg±DS base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Cr Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	<7	<7	<7	10±1	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	34±1	<7	<7	7±4
	NOV	<7	<7	<7	<7	<7
DRE	FEB	<7	<7	<7	<7	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	32±1	<7	<7	<7
	NOV	<7	16±1	<7	<7	<7
PRG	FEB	<7	<7	<7	13±1	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	26±1	<7	<7	<7
	NOV	<7	13±0.2	<7	<7	<7
AZ	FEB	<7	<7	<7	18±3	<7
	MAY	<7	<7	<7	45±7	9±1
	AGO	<7	14±0.1	<7	<7	<7
	NOV	<7	20±1	<7	<7	<7
CM	FEB	<7	<7	<7	15±1	<7
	MAY	<7	<7	<7	25±2	<7
	AGO	<7	<7	<7	8±1	<7
	NOV	<7	20±1	<7	<7	<7
PUR	FEB	<7	<7	<7	<7	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	26±1	<7	<7	<7
	NOV	<7	17±0	<7	<7	<7
MAL	FEB	<7	<7	<7	<7	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	23±1	<7	<7	<7
	NOV	<7	19±0	<7	<7	<7
PT	FEB	<7	<7	<7	11±2	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	31±1	<7	10±1	<7
	NOV	<7	17±0	<7	<7	<7
BCO DAS	FEB	<7	<7	<7	<7	<7
	MAY	<7	<7	<7	<7	<7
	AGO	<7	23±1	<7	<7	<7
	NOV	<7	<7	<7	<7	<7

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 13. Concentraciones fraccionadas de As en mg/kg base seca determinadas en sedimentos por AAS mediante generación de hidruros.

SITIO	MUESTREO	As Fracciones				
		1	2	3	4	5
ZAR	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.012
	AGO	<0.001	<0.001	<0.001	0.011	0.244
	NOV	<0.001	0.007	0.005	0.004	0.072
DRE	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.006
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.017
	AGO	<0.001	0.005	<0.001	0.008	0.294
	NOV	<0.001	<0.001	0.006	0.005	0.035
PRG	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.004
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.022
	AGO	<0.001	<0.001	<0.001	0.010	0.201
	NOV	<0.001	0.008	<0.001	0.006	0.031
AZ	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.035
	AGO	<0.001	0.008	<0.001	0.015	0.045
	NOV	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.022
CM	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.043
	AGO	<0.001	0.007	0.011	0.019	0.315
	NOV	<0.001	<0.001	<0.001	0.010	0.040
PUR	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.004
	AGO	<0.001	0.006	<0.001	0.010	0.153
	NOV	<0.001	0.008	<0.001	0.015	0.096
MAL	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.006
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002
	AGO	<0.001	0.006	0.005	0.007	0.039
	NOV	<0.001	<0.001	<0.001	0.006	0.078
PT	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.004
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.031
	AGO	<0.001	<0.001	0.004	0.009	0.164
	NOV	<0.001	0.004	<0.001	0.009	0.076
BCO DAS	FEB	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	MAY	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	AGO	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	NOV	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001

<=menor al límite de detección del aparato

Tabla 14. Concentraciones de Pb en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Pb Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	<1	24
	MAY	<1	48
	AGO	107	145
	NOV	374	32
DRE	FEB	<1	<1
	MAY	<1	15
	AGO	238	152
	NOV	82	88
PRG	FEB	<1	36
	MAY	<1	23
	AGO	135	76
	NOV	162	38
AZ	FEB	<1	426
	MAY	<1	408
	AGO	71	210
	NOV	39	697
CM	FEB	<1	159
	MAY	<1	30
	AGO	119	285
	NOV	287	50
PUR	FEB	<1	29
	MAY	<1	31
	AGO	102	83
	NOV	236	49
MAL	FEB	<1	38
	MAY	<1	15
	AGO	200	41
	NOV	83	70
PT	FEB	<1	17
	MAY	<1	25
	AGO	82	193
	NOV	395	63
BCO DAS	FEB	<1	172
	MAY	<1	14
	AGO	46	118
	NOV	54	92

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 15. Concentraciones de Fe en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Fe Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	106	2,520
	MAY	298	7,769
	AGO	567	11,090
	NOV	962	11,294
DRE	FEB	114	2,845
	MAY	110	139
	AGO	716	8,631
	NOV	425	1,296
PRG	FEB	75	8,499
	MAY	70	7,689
	AGO	630	11,128
	NOV	1,004	10,322
AZ	FEB	101	7,679
	MAY	102	6,529
	AGO	846	10,250
	NOV	675	3,443
CM	FEB	171	7,518
	MAY	101	5,989
	AGO	818	10,495
	NOV	730	11,189
PUR	FEB	135	12,567
	MAY	168	5,528
	AGO	682	10,477
	NOV	622	10,682
MAL	FEB	67	8,642
	MAY	23	4,368
	AGO	551	10,346
	NOV	436	11,153
PT	FEB	57	8,164
	MAY	21	6,833
	AGO	605	9,767
	NOV	877	10,255
BCO DAS	FEB	<11	84
	MAY	<11	22
	AGO	32	<11
	NOV	<11	11

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 16. Concentraciones de Cd en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Cd Fases	
		FB	FNB
ZAR	FEB	<4	5
	MAY	5	5
	AGO	36	56
	NOV	6	<4
DRE	FEB	<4	5
	MAY	5	6
	AGO	44	41
	NOV	4	9
PRG	FEB	4	5
	MAY	6	5
	AGO	14	<4
	NOV	4	19
AZ	FEB	4	4
	MAY	4	6
	AGO	<4	61
	NOV	4	<4
CM	FEB	4	4
	MAY	4	4
	AGO	<4	40
	NOV	34	<4
PUR	FEB	5	4
	MAY	5	7
	AGO	9	<4
	NOV	<4	8
MAL	FEB	<4	7
	MAY	4	5
	AGO	5	264
	NOV	<4	28
PT	FEB	<4	4
	MAY	5	4
	AGO	12	<4
	NOV	<4	4
BCO DAS	FEB	<4	12
	MAY	10	5
	AGO	<4	8
	NOV	8	<4

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 17. Concentraciones de Cu en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Cu Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	<4	10
	MAY	<4	11
	AGO	11	<4
	NOV	19	<4
DRE	FEB	<4	11
	MAY	<4	<4
	AGO	<4	12
	NOV	<4	2
PRG	FEB	<4	8
	MAY	<4	22
	AGO	35	<4
	NOV	6	5
AZ	FEB	5	71
	MAY	<4	44
	AGO	30	10
	NOV	5	57
CM	FEB	<4	27
	MAY	<4	66
	AGO	5	17
	NOV	8	30
PUR	FEB	<4	40
	MAY	<4	31
	AGO	11	15
	NOV	12	15
MAL	FEB	<4	21
	MAY	<4	7
	AGO	<4	<4
	NOV	16	<4
PT	FEB	<4	15
	MAY	<4	17
	AGO	<4	19
	NOV	4	9
BCO DAS	FEB	<4	<4
	MAY	<4	<4
	AGO	42	9
	NOV	25	<4

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 18. Concentraciones de Ni en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Ni Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	5	14
	MAY	5	10
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
DRE	FEB	6	3
	MAY	6	<2
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
PRG	FEB	3	12
	MAY	8	17
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
AZ	FEB	7	14
	MAY	7	18
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
CM	FEB	6	11
	MAY	6	9
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
PUR	FEB	6	18
	MAY	6	11
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
MAL	FEB	7	20
	MAY	7	5
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
PT	FEB	3	11
	MAY	6	9
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2
BCO DAS	FEB	7	<2
	MAY	5	<2
	AGO	<2	<2
	NOV	<2	<2

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 19. Concentraciones de Zn en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

SITIO	MUESTREO	Zn Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	34	103
	MAY	31	76
	AGO	21	205
	NOV	15	201
DRE	FEB	30	56
	MAY	26	18
	AGO	98	178
	NOV	28	78
PRG	FEB	22	348
	MAY	36	100
	AGO	17	113
	NOV	61	493
AZ	FEB	129	137
	MAY	93	122
	AGO	131	163
	NOV	157	413
CM	FEB	143	86
	MAY	86	130
	AGO	107	164
	NOV	146	928
PUR	FEB	111	158
	MAY	107	82
	AGO	94	226
	NOV	118	240
MAL	FEB	58	167
	MAY	6	61
	AGO	25	94
	NOV	29	175
PT	FEB	103	102
	MAY	32	118
	AGO	38	223
	NOV	45	152
BCO DAS	FEB	<5	16
	MAY	<5	14
	AGO	<5	<5
	NOV	<5	<5

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 20. Concentraciones de Cr en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante flama.

MUESTRA	MUESTREO	Cr Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	<7	10
	MAY	<7	<7
	AGO	32	7
	NOV	<7	14
DRE	FEB	<7	<7
	MAY	<7	<7
	AGO	32	14
	NOV	17	<7
PRG	FEB	<7	13
	MAY	<7	<7
	AGO	35	<7
	NOV	13	11
AZ	FEB	<7	18
	MAY	<7	9
	AGO	16	<7
	NOV	21	<7
CM	FEB	<7	15
	MAY	<7	<7
	AGO	27	8
	NOV	20	<7
PUR	FEB	<7	<7
	MAY	<7	<7
	AGO	24	<7
	NOV	18	6
MAL	FEB	<7	<7
	MAY	<7	<7
	AGO	28	<7
	NOV	19	14
PT	FEB	<7	11
	MAY	<7	<7
	AGO	24	<7
	NOV	18	<7
BCO DAS	FEB	<7	<7
	MAY	<7	<7
	AGO	<7	<7
	NOV	<7	<7

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 21. Concentraciones de As en mg/kg base seca en FD y FND determinadas en sedimentos por AAS mediante generación de hidruros.

SITIO	MUESTREO	As Fases	
		FD	FND
ZAR	FEB	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	0.012
	AGO	<0.001	0.255
	NOV	0.005	0.076
DRE	FEB	<0.001	0.006
	MAY	<0.001	0.017
	AGO	<0.001	0.302
	NOV	<0.001	0.040
PRG	FEB	0.006	0.004
	MAY	<0.001	0.022
	AGO	<0.001	0.211
	NOV	<0.001	0.037
AZ	FEB	0.008	0.005
	MAY	<0.001	0.035
	AGO	<0.001	0.060
	NOV	<0.001	0.022
CM	FEB	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	0.043
	AGO	0.018	0.334
	NOV	<0.001	0.050
PUR	FEB	<0.001	0.005
	MAY	<0.001	0.004
	AGO	0.006	0.163
	NOV	0.008	0.111
MAL	FEB	<0.001	0.006
	MAY	<0.001	0.002
	AGO	0.011	0.046
	NOV	<0.001	0.084
PT	FEB	<0.001	0.004
	MAY	<0.001	0.031
	AGO	0.004	0.172
	NOV	0.004	0.085
BCO DAS	FEB	<0.001	<0.001
	MAY	<0.001	<0.001
	AGO	<0.001	<0.001
	NOV	<0.001	<0.001

<= menor al límite de detección del aparato

Tabla 22. Concentraciones totales de metales pesados y arsénico fraccionados en mg/kg determinadas en sedimentos por AAS y criterios recomendados por la NOAA.

MUESTRA	MUESTREO	TOTALES FRACCIONADOS							
		Fe (%)	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn	Cr	As
ZAR	FEB	0.3	25	7	10	21	137	10	0.005
	MAY	0.8	14	10	11	15	107	<7	0.012
	AGO	1.2	252	92	11	<2	227	39	0.255
	NOV	1.2	407	6	19	<2	216	19	0.081
DRE	FEB	0.3	<1	7	11	9	86	5	0.006
	MAY	0.0	48	10	<4	6	44	<7	0.017
	AGO	0.9	391	85	14	<2	276	46	0.302
	NOV	0.2	170	14	<4	<2	107	17	0.035
PRG	FEB	0.9	36	9	8	18	370	13	0.010
	MAY	0.8	15	11	22	24	135	<7	0.022
	AGO	1.2	211	16	35	<2	130	35	0.210
	NOV	1.1	201	24	11	<2	554	25	0.031
AZ	FEB	0.8	426	9	76	21	265	18	0.013
	MAY	0.7	408	10	44	25	215	9	0.035
	AGO	1.1	281	63	40	<2	294	16	0.060
	NOV	0.4	736	6	62	<2	570	26	0.022
CM	FEB	0.8	159	8	27	17	229	17	0.005
	MAY	0.6	408	8	67	15	216	<7	0.043
	AGO	1.1	404	42	22	<2	271	35	0.352
	NOV	1.2	337	34	38	<2	1,074	26	0.040
PUR	FEB	1.3	29	9	40	24	269	<7	0.005
	MAY	0.6	30	12	31	17	189	<7	0.004
	AGO	1.1	185	10	22	<2	320	24	0.169
	NOV	1.1	284	11	27	<2	358	24	0.119
MAL	FEB	0.9	38	9	21	27	226	<7	0.006
	MAY	0.4	31	9	7	11	67	<7	0.002
	AGO	1.1	241	268	<4	<2	119	28	0.057
	NOV	1.2	153	28	16	<2	205	33	0.078
PT	FEB	0.8	17	7	26	14	205	11	0.004
	MAY	0.7	15	9	17	15	150	<7	0.031
	AGO	1.0	275	12	19	<2	261	<7	0.176
	NOV	1.1	458	5	12	<2	196	21	0.089
Criterios NOAA	LEL "bajo"	2%	31	0.6	16	16	120	26	6
sedimentos agua dulce	SEL "severo"	4%	250	10	110	75	820	110	33

<= menor al límite de detección del aparato