

2004

03065



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



**Geocronología de la acumulación de metales pesados en
marismas de las lagunas Chiricahueto y Estero de Urías,
Sinaloa**

T E S I S

que para obtener el grado de
Maestra en Ciencias del Mar
(Química Acuática)

Presenta:

María Daniela Arvizu

Directora de Tesis:

Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández

Comité Tutorial:

Dr. Federico Páez Osuna

Dr. Francisco Flores Verdugo

Mazatlán, Sinaloa, junio de 2004

ARVIZU, MARÍA DANIELA



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



Directora de Tesis:

Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.
NOMBRE: Maria Daniela Anizu

FECHA: 15 Junio 104
FIRMA: P.A. [Signature]

Comité Tutorial:

Dr. Federico Páez Osuna

Dr. Francisco Flores Verdugo

Jurado de Examen:

Presidente: Dr. Francisco Flores Verdugo

Secretario: Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández

Vocal: Dr. Federico Páez Osuna

Suplente: Dra. Luz María García de la Parra

Suplente: Dr. Evgueni Choumiline

Esta tesis fue realizada en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL), Unidad Académica Mazatlán, de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), con el apoyo de los proyectos SEMARNAT-CONACYT-2002-CO1-0161 "Dinámica de los nutrientes en las lagunas costeras de Sinaloa: flujos, transporte, interacciones con sedimentos y organismos" y PAPIIT-1X242504 "Historia reciente de la contaminación por nutrientes y metales a partir del registro sedimentario de humedales asociados a lagunas costeras del pacífico mexicano". Los análisis isotópicos se realizaron en el laboratorio Uranio-Torio del Centro de Investigación en Geoquímica y Geodinámica (GEOTOP) de la Universidad de Québec en Montreal (UQAM).

A Dios, que me ha dado la vida.

A mi mamá, que con todo su cariño me ha
apoyado incondicionalmente y me ha
alentado a superarme.

A Armando, que en todo momento ha estado
conmigo y me ha enseñado a ver la vida más
optimistamente.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández por su asesoría, dirección y confianza durante la realización de esta tesis.

Al Dr. Federico Páez Osuna por haberme permitido trabajar en el laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera y por darme su apoyo y estar siempre dispuesto a asesorarme.

A mis asesores Dr. Francisco Flores Verdugo, Dra. Luz María García de la Parra y Dr. Evgueni Choumiline por sus aportaciones, correcciones y sugerencias a este manuscrito.

Al Dr. Claude Hillaire Marcel a cargo del GEOTOP-UQAM y al Dr. Bassam Ghaleb por su valioso apoyo en las determinaciones de los radionúclidos.

Al Quím. Humberto Bojórquez Leyva y a la M.C. Rebeca Garay Morán por la ayuda brindada en los análisis químicos y por haber hecho gratos los momentos en el laboratorio.

Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz y al Lic. Carlos Suárez Gutiérrez por su asesoría en el manejo de programas de cómputo y en la elaboración de mapas y gráficos.

A la Sra. María Clara Ramírez Jáuregui, responsable de la biblioteca "Dra. Ma. Elena Caso" y al Lic. Pedro Allende Rosales por su apoyo en la búsqueda y acopio de material bibliográfico.

A la Lic. Victoria Montes Montes, responsable de la Mapoteca del Instituto, por su gran disponibilidad en la búsqueda de mapas e información de INEGI.

Al Ing. Alberto Castro del Río por su asesoría en la determinación de la granulometría y su disposición a brindarme su ayuda cuando la necesitaba.

Al Ing. Alfredo Galaviz Solís por su ayuda en la elaboración de mapas.

A Margarita Cordero, Natalia Medina y Herlinda Rojas por su eficiente ayuda y disponibilidad siempre que acudía a ellas.

A mis maestros por las clases que impartieron y por todo lo que me enseñaron.

A la Sra. Julie Hudon que me hospedó en su casa y me brindó su amistad durante mi estancia en Montreal.

A Kissy, María de Jesús y Carlos por su valiosa ayuda en los análisis.

A mis compañeros de laboratorio y amigos: Manuel Arvizu, Alejandro del Río, Cesar Sánchez, Rigoberto Raygoza, Martín Soto, Rosalba Alonso, Arturo González, Roberto Rey, Víctor Rodríguez, Ivette Arellano, Gilberto Cardozo, Dilian Anguas, Alejandra Piñón, Zaira Hernández, Ramón Vázquez, Karina Monzalvo, Irazema González, Jorge Ruelas, Carlos Green, Marco Zárate y por aquellas personas cuyos nombres no están escritos aquí pero estuvieron siempre conmigo.

ÍNDICE GENERAL

CONTENIDO	PÁGINA
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. GENERALIDADES.....	3
2.1. Marismas.....	3
2.2. Geocronología de ²¹⁰ Pb:.....	6
2.3. Metales pesados.....	10
3. ANTECEDENTES.....	14
3.1. Estudios a nivel mundial.....	14
3.2. Estudios a nivel nacional.....	19
4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	25
5. OBJETIVOS.....	26
5.1. Objetivo general.....	26
5.2. Objetivos particulares.....	26
6. HIPÓTESIS.....	28
7. ÁREA DE ESTUDIO.....	29
7.1. Laguna Chiricahueto.....	29
7.1.1. Ubicación geográfica.....	29
7.1.2. Clima.....	30
7.1.3. Geología.....	30
7.1.4. Biodiversidad.....	30
7.1.5. Situación ambiental.....	31
7.2. Estero de Urías.....	33
7.2.1. Ubicación geográfica.....	33
7.2.2. Clima.....	34
7.2.3. Geología.....	34
7.2.4. Biodiversidad.....	35
7.2.5. Situación ambiental.....	35
8. MÉTODOS.....	37
8.1. Muestreo y procesamiento de las muestras.....	37
8.2. Métodos analíticos.....	38
8.2.1. Granulometría.....	38
8.2.2. Carbonato de calcio.....	40

8.2.3. Carbono orgánico.....	41
8.2.4. Aluminio.....	42
8.2.5. Análisis de radionúclidos.....	43
8.2.5.1. ²¹⁰ Pb.....	43
8.2.5.2. ²²⁶ Ra.....	44
8.2.5.3. ¹³⁷ Cs.....	44
8.2.6. Análisis de metales.....	45
8.3. Calidad analítica.....	45
8.4. Análisis estadísticos.....	47
8.4.1. Correlación.....	47
8.4.2. Comparación de medias.....	48
8.5. Normalización.....	48
8.6. Evaluación del impacto antropogénico en la acumulación de metales.....	49
8.6.1. Factor de enriquecimiento.....	49
8.6.2. Factor antropogénico.....	49
8.6.3. Índice de geoacumulación (I_{geo}).....	50
9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	52
9.1. Caracterización geoquímica.....	52
9.1.1. Laguna Chiricahueto.....	52
9.1.1.1. Núcleo SMCHI.....	52
9.1.1.2. Núcleo CCV.....	56
9.1.1.3. Núcleo CP1.....	57
9.1.2. Estero de Urías.....	58
9.1.2.1. Núcleo EU.....	60
9.1.2.2. Núcleo DU1.....	61
9.2. Metales pesados.....	62
9.2.1. Laguna Chiricahueto.....	62
9.2.1.1. Núcleo SMCHI.....	64
9.2.1.2. Núcleo CCV.....	65
9.2.1.3. Núcleo CP1.....	67
9.2.2. Estero de Urías.....	68
9.2.2.1. Núcleo EU.....	70
9.2.2.2. Núcleo DU1.....	71
9.3. Normalización de las concentraciones de metales pesados....	75

9.3.1. Laguna Chiricahueto.....	75
9.3.2. Estero de Urías.....	80
9.4. Geocronología.....	85
9.4.1. Laguna Chiricahueto.....	86
9.4.1.1. Núcleo SMCHI.....	86
9.4.1.2. Núcleo CP1.....	90
9.4.2. Estero de Urías.....	92
9.4.2.1. Núcleo EU.....	93
9.4.2.2. Núcleo DU1.....	95
9.5. Correlación entre metales pesados y variables geoquímicas...	99
9.6. Concentraciones básicas de metales.....	103
9.7. Factores antropogénicos y de enriquecimiento e índice de geoacumulación.....	104
9.7.1. Laguna Chiricahueto.....	104
9.7.1.1. Núcleo SMCHI.....	107
9.7.1.2. Núcleo CCV.....	108
9.7.1.3. Núcleo CP1.....	109
9.7.2. Estero de Urías.....	110
9.7.2.1. Núcleo EU.....	111
9.7.2.2. Núcleo DU1.....	113
9.8. Flujos e inventarios de metales pesados en sedimentos de marismas de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urías.....	114
10. CONCLUSIONES.....	123
11. BIBLIOGRAFÍA.....	128

ÍNDICE DE FIGURAS

CONTENIDO	PÁGINA
Figura 1. Laguna Chiricahueto, en el centro del estado de Sinaloa. SMCHI, CCV y CP1 corresponden a los sitios de muestreo....	29
Figura 2. Estero de Urías, en el sur del estado de Sinaloa. EU y DU1 corresponden a los sitios de muestreo.....	33
Figura 3. Perfiles de las variables geoquímicas de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto. En las gráficas de tamaño de grano: ● arenas, □ limos y Δ arcillas.....	53
Figura 4. Perfiles de las variables geoquímicas de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías. En la gráfica de tamaño de grano: ● arenas, □ limos y Δ arcillas.....	60
Figura 5. Perfiles de la concentración de metales pesados de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.....	63
Figura 6. Perfiles de la concentración de metales pesados de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.....	69
Figura 7. Relación de los contenidos de Al y C _{org} respecto al porcentaje de arcillas y lodos de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.....	76
Figura 8. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C _{org} y arcillas del núcleo SMCHI.....	77
Figura 9. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C _{org} y arcillas del núcleo CCV.....	78
Figura 10. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C _{org} y arcillas del núcleo CP1.....	79
Figura 11. Relación de los contenidos de Al y C _{org} respecto al porcentaje de arcillas y lodos del núcleo DU1 del Estero de Urías.....	81
Figura 12. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C _{org} y arcillas del núcleo EU.....	82
Figura 13. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C _{org} y arcillas del núcleo DU1.....	83
Figura 14. Relación de las concentraciones de metales pesados respecto al Al de los núcleos de la laguna Chiricahueto.....	84
Figura 15. Relación de las concentraciones de metales pesados respecto al Al de los núcleos del Estero de Urías.....	85

Figura 16. Perfiles de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso y cronología de los núcleos SMCHI (A) y CP1 (B) de la laguna Chiricahueto.....	87
Figura 17. Perfiles de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso y cronología de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.....	93
Figura 18. Perfiles de los factores de enriquecimiento de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.....	105
Figura 19. Perfiles de los factores de enriquecimiento de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.....	111
Figura 20. Flujos de los metales en exceso de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.....	118
Figura 21. Flujos de los metales en exceso de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.....	119

ÍNDICE DE TABLAS

CONTENIDO	PÁGINA
Tabla 1. Características físicas de las marismas (Odum, 1988).....	4
Tabla 2. Metales pesados descargados por diferentes tipos de industrias (Páez-Osuna, 1999).....	11
Tabla 3. Descripción de los núcleos estudiados.....	37
Tabla 4. Concentración encontrada de los materiales de referencia BCSS y SD-N-½.....	46
Tabla 5. Precisión del análisis de metales pesados.....	47
Tabla 6. Precisión del análisis de las variables geoquímicas.....	47
Tabla 7. Interpretación del factor de enriquecimiento y del factor antropogénico.....	50
Tabla 8. Interpretación del índice de geoacumulación (Müller, 1979).	51
Tabla 9. Intervalos de las diferentes variables geoquímicas analizadas de los núcleos de la laguna Chiricahueto.....	54
Tabla 10. Intervalos de las diferentes variables geoquímicas analizadas de los núcleos del Estero de Urías.....	59
Tabla 11. Intervalos de las concentraciones de los metales pesados de los núcleos de la laguna Chiricahueto.....	64
Tabla 12. Intervalos de las concentraciones de los metales pesados de los núcleos del Estero de Urías.....	69
Tabla 13. Concentraciones de metales de sistemas estuarinos, lagunares y de marismas de diversas partes del mundo.....	74
Tabla 14. Intervalos de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso, de las tasas de acumulación y sedimentación y valores de inventario y flujo de ^{210}Pb de los núcleos de la laguna Chiricahueto.....	88
Tabla 15. Intervalos de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso, de las tasas de acumulación y sedimentación y valores de inventario y flujo de ^{210}Pb de los núcleos del Estero de Urías..	94
Tabla 16. Estudios geocronológicos de sedimentos estuarinos, lagunares y de marismas basados en la determinación de ^{210}Pb	98
Tabla 17. Matrices de correlación de los núcleos estudiados.....	100
Tabla 18. Concentraciones básicas de los metales estudiados por núcleo en $\mu\text{g g}^{-1}$	104

Tabla 19. Factores antropogénicos (FA), e intervalos de los factores de enriquecimiento (FE) e índice de geoacumulación (I_{geo}) de los metales pesados de los núcleos de la laguna Chiricahueto.....	106
Tabla 20. Factores antropogénicos (FA), e intervalos de los factores de enriquecimiento (FE) e índice de geoacumulación (I_{geo}) de los metales pesados de los núcleos del Estero de Urías.....	112
Tabla 21. Inventarios (I) e intervalos de los flujos (F) de los excesos de los metales pesados de los núcleos de las lagunas Chiricahueto y Estero de Urías.....	116

RESUMEN

Se determinaron los niveles de concentración de tres metales pesados (Cd, Cu y Pb), la cronología de ^{210}Pb , las tasas de sedimentación y acumulación sedimentaria, así como los flujos e inventarios de estos metales pesados en núcleos sedimentarios recolectados en zonas de marismas de dos lagunas del estado de Sinaloa: Chiricahueto (núcleos SMCHI, CCV y CP1) y Estero de Urías (núcleos EU y DU1).

En el núcleo SMCHI, los niveles de actividad de ^{210}Pb oscilaron entre 0.42 y 1.22 dpm g^{-1} en donde el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue del orden de 1.86 dpm cm^{-2} y su flujo atmosférico fue de 0.08 dpm $\text{cm}^{-2} \text{a}^{-1}$. En el núcleo CP1, el intervalo de actividad de ^{210}Pb fue de 0.49 a 4.60 dpm g^{-1} , con un inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ de 7.42 dpm cm^{-2} y un flujo atmosférico de 0.33 dpm $\text{cm}^{-2} \text{a}^{-1}$. En el núcleo EU, los niveles de actividad de ^{210}Pb variaron de 0.47 a 1.37 dpm g^{-1} en donde el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue de 5.17 dpm cm^{-2} y su flujo atmosférico fue de 0.23 dpm $\text{cm}^{-2} \text{a}^{-1}$. En el núcleo DU1, las actividades de ^{210}Pb oscilaron de 0.16 a 2.40 dpm g^{-1} cuyo inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue de 1.60 dpm cm^{-2} y su flujo atmosférico fue de 0.07 dpm $\text{cm}^{-2} \text{a}^{-1}$. Las bajas actividades de este radionúclido se deben posiblemente a sus bajos flujos atmosféricos, adicionalmente, los inventarios de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, que fueron inferiores a los esperados para estos sitios, sugieren que las zonas de estudio están siendo erosionadas, o están recibiendo sedimentos “viejos” provenientes de otros sitios con menores actividades de ^{210}Pb .

La geocronología de ^{210}Pb se obtuvo utilizando el modelo CRS y se obtuvieron tasas de acumulación sedimentaria de 0.04 a 1.30 $\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$ para el

núcleo SMCHI, de 0.004 a 0.21 g cm⁻² a⁻¹ para el núcleo CP1, de 0.03 a 0.31 g cm⁻² a⁻¹ para el núcleo EU y de 0.01 a 0.04 g cm⁻² a⁻¹ para el núcleo DU1. Las tasas de sedimentación calculadas fueron de 0.06 a 1.63 cm a⁻¹ para el núcleo SMCHI, de 0.01 a 0.28 cm a⁻¹ para el núcleo CP1, de 0.02 a 0.21 cm a⁻¹ para el núcleo EU y de 0.03-0.24 cm a⁻¹ para el núcleo DU1. Las tasas de sedimentación y acumulación calculadas fueron semejantes a las del mismo tipo de ambiente de otras regiones del mundo.

Los flujos más elevados de Cd con valores de 0.52 µg cm⁻² a⁻¹ se presentaron en el núcleo SMCHI en el año de 2000, de Cu con niveles de 4.57 µg cm⁻² a⁻¹ se dieron en el núcleo CCV en el año de 1985 y de Pb con valores de 3.27 µg cm⁻² a⁻¹ se mostraron en el núcleo EU en el año de 1991.

Los índices de geoacumulación y los factores antropogénicos y de enriquecimiento calculados permiten deducir que los núcleos de la laguna Chiricahueto se encuentran enriquecidos por Cd, Cu y Pb, y que los núcleos del Estero de Urías están moderadamente enriquecidos por Pb. Además, los inventarios más elevados de Cd, Cu y Pb se presentaron en los núcleos de la laguna Chiricahueto.

Los niveles de acumulación de Cd y Cu en los sedimentos de la laguna Chiricahueto se deben posiblemente a la extensiva aplicación de agroquímicos a los campos agrícolas cercanos a la laguna y los niveles de Pb en los dos sitios (laguna Chiricahueto y Estero de Urías) probablemente son producidos por las emisiones de los automóviles y de las industrias en las cuencas de drenaje asociadas.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados en los ecosistemas acuáticos es un serio problema mundial (Zwolsman *et al.*, 1993 y 1996; Cearreta *et al.*, 2000). En particular, los estuarios han sido impactados en gran medida por estos contaminantes debido a que actúan como sumideros de sedimentos finos altamente reactivos con los metales pesados y porque históricamente han sido centros de desarrollo urbano e industrial (Lee y Cundy, 2001; Cundy *et al.*, 2003; Spencer *et al.*, 2003). La evaluación del grado de contaminación antropogénica por metales requiere del conocimiento del registro sedimentario del sitio, puesto que los metales pesados que entran a los cuerpos de agua, rápidamente son transferidos a los sedimentos mediante la adsorción en el material particulado suspendido y su subsiguiente sedimentación (Zwolsman *et al.*, 1993; Sharma *et al.*, 1994; Zwolsman *et al.*, 1996; Gerritse *et al.*, 1998; Lee y Cundy, 2001; Cundy *et al.*, 2003; Spencer *et al.*, 2003). Sin embargo, el entendimiento de los problemas ambientales presentes y futuros se basa en el conocimiento de sus orígenes en el pasado reciente (Appleby y Oldfield, 1992), así pues, los análisis de las concentraciones de metales pesados en perfiles sedimentarios fechados pueden revelar información detallada acerca de la historia de los aportes, tendencias y fluctuaciones temporales de la contaminación (Spencer *et al.*, 2003). No obstante, la obtención de un registro sedimentario inalterado en los sistemas costeros es difícil debido a problemas de erosión, dragado, mezclado, resuspensión y bio-perturbación (Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a; Spencer *et al.*, 2003). Una alternativa es el empleo de sedimentos de marismas y planicies de inundación asociadas a

estuarios y lagunas costeras en los que es más probable encontrar registros de cambios ambientales, puesto que los sedimentos de este tipo de ambientes son menos susceptibles de perturbación post-depositacional debido a su cubierta halófila, sus condiciones anóxicas evitan la bio-perturbación y su naturaleza rica en sedimentos finos posee una gran capacidad de adsorción de metales pesados (McCaffrey y Thomson, 1980; Lee y Cundy, 2001; Cundy *et al.*, 2003). Para la reconstrucción de registros sedimentarios, tasas de sedimentación, de erosión, eutrofización cultural y contaminación se requiere de una cronología confiable, la cual se puede realizar utilizando radionúclidos naturales de vida corta como el ^{210}Pb , debido a que se pueden determinar geocronologías en una escala de tiempo de un siglo, lo cual es de considerable importancia dado que los mayores cambios ambientales han ocurrido en este periodo de tiempo, producto de los grandes desarrollos urbanos, industriales y agrícolas en todo el mundo (Appleby y Oldfield, 1992; Valette-Silver, 1993; Sharma *et al.*, 1994).

En el presente trabajo se determinó la geocronología de la acumulación de tres metales pesados (Cd, Cu y Pb) en los depósitos sedimentarios de las zonas de marismas de dos lagunas costeras del Estado de Sinaloa: Chiricahueto y Estero de Urías.

2. GENERALIDADES

2.1. Marismas

Los humedales son ecosistemas naturales o artificiales que están permanente o temporalmente inundados, por aguas dulces, estuarinas (salobres) o salinas, las cuales pueden estar estancadas o en movimiento e incluyen las regiones ribereñas, costeras y marinas que no excedan los 6 metros de profundidad con respecto al nivel medio de las mareas bajas (Ramsar, 2000). Las marismas son humedales costeros, que se encuentran frecuentemente a orillas de lagunas costeras y manglares, por arriba del nivel medio de las mareas altas (Abarca, 2001). Generalmente, son terrenos bajos y salinos que se inundan solamente durante la época de lluvias o durante las mareas altas del año. Las planicies salinas durante el periodo de lluvia se convierten temporalmente en un sistema acuático, en donde el agua de lluvia y el agua salina se acumulan proporcionando alimento y sitios de anidación de especies de valor comercial (aves, crustáceos, etc). En épocas de sequía, frecuentemente presentan manchones o extensas praderas de halófitas terrestres conocidas regionalmente como "vidrillo" (*Salicornia pacifica* y *Batis maritima*) con árboles o matorrales aislados de mangle negro (*Avicennia germinans*) o botoncillo (*Conocarpus erecta*), o también llanuras desprovistas de vegetación presentándose en ocasiones cristalizaciones de sal conocidas como salinas, cuando, a causa de la evaporación, la salinidad alcanza niveles de hasta 200 ups (Tabla 1) (Abarca, 2001; Desmond, *et al.*, 2001).

Una porción de la producción neta de las marismas aparece como una capa gruesa de vegetación característica y el resto como raíces subsuperficiales y rizomas, formando una matriz orgánica (rizósfera) en cuyos intersticios se acumulan limos y arcillas procedentes de fuentes externas. Estas características hacen posible que el sedimento incorporado en la matriz orgánica se encuentre relativamente bien protegido de perturbación física y por lo tanto, que su distribución pueda reflejar los procesos históricos de acumulación sedimentaria en el ambiente (McCaffrey y Thomson, 1980; Cochran *et al.*, 1998b).

Tabla 1. Características físicas de las marismas (Odum, 1988).

Localización	Estuario alto, lagunas costeras
Distribución	Mundial
Salinidad	Entre 35 y 200 ups (condiciones marina-hipersalina)
Sedimento	Mayor cantidad de sedimentos finos, de origen marino, bajo contenido orgánico, de material fibroso
Azufre disuelto	Muy alta concentración (aprox. 2500 ppm); la composición del agua de mar hace que la reducción sea un proceso importante de descomposición
Eh del sedimento	Fuertemente reductor

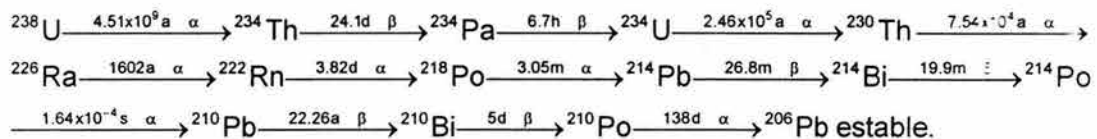
Las marismas y otros humedales costeros sirven de protección para las zonas costeras al reducir el impacto de las olas o las corrientes litorales y de mareas, estabilizan la línea costera y ayudan al control de inundaciones debido a que son capaces de absorber el exceso de agua (Flores-Verdugo, 1996; IUCN, 1999). Las marismas cumplen una función similar a la de los filtros mecánicos y biológicos al remover sedimentos, nutrientes y toxinas del agua, debido a que estos ecosistemas tienen la capacidad de degradar muchos contaminantes a

formas menos dañinas (Seascience, 2000). La absorción y acumulación o entrapamiento en las marismas minimiza el efecto tóxico de los contaminantes, por lo cual son considerados ambientes amortiguadores de la contaminación para las lagunas costeras y estuarios (IUCN, 1999; Seascience, 2000; Abarca, 2001). El rápido desarrollo rural e industrial y el crecimiento poblacional del último siglo han tenido un impacto significativo en estos ecosistemas. En el mundo entero, las áreas de marismas han decrecido considerablemente, con consecuencias irreversibles para las comunidades locales, que dependen económicamente de la riqueza biológica y pesquera de estos ambientes. Las marismas y los humedales están siendo confrontados con muchos problemas ambientales, entre las que destacan la operación de industrias (cercanas o en la cuenca hidrológica), el desarrollo de asentamientos humanos no planificados, obras hidráulicas (al interior y al exterior de la marisma) que influyen negativamente la hidrología del humedal; la caza y la pesca ilegales, y la pesca no sostenible (Ramsar, 2000). En México, las marismas son frecuentes en las costas del Pacífico y del Golfo de México (Moreno-Casasola *et al.*, 2001). En el estado de Sinaloa, con 656 km de línea de costa, las zonas de marismas y manglares abarcan una superficie de 174,400 ha (Jiménez-Ramón, 1990). Alrededor de la mitad de la población nacional vive y trabaja en las regiones costeras por lo que enormes extensiones de marismas han sido destruidas para crear terrenos agrícolas o desarrollos urbanos e industriales. Entre los impactos que afectan a las marismas están la modificación del flujo de agua, que causa que el agua con su carga vital de nutrientes disminuya su tiempo de residencia y la destrucción del hábitat de las aves, las cuales requieren de llanuras bajas e inundadas para vivir, y se vean

afectadas por la falta de alimento y áreas de anidación. Otras pérdidas son provocadas por la creación de canales y bordos para el control de los mosquitos, la construcción de diques para almacenamiento de agua, así como la construcción de canales para el control de inundaciones que incrementa los niveles del agua en las llanuras, lo cual termina por erradicar la vegetación típica (Seascience, 2000).

2.2. Geocronología de ^{210}Pb

El ^{210}Pb , que tiene una vida media de 22.26 años, es miembro de la serie de decaimiento del ^{238}U .



La fuente de ^{210}Pb es el ^{222}Rn , formado por el decaimiento de ^{226}Ra , que escapa de los intersticios de los suelos a la atmósfera, emitido al aire en cantidades de 2×10^3 a 2×10^4 átomos por m^2 por segundo, donde decae a través de una secuencia de radionúclidos de vida corta a ^{210}Pb (Lieser, 2001). En el aire, el ^{210}Pb se adhiere a partículas de polvo, gotas de agua o nieve, cae de la atmósfera por precipitación o depósito directo seco y se acumula en la superficie de los suelos, glaciares, sedimentos lacustres, marinos y estuarinos, entre otros (Appleby y Oldfield, 1992).

El ^{210}Pb que se forma por el decaimiento *in situ* del ^{226}Ra , se denomina ^{210}Pb "soportado" ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$) y se asume que está en equilibrio secular radioactivo

con toda la serie del ^{238}U . El ^{210}Pb en exceso que proviene principalmente del depósito atmosférico directo se llama ^{210}Pb "no soportado" ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$). Para poder realizar el fechado con ^{210}Pb , el trazador cronológico es el componente "no soportado" ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$), dado que se supone que, una vez unido a las partículas de sedimento, permanece en el registro sedimentario, en donde las capas sucesivas del material son enterradas por depósitos posteriores, sin más movilidad que la remoción del sedimento mismo. El ^{210}Pb depositado en una capa dada se reduce exponencialmente de acuerdo a su tiempo de vida media y si se puede estimar la actividad inicial de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ de una capa, entonces las mediciones de las actividades de las demás capas pueden ser usadas para determinar la edad en la cual estaban en la superficie del depósito (Goldberg, 1963; Appleby y Oldfield, 1992). La actividad de ^{210}Pb total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$) se estima por medio del análisis de su nieto el ^{210}Po , con quien se encuentra en equilibrio secular; la actividad del ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$) se obtiene a partir de la actividad del radionúclido padre (^{226}Ra) en equilibrio secular con sus radionúclidos hijos (^{214}Bi y ^{214}Pb) o midiendo la actividad de ^{210}Pb en sedimentos suficientemente antiguos de manera que no tengan ^{210}Pb en exceso; y la actividad del ^{210}Pb no soportado se determina sustrayendo la actividad de ^{210}Pb soportada de la actividad de ^{210}Pb total (McCaffrey y Thomson, 1980; Oldfield y Appleby, 1984). Bajo condiciones de sedimentación uniforme y constante suministro de ^{210}Pb de la atmósfera, la distribución vertical de ^{210}Pb no soportado en una columna sedimentaria debe aproximarse a una curva de decaimiento exponencial, con la actividad disminuyendo con la profundidad (Lee y Cundy, 2001).

La técnica de fechado con ^{210}Pb permite datar sedimentos en una escala de tiempo de 100 a 150 años, por lo cual resulta útil para evaluar los cambios ambientales ocurridos a consecuencia del desarrollo y crecimiento moderno promovidos por la Revolución Industrial, y al usarlo junto con otras mediciones químicas (determinación de metales pesados) puede proporcionar la historia de los efectos de las actividades antropogénicas en el ambiente (Bruland *et al.*, 1974; Krishnaswami *et al.*, 1971; Robbins, 1978).

El depósito atmosférico de ^{210}Pb en cualquier región es gobernado por factores geográficos y meteorológicos regionales, los cuales son razonablemente constantes en un periodo de varios años, dando lugar a un flujo de masa constante y por lo tanto a una tasa constante de acumulación de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, en la que cada capa de material acumulado tendrá la misma actividad inicial de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$. Al graficar el logaritmo de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ contra la masa acumulada, el perfil resultante de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ se espera que sea lineal. Pero en vista de los dramáticos cambios ambientales que han ocurrido en los últimos 150 años, las tasas de acumulación de muchos ambientes han variado significativamente, y en donde ha sucedido esto, los perfiles logarítmicos de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ contra la masa acumulada no son lineales. En este caso, las tasas de acumulación cambiantes son el resultado de variaciones en la actividad inicial de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, así que para construir una cronología confiable con este radionúclido es necesario emplear un modelo que considere estas variaciones. Uno de estos modelos es llamado "tasa de suministro constante" (cuyas siglas en inglés son CRS), el cual permite variaciones en la tasa de sedimentación, asumiendo que el flujo de ^{210}Pb al sitio ha permanecido

constante con el tiempo, y cualquier variación en la actividad inicial de este radionúclido está relacionado a cambios en la tasa de sedimentación, lo cual es particularmente cierto cuando la fuente de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ es completamente atmosférica. Este modelo considera la dilución de las actividades de este radionúclido por sedimentación acelerada y por lo tanto puede explicar picos de actividad en el fondo. El modelo CRS produce una edad para cada intervalo de profundidad de un núcleo muestreado empleando el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ acumulativa residual, por debajo de la profundidad x o masa acumulada m), pudiéndose calcular las tasas de sedimentación para cada intervalo. El criterio básico para emplear este modelo es que el inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ en el núcleo sea comparable con el esperado del flujo atmosférico directo regional, que es de aproximadamente $5 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Turekian *et al.*, 1977; Appleby y Oldfield, 1978; McCaffrey y Thomson, 1980; Appleby y Oldfield, 1992; Cochran *et al.*, 1998b; Sánchez-Cabeza *et al.*, 1999; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a).

Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, el inventario total (Q_0), el inventario debajo de la profundidad x (Q), y la tasa de sedimentación (S) se obtienen por medio de las siguientes ecuaciones:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{tot}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$$

$$Q_0 = \sum_i (\rho_i h_i A_i)$$

$$Q = Q_0 e^{-\lambda t}$$

$$S_i = \frac{x_{i+1} - x_i}{t_{i+1} - t_i}$$

donde i = iésimo intervalo de profundidad, ρ_i = densidad del intervalo i (g/cm^3), h_i = espesor del intervalo i (cm), A_i = actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ del intervalo i (dpm/g), λ = constante de decaimiento radiactivo de ^{210}Pb (0.03114 año^{-1}), t = edad del horizonte x (años), x_i = profundidad superior del intervalo i , t_i = edad superior del intervalo i (años).

La geocronología con ^{210}Pb generalmente se confirma con el uso de ^{137}Cs , que es un producto de fisión de ^{235}U que fue liberado a la atmósfera en escala global, como resultado de las pruebas de armas nucleares, durante el periodo de 1957-1964, con una liberación máxima en 1963. Sus perfiles de actividad generalmente muestran dos picos, que pueden ser utilizados como marcadores cronológicos (ca. 1963 debido a las pruebas nucleares y 1986 por el accidente de Chernobyl). Las series de tiempo obtenidas con ^{137}Cs pueden proveer un registro de movilidad post-depósito en condiciones *in situ* y, por tanto, es útil en el estudio de tasas de depósito y procesos de bioperturbación (Legeleux *et al.*, 1994; Cochran *et al.*, 1998).

2.3. Metales pesados

Los metales pesados son los elementos de la tabla periódica que presentan una densidad mayor de 5 g cm^{-3} y que tienen un peso atómico mayor que 20 uma. Se asocian comúnmente con problemas de contaminación y de toxicidad pero, a diferencia de otros contaminantes como los plaguicidas y los polímeros, se

encuentran presentes de manera natural en los minerales que forman las rocas de la corteza terrestre, y algunos de ellos cumplen con importantes funciones bioquímicas en los seres vivos (Páez-Osuna y Frías-Espiricueta, 2001). Los metales pesados llegan a los cuerpos de agua por procesos naturales tales como el intemperismo, el vulcanismo y la actividad hidrotermal, pero también son aportados por las actividades humanas a través de las aguas de escurrimiento, de los ríos, efluentes industriales y municipales, el depósito directo y por vía atmosférica (Tabla 2) (Páez-Osuna, 1999).

Tabla 2. Metales pesados descargados por diferentes tipos de industrias (Páez-Osuna, 1999).

Tipo de industria	Metales										
	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Ni	Sn	V	Zn
De papel y celulosa		X	X		X		X	X			X
Petroquímica	X	X		X	X		X		X	X	X
Producción de fertilizantes	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Producción del acero	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
Producción de cemento		X								X	X
Textil		X									
Termoeléctrica		X	X								X

Los metales pesados se dividen en elementos esenciales y no esenciales. Los esenciales producen un efecto estimulante en las actividades biológicas de los organismos mientras están en pequeñas concentraciones, y se vuelven tóxicos cuando las concentraciones exceden el nivel de tolerancia (Fe, Cu y Zn); y los elementos no esenciales no causan ningún efecto estimulante y su efecto tóxico

se presenta en los organismos al exceder el nivel de tolerancia, por ejemplo Hg, Pb y Cd (Libes, 1992).

Los metales tienen como destino temporal o final los diferentes compartimentos ambientales, tales como el sedimento, el agua y la biota. Su incorporación en la biota en altas concentraciones puede afectar la abundancia y distribución de los organismos y, cuando algunos de éstos son utilizados para consumo humano, pueden constituir un serio problema de salud. Sin embargo, la biota como reservorio es pequeña comparada a la columna de agua, la cual a su vez es menor a los sedimentos. Consecuentemente, es en los sedimentos donde van a residir la mayor proporción de los metales (Osuna López *et al.*, 1986 y 1997).

Los sedimentos son el reservorio principal de metales pesados en los sistemas acuáticos, reflejan su calidad y permiten detectar la presencia de contaminantes que no permanecen solubles después de ser descargados. Sin embargo, los sedimentos actúan como portadores o posibles fuentes de contaminación debido a que algunos metales no se adsorben permanentemente a las partículas, sino que pueden liberarse y regresar a la columna de agua por cambios en las condiciones ambientales, como incremento de la salinidad, reducción del pH, ingreso de productos de degradación orgánica, cambio en las condiciones redox, actividad microbiana y efectos físicos como erosión, dragado y bioturbación (Förstner y Whittmann, 1979; Luoma, 1990).

Para poder determinar la contaminación por metales en la columna sedimentaria es necesario conocer los niveles básicos de referencia de los metales en las zonas de estudio, los cuales se restan de los valores totales para obtener una estimación de la contribución antropogénica (Páez-Osuna y Frías-Espiricueta, 2001). De acuerdo a Loring y Rantala (1992) los niveles básicos se pueden estimar por: (a) la concentración promedio del metal en sedimentos texturalmente equivalentes a partir de datos de la literatura; (b) mediciones directas de las concentraciones en sedimentos textural y mineralógicamente equivalentes de una región prístina conocida; y (c) a partir de mediciones directas de las concentraciones del metal en muestras de núcleos texturalmente equivalentes, obtenidas de una profundidad por debajo de cualquier posible contaminación o mezclado biológico.

3. ANTECEDENTES

3.1. Estudios a nivel mundial

Los métodos radiométricos basados en la determinación de radionúclidos de vida corta (i.e. ^{210}Pb) han sido utilizados ampliamente a nivel mundial para conocer las tasas de sedimentación y el registro histórico de los contaminantes y de esta manera evaluar la influencia antropogénica al ecosistema en estudio. Algunos ejemplos de este tipo de trabajos se presentan a continuación:

McCaffrey y Thomson (1980) determinaron el registro histórico de la acumulación de cinco metales (Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) en una marisma de la costa de Connecticut, en donde se encontró que el flujo de los metales se incrementó a partir de la Guerra Civil Americana y que la principal fuente de Cu, Pb y Zn era el depósito atmosférico, mientras que para Fe y Mn dominaron las fuentes marinas y terrestres.

Alexander *et al.* (1993) evaluaron los perfiles históricos de la acumulación de los metales Al, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del río St. Jones y la bahía Hillsborough, Florida, Estados Unidos. Para ambos lugares se demostró un enriquecimiento de Pb, Cd y Zn y concentraciones cerca del enriquecimiento para Cr, Cu y Ni. Este estudio también mostró que el Pb enriquecido disminuyó a partir de la mitad de la década de 1970 a causa de la reducción en el uso de la gasolina con plomo.

Zwolsman *et al.* (1993) estimaron la cronología de la contaminación por metales pesados en marismas del estuario Scheldt, Holanda, en el que determinaron que los aportes antropogénicos máximos de Cd, Cu, Pb y Zn se encontraban a la mitad de la década de 1960 y al final de la década de 1970.

French *et al.* (1994) realizaron la cronología de polvo de carbón, Cu, Pb y Zn de una marisma del estuario Severn, Inglaterra, en donde encontraron dos máximos en las concentraciones de Pb y Zn correspondientes a los años 1933 y 1958, y la tasa de sedimentación estimada en esta marisma fue comparable con el incremento en el nivel del mar de la localidad.

Frignani *et al.* (1997), a partir de la cronología de ^{210}Pb y ^{137}Cs calcularon los factores de concentración y flujos de 13 metales (Al, Ca, Cr, Cu, K, Fe, Mg, Mn, Ni, Si, Pb, Ti y Zn) en los sedimentos de la laguna de Venecia, Italia, en la que descubrieron evidencias de que los metales en los perfiles están influenciados por fuentes antropogénicas o por los cambios en la composición del sedimento.

Cochran *et al.* (1998a) realizaron una cronología de la acumulación de Ag, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, y Zn en marismas circundantes a la laguna de Venecia, Italia, en donde demostraron que hay aportes puntuales de Cu, Ni, Pb y Zn en los sedimentos cerca de tierra firme, mientras que los aportes atmosféricos de Pb y posiblemente de Zn tienden a dominar en la porción norte y este de la laguna.

Cochran *et al.* (1998b) estudiaron el depósito cronológico de los metales pesados (Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) en núcleos fechados por ^{210}Pb recolectados en marismas de Nueva York y el estrecho de Long Island, Estados Unidos, y

encontraron que los mayores flujos de Pb se presentaron entre los años de 1970 y 1980, que concuerda con las variaciones en el consumo de gasolina con plomo en Estados Unidos. Este estudio estableció que la mayor fracción de Pb es suministrada a partir del depósito atmosférico, mientras que para Cu y Zn dominaron fuentes no atmosféricas.

Feng *et al.* (1998) midieron radionúclidos naturales (^{234}Th , ^7Be y ^{210}Pb) y metales pesados (Ag, Cd, Cu, Pb y Zn) en núcleos sedimentarios del estuario del río Hudson, Estados Unidos, y revelaron que las variaciones de estos elementos están controladas por el depósito reciente de materiales relacionados con la velocidad de la corriente, el esfuerzo cortante del fondo y la morfología del canal del río.

Fuller *et al.* (1999) estudiaron el proceso de sedimentación en las bahías Richardson y San Pablo en el estuario de la bahía de San Francisco, California utilizando a ^{210}Pb , ^{137}Cs y $^{239,240}\text{Pu}$. En este trabajo se muestra que el mezclado de los sedimentos de estos sitios por procesos biológicos y físicos provoca que aproximadamente el 50% de los contaminantes permanezcan en la capa de mezcla 35 años después de haber sido depositado en el sedimento y cerca de 75 años para que el 90% sea enterrado por debajo de la capa de mezcla.

Jha *et al.* (1999) estudiaron la historia de la acumulación de Hg y Ni en el puerto de Bombay, India, a partir de perfiles sedimentarios, los cuales muestran que las concentraciones de ambos metales pesados provienen de aportes antropogénicos continuos desde hace dos décadas.

Schintu y Degetto (1999) a partir de la geocronología de ^{210}Pb determinaron los flujos antropogénicos de Hg, Cd, Pb y Zn en núcleos sedimentarios recolectados de un área industrial del puerto de Portovesme, Italia, en los que establecieron que altas concentraciones de Hg y Cd son descargadas desde finales de 1960 por las industrias fundidoras.

Chagué-Goff *et al.* (2000) estudiaron la estratigrafía, granulometría, la distribución de Al, Cl, Cr, Cu, Fe, Rb, S, Pb y Zn y la geocronología de ^{210}Pb de núcleos sedimentarios recolectados del estuario Ahiriri de la bahía Hawke, Nueva Zelanda, para mostrar los cambios ambientales que ha experimentado este estuario en los últimos 100 años y verificar los registros de terremotos y tsunamis que afectaron la zona en el pasado. Este estudio reveló que ha habido incremento en el contenido de Zn, Cr y Pb en los últimos años como resultado de la actividad industrial en Napier y de Cu por la actividad agrícola de la zona. Además encontraron un incremento en el tamaño de grano relacionado con un terremoto que afectó a la bahía en 1931 y observaron que la disminución de la influencia marina en la zona y el aporte de agua dulce asociada a grandes inundaciones, han producido un decremento en las concentraciones de Cl y S en los sedimentos de la bahía Hawke.

Othman *et al.* (2000) determinaron las tasas de sedimentación en la costa de Siria, usando ^{210}Pb para establecer los registros históricos del contenido de carbono orgánico total, elementos mayoritarios como Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, Ba y Br, y de algunos metales como As, Cr, Pb, Zn y Cu, y establecieron que los

valores elevados de As y Cr están asociados a las descargas de las embarcaciones y de las industrias petroleras.

Lee y Cundy (2001) evaluaron la concentración de elementos mayoritarios y algunos elementos traza (Al, Pb, Zn, Cu, Mn y Fe) en marismas y planicies lodosas del estuario Humber, Inglaterra, en donde calcularon las tasas de sedimentación y acumulación empleando ^{210}Pb y ^{137}Cs . En dicho trabajo encontraron que la concentración de los elementos era mayor en las planicies lodosas que en las marismas, pero debido a resuspensión, erosión y mezclado, las planicies lodosas mostraron dificultad para estudiar las tendencias históricas de contaminación.

Cearreta *et al.* (2002) examinaron la historia reciente de la evolución de una marisma del estuario Plentzia, España, determinando la distribución de foraminíferos bentónicos, las concentraciones de Fe, Mn, Ti, P, Zn, Pb, Cu, Ni, Cr y As, y la geocronología con ^{210}Pb y ^{137}Cs en núcleos sedimentarios, en los que se descubrió una contaminación moderada por estos contaminantes, cuyo máximo aporte se dio en la mitad de la década de 1960.

Cundy *et al.* (2003) evaluaron la utilidad del fechado con ^{210}Pb y ^{137}Cs y los análisis geoquímicos para la reconstrucción histórica del aporte de metales pesados y tasas de sedimentación de los estuarios de Bilbao, Southampton Water y Mulinello. Los núcleos analizados de Southampton Water mostraron un registro parcial de los aportes de metales pesados debido a dragados y a una posible movilización producida por diagénesis temprana; en el estuario de Bilbao la

distribución vertical de los metales pesados esta controlada principalmente por el aporte y variación de la composición del sedimento, y en el estuario Mulinello el incremento en el flujo de Cu, Ni y Zn en el periodo comprendido entre 1945 y 1965 es debido a cambios en el aporte detrítico, mientras que el incremento en el flujo de Pb es debido a la construcción de puertos e industrias y al tráfico vehicular.

Muñoz y Salamanca (2003) determinaron el suministro de Pb por vía atmosférica en los sedimentos costeros de la bahía Concepción, Chile, por medio del análisis de ^{210}Pb en muestras de sedimentos, de lluvia y de particulado aéreo. Los resultados de este trabajo establecen que del 13 al 68% de Pb de los sedimentos costeros provienen del depósito atmosférico.

Spencer *et al.* (2003) evaluaron la cronología de ^{210}Pb de los aportes de metales pesados en sedimentos de marismas del estuario Medway, Inglaterra, en los que determinaron que los mayores flujos de Cu, Pb y Zn se dieron entre 1900 y 1950 y fueron relacionados con las industrias establecidas en el estuario.

3.2. Estudios a nivel nacional

En México, se cuenta con un buen número de estudios realizados en la columna sedimentaria que proveen información sobre concentraciones de metales (Osuna-López *et al.*, 1986; Osuna-López *et al.*, 1997; Villanueva y Páez-Osuna, 1996; Méndez *et al.*, 1998; Rosales-Hoz y Carranza-Edwards, 1998; Soto-Jiménez, 1998; Vázquez *et al.*, 1999; Green-Ruiz y Páez-Osuna, 2001), nutrientes (Páez-Osuna *et al.*, 1992; De la Lanza-Espino y Flores-Verdugo, 1998; Páez-Osuna *et al.*, 1998a; Pérez-Bernal, 1999), plaguicidas (Readman *et al.*, 1992;

Carvalho *et al.*, 1996; Galindo-Reyes, 2000) o hidrocarburos (Gold-Bouchot *et al.*, 1997; Botello *et al.*, 1998), sin embargo, los estudios estratigráficos orientados a la evaluación de cambios ambientales que cuenten con un marco geocronológico son escasos, siendo algunos de estos estudios los siguientes:

Páez-Osuna y Mandelli (1985) estudiaron el exceso de ^{210}Pb en un núcleo sedimentario de la laguna Mitla, México, en el que determinaron una tasa de sedimentación promedio de 0.93 cm a^{-1} .

Páez-Osuna y Osuna-López (1987) evaluaron las tasas de acumulación sedimentaria de Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn en la laguna Mitla, México, en la que establecieron que la mayor acumulación de estos metales se dio en el periodo comprendido entre 1919 y 1948, lo cual está relacionado con el cierre de la boca de la laguna que anteriormente tenía comunicación al mar.

Ruiz-Fernández (1999) estudió la distribución espacial y temporal de 12 metales (Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Pb, V y Zn) en núcleos sedimentarios recolectados en tres diferentes zonas lacustres de la cuenca de México (Chalco, Texcoco y Cuautitlán Izcalli) y reconstruyó el registro cronológico de la acumulación de estos elementos utilizando ^{210}Pb y ^{14}C . En este estudio se encontró contaminación antropogénica por Pb en la sub-cuenca Chalco, enriquecimiento por Al y Fe en la sub-cuenca Texcoco, tasas de acumulación que muestran una ligera correspondencia con el crecimiento poblacional del DF y del Estado de México. Los flujos más altos de Pb y Zn se registraron en el lago Espejo de los Lirios en 1945 y 1988, respectivamente, mientras que los flujos más

elevados de Al, Cd, Co, Fe, Li, Mn, Ni y V se hallaron en la sub-cuenca Texcoco hace 1424-1483 años, y de Cr y Cu en la sub-cuenca Chalco hace 14,910 y 21,804 años, respectivamente.

Ruiz-Fernández *et al.* (2001a) analizaron las actividades de ^{210}Pb , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{210}Pb , ^{226}Ra y ^{137}Cs de 6 núcleos sedimentarios del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, México para describir la dinámica sedimentaria del sistema.

Fernex *et al.* (2001) midieron las actividades de ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{137}Cs y $^{239-240}\text{Pu}$ para evaluar las tasas de sedimentación de núcleos sedimentarios recolectados en el lago de Chapala, México. Los resultados muestran que hubieron menores tasas de sedimentación en épocas de sequías (1945-1957 y 1980-1991), y que las áreas central y este del lago presentan mayores tasas de sedimentación debido a la influencia del río La Pasión y del pro-delta del río Lerma, respectivamente.

Ruiz-Fernández *et al.* (2002) determinaron los flujos de carbono, fósforo y nitrógeno en el estuario del río Culiacán, México, en donde establecieron que el incremento de nutrientes inició en 1948 como muestra el cambio de la proporción C:N:P, causado por los desechos urbanos y agrícolas transportados por el río Culiacán, pero el incremento más importante fue a partir de la década de 1970 debido al crecimiento poblacional de la ciudad de Culiacán.

Rosales-Hoz *et al.* (2003) evaluaron las concentraciones de siete elementos traza (Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V y Zn), de nueve elementos mayoritarios (Al, Ca, Fe, K,

Mg, Mn, Na, P, Si y Ti), de materia orgánica y de ^{210}Pb y ^{137}Cs de núcleos sedimentarios recolectados en el estuario y en el río de Coatzacoalcos, México, en donde se encontró que la zona con mayores niveles de metales (particularmente Cu, Ni y Zn) fue Teapa, en la parte central de la zona industrial de Coatzacoalcos, debido a las descargas de diversas industrias químicas y petroquímicas.

Ruiz-Fernández *et al.* (2003a) determinaron la acumulación histórica de metales pesados (Cd, Co, Cu, Ni, Pb y Zn) en el estuario del río Culiacán, México. En este estudio se estableció que hubo un incremento en el flujo de metales a partir de 1948, relacionado con el crecimiento demográfico, las descargas de aguas municipales de las ciudades circundantes y la actividad agrícola de la región.

Ruiz-Fernández *et al.* (2003b) estudiaron el origen y la historia de la acumulación de metales pesados (Ag, Cu y Zn) y nutrientes (N y P) de núcleos sedimentarios recolectados del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, México, empleando al ^{210}Pb , ^{228}Th y los isótopos estables de C y N. En este trabajo se encontró una ligera contaminación por metales y nutrientes asociados a la acumulación de la materia orgánica; los isótopos estables revelaron aportes de aguas municipales; y la geocronología con ^{210}Pb mostró que el impacto antropogénico del sitio inició hace 50 años, asociado al desarrollo de las actividades agrícolas y el crecimiento urbano de la región.

Davies *et al.* (2004) investigaron los cambios ambientales que sucedieron en la cuenca Zirahuén, México, en los últimos 1000 años, mediante el análisis de

^{210}Pb , ^{14}C , ^{137}Cs , ^{241}Am , metales pesados (Cu, Fe, Mn, Pb y Zn), diatomeas, susceptibilidad magnética y capas tefras de los volcanes Parícutín (1943-1952) y Jorullo (1759-1774) en núcleos sedimentarios. Este estudio reveló que hubo un incremento en la erosión asociada a los establecimientos pre-hispánicos entre los años 1100 y 1550 DC. Después de la mitad del siglo XVIII se presentaron cambios en la composición de las especies de diatomeas, incrementos en la erosión y en las concentraciones de Cu y Pb, asociados a la operación de una industria fundidora de Cu y al incremento de las actividades agrícolas. En los últimos 20 años ha habido un cambio dramático en las especies de diatomeas en respuesta a la eutrofización causada por las actividades agrícolas, al aumento de los asentamientos humanos y al turismo.

Ruiz-Fernández *et al.* (2004a) determinaron las concentraciones de Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V y Zn, y la cronología de ^{210}Pb para la reconstrucción histórica de los flujos de estos metales, de un núcleo sedimentario recolectado en el lago Espejo de los Lirios, México, en donde se encontró que Ag y Pb presentaron los niveles más altos de enriquecimiento; que los flujos de los metales se han incrementado en los últimos 45 años; que los máximos flujos de Cd, Co, Cr, Ni, V y Zn se dieron en la década de 1980, de Ag y Cu en la década de 1990, y de Hg y Pb en la mitad de la década de 1970; y que los procesos más importantes que explican la distribución de los metales en el lago son el depósito atmosférico, el intemperismo y la producción autógena.

Ruiz-Fernández *et al.* (2004b) analizaron la distribución de Al, Cd, Cu, Fe, Li, Mn, y Pb de un núcleo sedimentario del golfo de Tehuantepec, México, en

donde los primeros 8 cm corresponden a los últimos 140 años. Dicho trabajo mostró que los flujos de los metales se han incrementado desde hace dos décadas, con los flujos máximos de Cd, Cu y Pb en el presente. Estos incrementos en los flujos están posiblemente influenciados por las industrias petroleras de la región.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Estudios previos en el área han demostrado la dificultad de obtener registros sedimentarios inalterados, debido a que sin ellos no es posible evaluar confiablemente los procesos de acumulación de contaminantes. La idea de estudiar la acumulación de contaminantes en las planicies de inundación (marismas) asociadas a los sistemas lagunares, en lugar del interior de las lagunas, se presenta como una alternativa para obtener perfiles sedimentarios mejor preservados, que de acuerdo a la literatura, deberán presentar un registro más fidedigno de los procesos de acumulación de contaminantes, debido a la mayor capacidad de retención que caracteriza a los sedimentos de este tipo de ambientes. Adicionalmente, debido a la importancia ecológica y económica que representan las marismas, al estado de amenaza que guardan a nivel mundial y a la falta de conocimiento que de ellos se tiene en nuestro país, la presente propuesta implica la posibilidad de contribuir al conocimiento de sus características geoquímicas y capacidad efectivas como amortiguadores de la contaminación de los ambientes costeros.

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Conocer la geocronología del enriquecimiento por metales pesados (Cd, Cu y Pb) en los depósitos sedimentarios de zonas de marismas de dos lagunas costeras del Estado de Sinaloa: Chiricahueto y Estero de Urías.

5.2. Objetivos Particulares

- Determinar los perfiles de concentración de metales pesados (Cd, Cu y Pb) en núcleos sedimentarios recolectados en marismas de las lagunas costeras de Chiricahueto y Estero de Urías.
- Determinar la relación que existe entre la distribución de Cd, Cu y Pb y las variables geoquímicas como carbono orgánico, carbonato de calcio, Al y tamaño de grano de los sedimentos.
- Determinar el perfil de ^{210}Pb en exceso en los núcleos sedimentarios recolectados.
- Calcular las tasas de sedimentación y acumulación sedimentaria en las marismas de las lagunas Chiricahueto y Estero de Urías.
- Calcular los flujos de Cd, Cu y Pb en la columna sedimentaria de las marismas de las lagunas Chiricahueto y Estero de Urías.

- Comparar los flujos y el grado de enriquecimiento por Cd, Cu y Pb de los sedimentos entre los sitios estudiados.
- Reconstruir la historia de la contaminación antropogénica por metales pesados de las marismas de las lagunas costeras de Chiricahueto y Estero de Urías.

6. HIPÓTESIS

Las concentraciones de metales pesados presentes en los estratos superiores de los núcleos colectados serán más elevadas que las de los estratos más profundos, como consecuencia del crecimiento de las poblaciones aledañas a los humedales costeros, así como al desarrollo de las actividades económicas de la región, tales como la agricultura y la industria.

7. ÁREA DE ESTUDIO

7.1. Laguna Chiricahueto

7.1.1. Ubicación geográfica

La laguna Chiricahueto forma parte del complejo lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, ubicado en la parte central del Estado de Sinaloa (Figura 1). Geográficamente la laguna se encuentra limitada por las coordenadas $24^{\circ}29'24''$ a $24^{\circ}49'48''$ N y $107^{\circ}33'$ a $107^{\circ}25'48''$ W, y tiene una extensión de 94 km^2 (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998).

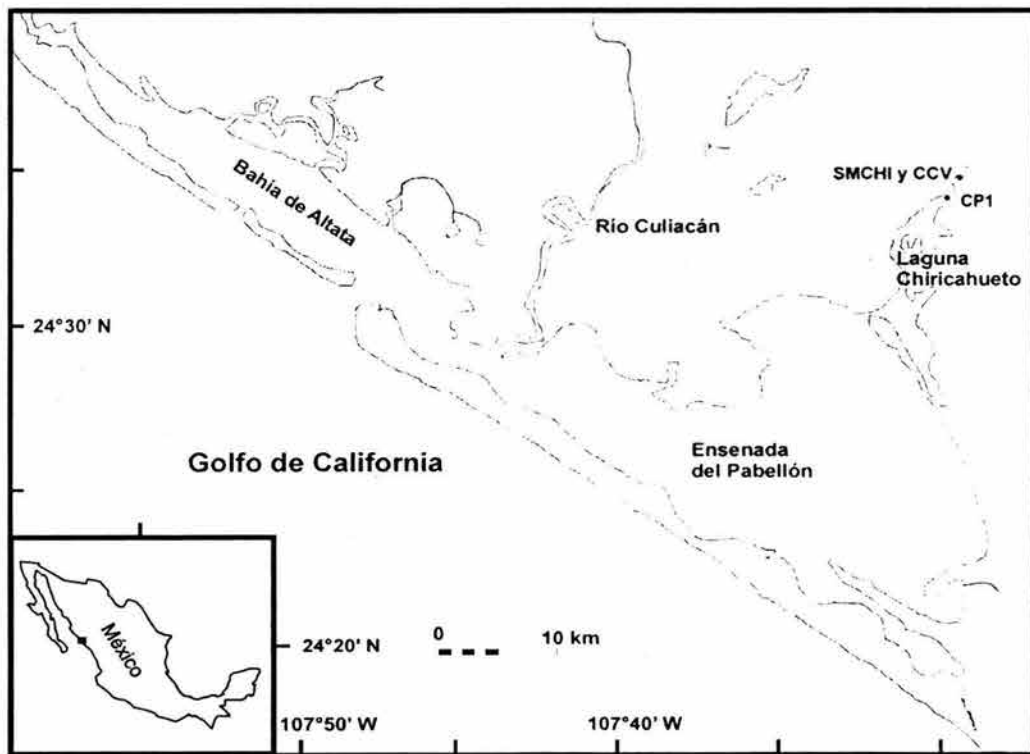


Figura 1. Laguna Chiricahueto, en el centro del Estado de Sinaloa. SMCHI, CCV y CP1 corresponden a los sitios de muestreo.

7.1.2. Clima

La laguna pertenece a la región hidrológica 10 (Contreras, 1985) y tiene un clima del tipo BW(h')w(e), es decir calido árido a cálido semiárido con lluvias en verano, con una temperatura media anual mayor a 18°C y una precipitación media anual de 472 mm (García, 1973).

7.1.3. Geología

El sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón es una laguna costera de barrera tipo Gilbert de Beaumont con plataforma interna (tipo IIIA), de boca permanente, con orientación paralela a la costa y con batimetría y forma modificada por la acción de las mareas (Lankford, 1977). La laguna Chiricahueto es una planicie costera que pertenece a la placa de Norteamérica, en donde predominan las unidades sedimentarias del cuaternario reciente (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998) y se formaron aluviones ligeramente compactos y clásticos (López-Ramos, 1981). La laguna contiene gravas, arenas, limos y arcillas depositados en los canales y en las llanuras de inundación por procesos fluviales, y por la acción de las mareas (Rodríguez-Torres y Córdoba, 1978).

7.1.4. Biodiversidad

El sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón está bordeado por vegetación litoral constituida principalmente por mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), así como también de pastos marinos y plantas halófitas (Galindo-

Reyes, 2000). El sistema presenta una alta biodiversidad (Galindo-Reyes, 2000), puesto que allí habitan especies de diversos grupos, tales como moluscos, poliquetos, equinodermos, crustáceos, peces, tortugas, aves residentes y migratorias, mamíferos marinos, y cocodrilos, algunos de ellos de importancia comercial (Gómez-Noguera y Hendrickx, 1997; Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998). La laguna Chiricahueto es una zona importante de anidación o de descanso para aves migratorias en el invierno (Galindo-Reyes, 2000; Mejía-Sarmiento, 2001).

7.1.5. Situación ambiental

En estudios previos se ha señalado que tanto la laguna Chiricahueto como el complejo lagunar Altata-Ensenada del Pabellón están expuestos a efluentes camaronícolas (Correa-González, 1998; Páez-Osuna *et al.*, 1998b); a descargas de aguas municipales e industriales sin tratar (Páez-Osuna *et al.*, 1998a y 1998b); y a desechos agrícolas conteniendo residuos de plaguicidas y fertilizantes (De la Lanza-Espino y Flores-Verdugo, 1998).

El área de estudio se encuentra considerada como un área crítica por contaminación agrícola y efluentes urbanos (Páez-Osuna *et al.*, 1998a), como lo han demostrado Readman *et al.* (1992), Carvahlo *et al.* (1996) y Galindo-Reyes (2000) que encontraron altos niveles de plaguicidas (aldrín, endosulfán, paratión, malatión y DDT) en los sedimentos, agua y biota del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón y de las lagunas interiores (i.e. laguna Chiricahueto). Izaguirre-Fierro *et al.* (1992) hallaron altas concentraciones de Cu en peces (*Mugil curema* y *Tilapia mossambica*) de las lagunas Chiricahueto, Batoato y río

Culiacán; Green-Ruíz y Páez-Osuna (2001) señalaron la existencia de regiones enriquecidas por Ag, Co, Cu, Fe, Mn y Pb relacionadas con las descargas agrícolas; Soto-Jiménez *et al.* (2003a) encontraron un ligero enriquecimiento en los sedimentos superficiales por Ag, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb y Zn, y sugirieron que la agricultura contribuye con Cd, Cu y Zn, los efluentes municipales con Ag, Cd, Cu, Ni, Pb y Zn, y el depósito atmosférico con Cd y Pb; y Soto-Jiménez *et al.* (2003b) establecieron la existencia de altas tasas de acumulación de P y N en los sedimentos de la laguna Chiricahueto, causadas por las aguas de escurrimiento de los campos agrícolas.

7.2. Estero de Urías

7.2.1. Ubicación geográfica

El Estero de Urías, localizado al sureste de Mazatlán, Sinaloa (Figura 2), se encuentra entre las coordenadas geográficas $23^{\circ}10'36''$ y $23^{\circ}13'00''$ de latitud Norte y los $106^{\circ}20'00''$ y $106^{\circ}26'00''$ de longitud Oeste, y tiene una extensión de 18 km^2 (Contreras, 1985).

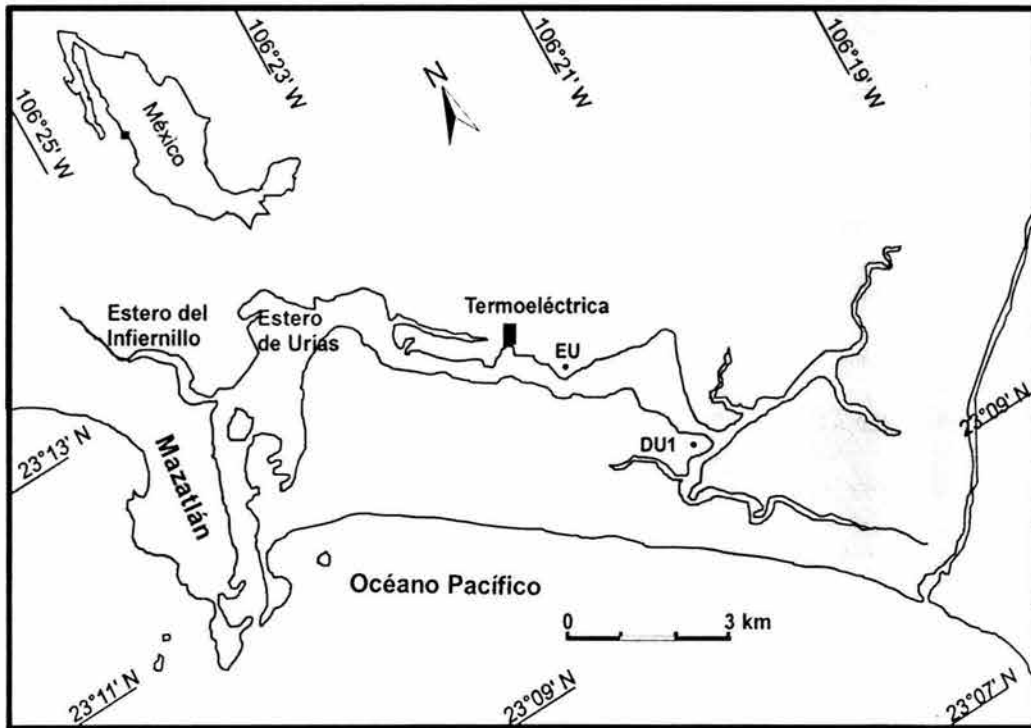


Figura 2. Estero de Urías, en el sur del Estado de Sinaloa. EU y DU1 corresponden a los sitios de muestreo.

7.2.2. Clima

El clima del Estero de Urias es del tipo AWo(w)(e), es decir, cálido sub-húmedo con lluvias en verano, con una temperatura media anual de 24.1°C y una precipitación media anual de 800.3 mm (García, 1973).

7.2.3. Geología

Según Lankford (1977) el Estero de Urias es una laguna costera de boca permanente con orientación semiparalela a la costa, de plataforma interna con barrera, de tipo IIIB (IIIA), forma parte de la provincia fisiográfica de la llanura costera de Sinaloa (Álvarez, 1962) y de acuerdo a Carranza-Edwards *et al.*, (1975) corresponden a la Unidad Morfotectónica VII, la cual incluye a las costas primarias generadas por depósito subaéreo. Según la clasificación basada en la geomorfología de Pritchard (1967), el Estero de Urias es un estuario de barrera por ser una cuenca somera, semiaislada de las aguas oceánicas por una playa arenosa de barrera, que se encuentra a lo largo de una planicie de pendiente suave, tectónicamente estable y presenta un aporte abundante de arena y un transporte litoral fuerte. El Estero de Urias contiene rocas andesíticas asignadas al periodo terciario inferior y litológicamente consiste de ignimbrita, riolita con estructura fluidal, traquita, andesita y andesita-basáltica, con intemperismo rojo y morado oscuros, muy fracturadas y falladas y brechas del mismo materia cruzadas por vetas y lentes de calcita, asimismo contiene unidades sedimentarias del cuaternario reciente, constituidas de gravas, arenas, limos y arcillas depositadas en dunas, manglares, canales, antiguos deltas y llanuras de inundación

intermareal por procesos fluviales y la acción de las mareas (Rodríguez-Torres y Córdoba, 1978).

7.2.4. Biodiversidad

En el Estero de Urias se pueden observar bosques de manglar en los márgenes del cuerpo de agua, compuesto principalmente de mangle negro (*Avicennia germinans*), mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle rojo (*Rhizophora mangle*). El área se caracteriza por tener una gran biodiversidad observándose la presencia de aves acuáticas ya sean migratorias o residentes; reptiles como cocodrilos, boas, coralillos, tortugas, iguanas y cascabel del pacífico; anfibios como ranas; y peces como lisas (*Mugil curema* y *Mugil cephalus*), mojarra (familia Gerridae) y pargos (familia Lutjanidae).

7.2.5. Situación ambiental

El Estero de Urias ha sufrido modificaciones drásticas y cambios en su geomorfología, circulación y recambio de masas de agua debido a las operaciones de dragado del canal de navegación y construcción de muelles, que han provocado la acumulación de materiales de desecho y contaminantes (Galindo-Reyes, 1987). Asimismo, en la zona comprendida entre los 3 y 7 km desde la boca, el estero recibe descargas urbanas, industriales y las aguas de enfriamiento de la termoeléctrica "José Aceves Pozos" (Osuna-López *et al.*, 1986 y Páez-Osuna *et al.*, 1990). Adicionalmente, el depósito atmosférico de la ciudad de Mazatlán, así como la presencia de embarcaciones pequeñas y de gran calado que incluyen las flotas camaronera, atunera, petrolera, mercante y turística,

constituyen otra posible fuente de contaminantes (Osuna-López *et al.*, 1986), además de las descargas de los estanques camaronícolas de las granjas aledañas.

Estudios previos en el área han demostrado altas concentraciones de Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en las fracciones disuelta y particulada del agua en el área de influencia de la zona industrial y la termoeléctrica (Osuna-López *et al.*, 1989). Los niveles de Cd, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y Zn en el ostión (*Crassostrea corteziensis*) tienen una variación estacional, con los niveles más altos en otoño e invierno (Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990). El Estero del Infiernillo, es una de las zonas más impactadas por Co, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn y C_{org} en los sedimentos superficiales de todo el sistema (Osuna-López *et al.*, 1997; Soto-Jiménez, 1998), junto con la zona portuaria del Estero de Urías (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001a y 2001b). Tres especies de balanos (*Balanus eburneus*, *Megabalanus coccopoma* y *Fistulobalanus dentivarians*) mostraron los niveles mas altos de Cr, Cu, Fe, Mn y Pb entre octubre y abril, con las concentraciones mas altas de Cu, Cr, Mn, Pb y Zn en *B. eburneus* en la boca del Estero del Infiernillo y en la zona industrial, y de Cd y Fe en *M. coccopoma* en la zona portuaria (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 1998), y además existen variaciones estacionales en las concentraciones de metales en ostiones (*Crassostrea corteziensis*) y mejillones (*Mytella strigata*), con los niveles máximos de Fe, Mn y Ni para los ostiones y de Fe, Ni, Pb Cr y Cu para los mejillones, en el periodo comprendido entre invierno y primavera (Ruelas-Inzunza y Páez-Osuna, 2000).

8. MÉTODOS

8.1. Muestreo y procesamiento de las muestras

Los sitios de muestreo se determinaron con base a los criterios de McCaffrey y Thomson, (1980): (a) la vegetación superficial debe corresponder a especies típicas de marismas (i.e., *Batis marítima*, *Salicornia pacífica*); (b) el relieve superficial debe ser mínimo; (c) el núcleo debe penetrar a profundidades en las que el detritus acumulado se haya formado antes que la influencia humana se volviera significativa; y que (d) la probabilidad de la perturbación física en el pasado sea mínima. Se recolectaron manualmente 3 núcleos de las marismas de la laguna Chiricahueto y 2 núcleos de las marismas del Estero de Urías, utilizando tubos de acrílico de 10 cm de diámetro interno, y se les tomaron radiografías para evaluar su integridad (ausencia de bioperturbación) antes de proceder a su análisis. Las características de los núcleos analizados se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Descripción de los núcleos estudiados.

Núcleo	Localización geográfica		Profundidad (cm)	Secciones	Espesor (cm)
Laguna Chiricahueto					
SMCHI	24°35.248'N	107°29.759'W	40	40	1
CCV	24°35.248'N	107°29.759'W	21.5	41	0.5
CP1	24°34.001'N	107°30.994'W	20	45	0.5
Esteros de Urías					
EU	23°11.010'N	106°25.570'W	35	35	1
DU1	23°09.268'N	106°19.845'W	35	45	0.5-1

Cada núcleo se cortó en intervalos de 0.5 a 1 cm de espesor y las secciones se almacenaron en cajas de polietileno para su congelación (-20° C),

posteriormente se liofilizaron hasta peso constante, se molieron en mortero de porcelana y se almacenaron en recipientes de plástico. La humedad se utilizó para calcular la porosidad, con la cual se determinó la masa acumulada de cada sección del núcleo, de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$\phi = \frac{\frac{M_w}{1.0}}{\frac{M_s}{2.5} + \frac{M_w}{1.0}}$$

donde, ϕ = porosidad; M_w = peso del agua perdida durante el secado (g); M_s = peso del sedimento seco (g); 1.0 y 2.5 = densidad (g cm^{-3}) del agua y sedimento respectivamente (Berner, 1971).

$$MA_i = \rho_i * h_i$$

$$MA_t = \sum(MA_1; MA_i)$$

donde, MA_i = masa acumulada del intervalo i (g cm^{-2}); ρ = densidad del sedimento del intervalo i (g cm^{-3}); h_i = espesor del intervalo i (cm); MA_t = sumatoria de la masa acumulada (g cm^{-2}) (Sorgente *et al.*, 1999).

8.2. Métodos analíticos

8.2.1. Granulometría

La textura del sedimento se analizó con el objeto de detectar cambios en la distribución del tamaño de grano que puedan provocar variaciones en el contenido de metales pesados en los estratos de la columna sedimentaria (Galehouse,

1971). Conocer la distribución del tamaño de grano permite realizar normalizaciones en el contenido de metales en el sedimento, que permite a la vez comparar entre sitios de muestreo y entre las diferentes secciones de una misma columna sedimentaria. El sedimento se trató con H₂O₂ al 30% para destruir la materia orgánica y el análisis de tamaño de grano se realizó usando los métodos estándar de tamizado y pipeteo. Se colocaron 8 g de muestra en un vaso de precipitado de 500 ml y se trató repetidamente con H₂O₂ al 30% para digerir el contenido de materia orgánica durante el tiempo necesario, en repetidas ocasiones, hasta que no hubiera efervescencia. Se dejaron evaporar y se agregaron 500 ml de agua destilada y se evaporaron a temperatura controlada (<60°C) hasta sequedad para remover el exceso de H₂O₂. Se registró el peso. La muestra de sedimento libre de materia orgánica, se tamizó usando agua destilada (malla 230, 0.063 mm de luz de malla), para separar las arenas de los finos (limos y arcillas). El método de tamizado y pipeteo (Carver, 1971; Folk., 1974) se basa en la velocidad de sedimentación de las partículas, usualmente calculada con base en la ley de Stokes. La muestra de sedimento, libre de arenas, se colocó en suspensión en una probeta de 1 L y se agregaron 0.6 g de hexa-meta-fosfato de sodio como dispersante para evitar la floculación de las arcillas. La mezcla se agitó y se recolectaron muestras de 20 ml de la solución a las profundidades definidas para cada tamaño de partícula de acuerdo al tiempo transcurrido después de la agitación, con base a la ecuación:

$$T = \frac{\text{prof}}{1500 * A * d^2}$$

donde, T = tiempo (min.); $prof$ = profundidad (cm); d = diámetro de la partícula (mm); A = constante que depende de la viscosidad del agua (en función de la temperatura), la fuerza gravitacional y la densidad de las partículas.

Las alícuotas se evaporaron y se pesó el remanente del material suspendido para calcular el porcentaje de arenas, limos y arcillas de las secciones analizadas de los núcleos.

8.2.2. Carbonato de calcio

El carbonato de calcio (CaCO_3) es un constituyente frecuentemente presente en los sedimentos cuyo origen puede ser autigénico o biogénico. Su ocurrencia en los estratos de un núcleo puede servir de indicador de procedencia y dispersión del material terrígeno, o bien, de la presencia de organismos, o de un evento meteorológico (capas de tormenta) y generalmente actúa como diluyente de las concentraciones de metales en el sedimento (Loring y Rantala, 1992). Para su determinación se empleó un método colorimétrico en el que 0.5 g de sedimento seco fueron tratados con 10 ml de HCl 1 N y se centrifugaron. Se separó el sobrenadante en un matraz Erlenmeyer y se le agregaron 10 ml de agua destilada y se volvió a centrifugar, para luego recolectar el segundo sobrenadante. Se le añadieron 3 gotas de fenolftaleína como indicador y el exceso de HCl se tituló con NaOH 0.5 N hasta el punto del equilibrio, que se alcanza cuando la solución vira de transparente a rosa mexicano. Se preparó una curva de calibración con CaCO_3 y se interpolaron los volúmenes de NaOH 0.5 N que se consumieron en cada titulación (Stuardo y Villarroel, 1976).

8.2.3. Carbono orgánico

El carbono orgánico (C_{org}) representa solo una fracción menor, pero muy importante de los sedimentos. Está compuesta por una mezcla compleja de lípidos, carbohidratos y proteínas, a partir de la cual se forman diagenéticamente las sustancias húmicas (Meyers y Ishiwatari, 1995) que se sabe retienen metales en cantidades considerables (Rae *et al.*, 1993), debido a que funcionan como una matriz en la superficie de las partículas para la complejación de metales (Daskalakis y O'Connor, 1995; Shine *et al.* 1995; Tam y Yao, 1998). Su análisis se realizó por medio de un procedimiento colorimétrico (Loring y Rantala, 1992), en el que 0.5 g de sedimento seco fueron tratados con 10 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1 N, se añadieron 20 ml de $Ag_2SO_4 + H_2SO_4$ y se dejaron reposar 30 min en una plancha caliente con el objeto de oxidar la materia orgánica presente en el sedimento (El-Rayis, 1985). La muestra se llevó a 200 ml con agua destilada y se le añadieron 10 ml de H_3PO_4 al 85%, 0.2 g de NaF y 15 gotas de difenilamina como indicador; posteriormente el exceso de la mezcla oxidante se tituló con $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ hasta alcanzar el equilibrio, cuando la solución vira de negro a verde brillante. El cálculo de los resultados se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ de carbono orgánico} = 10 \left(1 - \frac{T}{S} \right) F$$

donde, S = volumen de la solución de sulfato ferroso amoniacal gastado en titular un blanco de reactivos (ml); T = volumen de la solución de sulfato ferroso amoniacal gastado en titular la muestra (ml); $F = ((1N)(12/4000)(1.72)(100))/\text{peso}$

de la muestra = 1.03 cuando el peso de la muestra es exactamente 0.5 g;
(12/4000) = meq en peso de carbono y 1.72 = factor para convertir el carbono a
materia orgánica.

Se preparó una curva de calibración con dextrosa como estándar y se interpolaron los volúmenes de sulfato ferroso amoniacal que se consumen en cada titulación. El estándar de dextrosa se preparó con 2.5 g de dextrosa que equivale a 1 g de C, llevándolo a un volumen de 100 ml con agua destilada, que equivale a una solución de 10 µg de C/µl.

8.2.4. Aluminio

El aluminio es el segundo metal más abundante en la corteza terrestre, es un elemento altamente refractario y conservativo, es decir, presenta un flujo uniforme de las rocas de la corteza terrestre a los sedimentos y es raramente introducido antropogénicamente. El aluminio representa al material detrítico de la corteza y mantiene proporciones constantes con los demás metales, por lo que cualquier cambio o desviación de esta proporción a lo largo de la columna sedimentaria, puede representar dilución o enriquecimiento de los metales en el sedimento. El aluminio es un importante constituyente mayoritario de los aluminosilicatos de la fracción fina de los sedimentos, particularmente de las arcillas, con las que la mayoría de los metales se asocia y al normalizar las concentraciones de los metales con respecto a este elemento se reduce el efecto del tamaño de grano y se corrigen las variaciones mineralógicas, por lo que se pueden mostrar las tendencias de las concentraciones de los metales que no son

atribuidas solamente a la variabilidad litogénica (Windom *et al.*, 1989; Loring, 1991; Din, 1992; Loring y Rantala, 1992; Chagué-Goff *et al.*, 2000). El Al se determinó por espectrometría de absorción atómica tal como se describe mas adelante en la sección 8.2.6.

8.2.5. Análisis de radionúclidos

Las muestras de sedimentos de los núcleos seleccionados para el análisis de ^{210}Po (^{210}Pb) se almacenaron por al menos 6 meses después de la recolección, para asegurar el equilibrio secular entre ambos radionúclidos (proporción de la actividad $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb} \sim 1$) (Carpenter *et al.*, 1982).

8.2.5.1. ^{210}Pb

La actividad de ^{210}Pb se determinó a través de las mediciones de su nieto ^{210}Po (Flynn, 1968; Hamilton y Smith, 1986) por espectrometría alfa como sigue: en un recipiente de teflón se pesaron 0.5 ml ^{209}Po como trazador ($A = 10.71 \text{ dpm g}^{-1}$), los cuales se evaporaron a temperatura controlada $<60^\circ\text{C}$ para evitar pérdidas por salpicaduras. En el mismo recipiente se pesaron 0.3 g de sedimento seco a los cuales se les agregó una mezcla 4:1:5 de HCl, HF y HNO_3 concentrados. La mezcla se puso a digerir en un horno de microondas CEM MDS 2000 por 50 min. El digerido se dejó evaporar a sequedad a temperatura controlada de 70°C , el residuo se disolvió en HCl 0.5 N y se evaporó nuevamente a sequedad, con el objetivo de evaporar todo el HNO_3 . El remanente se volvió a disolver en 80 ml de HCl 0.5 N y se centrifugó a 4500 rpm por 10 min. El sobrenadante se colocó en un recipiente de vidrio, se llevó a un volumen de

100 ml con HCl 0.5 N y se añadieron 0.2 g de ácido ascórbico para reducir el Fe presente en la solución. El aislamiento de los isótopos de Po se realizó por depósito espontáneo en discos de Ag de 2 cm de diámetro, que se dejó en contacto con la solución ácida en agitación y temperatura controlada (90° C) por 4 horas. La actividad de ^{210}Po se midió en detectores de partículas alfa (detector de barrera con superficie de silicón EG&G Ortec™ modelo 574) hasta obtener al menos 2000 cuentas en el espectro más débil entre los isótopos analizados (error <3%). Los porcentajes de recuperación variaron de 42 a 75%.

8.2.5.2. ^{226}Ra

Para poder obtener los valores de actividad de ^{210}Pb soportado por ^{226}Ra se utilizó la asíntota del perfil de ^{210}Pb . En caso de que la longitud del núcleo no alcanzara la profundidad en la que no existe más ^{210}Pb en exceso, los valores de ^{210}Pb soportado (^{226}Ra) se obtuvieron a través del promedio de las actividades de ^{214}Pb y ^{214}Bi (352 keV y 690.3 keV, respectivamente) determinadas por medio de espectrometría de rayos gama. Las muestras de sedimento seco y molido se pesaron en viales de vidrio (8 x 40 mm, 1 ml), se sellaron y se almacenaron por lo menos 3 semanas antes de introducir las en la cámara del detector gama (detector coaxial de Ge puro, de pozo con fondo cerrado, Canberra™, modelo GCW3522), por un periodo de al menos 72 h (Hamilton *et al.*, 1994).

8.2.5.3. ^{137}Cs

La actividad de ^{137}Cs se determinó, de tres muestras selectas de cada núcleo (superficie, 3 cm y fondo), por espectrometría de rayos gama. Alícuotas de

sedimento seco y molido (~1.5 g) se pesaron en viales de vidrio (8 x 40 mm, 1 ml) y se colocaron en un detector gama (detector coaxial de Ge puro, de pozo con fondo cerrado, Canberra™, modelo GCW3522) por un periodo de al menos 48 h, para obtener una incertidumbre máxima de 10% en la determinación.

8.2.6. Análisis de metales

Para la determinación de metales se colocaron 0.3 g de sedimento en un recipiente de teflón PFA, se le adicionó una mezcla 5:4:1 de HNO₃-HCl-HF concentrados (Loring y Rantala, 1992) y se digirió a presión controlada por medio de un sistema de microondas (CEM MDS 2000). El programa utilizado consiste de un sólo paso, con la potencia al 100%, una presión de 95 psi y por un periodo de 30 min. Los sedimentos digeridos se transfirieron a frascos de polipropileno conteniendo 2.5 g de H₃BO₄ y se llevó a un volumen de 50 ml con agua Milli-Q. Los metales fueron analizados por espectrofotometría de absorción atómica (Varian SpectrAA 220) en horno de grafito.

8.3. Calidad analítica

La exactitud de la técnica para la determinación de metales fue evaluada mediante el uso de los materiales de referencia certificados (MRC) de sedimento BCSS del Consejo de Investigación Nacional de Canadá y SD-N-1/2 de la Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA). El porcentaje de recuperación se calculó para cada metal de acuerdo a la siguiente fórmula y los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4:

$$\text{Recuperación} = \frac{\text{Concentración obtenida MRC}}{\text{Concentración conocida MRC}} * 100$$

Tabla 4. Concentración encontrada en los materiales de referencia BCSS y SD-N-½.

Metal	Concentración certificada (µg/g)	Concentración encontrada (µg/g)	CV (%)	Recuperación (%)
BCSS				
Al*	6.26 ± 0.31	3.94 ± 0.17	4.2	63.0
Cd	0.25 ± 0.04	0.29 ± 0.01	3.4	114.4
Cu	18.5 ± 2.7	12.84 ± 1.34	10.5	69.4
Pb	22.7 ± 3.4	27.74 ± 0.51	1.9	122.2
SD-N-½				
Al*	3.72 ± 0.19	2.05 ± 0.07	3.5	54.6
Cd	11 ± 1.41	10.16 ± 0.59	5.8	92.4
Cu	71.65 ± 5.02	49.84 ± 2.47	5.0	68.1
Pb	112 ± 14.14	142.24 ± 8.13	5.7	118.5

* Las concentraciones de Al están en %.

La precisión de las técnicas empleadas para la determinación de los metales y los parámetros geoquímicos asociados se determinó por medio del análisis de 6 réplicas de una sección de los sedimentos estudiados, calculando el promedio (\bar{X}), la desviación estándar (σ), el coeficiente de variación (CV) y el límite de detección (LD) (Tablas 5 y 6). El coeficiente de variación y el límite de detección se determinaron mediante las siguientes fórmulas:

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{X}} * 100$$

$$LD = \sigma * 3$$

Tabla 5. Precisión del análisis de metales pesados.

Metal	Concentración ($\mu\text{g/g}$)	CV (%)	LD
Cd	0.51 ± 0.11	21.8	0.34
Cu	31.80 ± 1.42	4.5	4.27
Pb	16.79 ± 1.09	6.5	3.27

Tabla 6. Precisión del análisis de las variables geoquímicas.

Análisis	Nivel (%)	CV (%)	LD
Al	4.29 ± 0.09	2.1	0.28
Carbono orgánico	1.04 ± 0.09	9.0	0.27
	3.20 ± 0.12	3.8	
	8.05 ± 0.41	5.1	
Carbonato de calcio	8.62 ± 0.66	7.6	1.97
	17.03 ± 0.89	5.2	
Granulometría			
Arenas	5.44 ± 0.28	5.2	0.84
Limos	86.77 ± 0.65	0.8	1.94
Arcillas	7.77 ± 0.42	5.4	1.26

8.4. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos del presente estudio fueron realizados utilizando el paquete estadístico Statistica 5.5.

8.4.1. Correlación

Se realizaron análisis de correlación de Pearson ($p < 0.05$) entre las concentraciones de los metales y los diferentes parámetros geoquímicos, para evaluar la influencia que estos últimos ejercían sobre la variabilidad de los metales a lo largo de la columna sedimentaria. Asimismo, se realizaron análisis de

correlación entre los metales analizados para identificar patrones comunes de variación y dilucidar su procedencia.

8.4.2. Comparación de medias

Se compararon los valores basales de referencia obtenidos para cada metal en los núcleos estudiados (en base libre de C_{org} y arenas), con el objeto de identificar valores regionales para sedimentos de marismas, utilizando una prueba de ANOVA de una sola vía. Asimismo, se compararon los valores máximos obtenidos de metales, carbonato de calcio y C orgánico en los núcleos estudiados.

8.5. Normalización

Los metales procedente tanto de fuentes naturales como antropogénicas se acumulan juntos en los sedimentos haciendo difícil determinar que proporción de la concentración de los metales es natural y cual es antropogénica, debido a que las cargas sedimentarias de los metales varían en muchos órdenes de magnitud dependiendo de la mineralogía y distribución del tamaño de grano de los materiales del sedimento. Para poder solucionar este problema, se realiza un procedimiento de normalización con el que se corrige la variabilidad natural de los metales en los sedimentos para detectar y cuantificar cualquier contribución antropogénica de estos al sistema (Din, 1992; Loring y Rantala, 1992). Este procedimiento consiste en obtener la proporción de la concentración de los metales pesados con respecto a un elemento normalizador, como pueden ser los contenidos de arcillas, de C_{org} y de Al, los cuales fueron empleados para la normalización de los metales de este trabajo.

8.6. Evaluación del impacto antropogénico en la acumulación de metales

8.6.1. Factor de enriquecimiento

Para poder distinguir entre el aporte natural y el antropogénico se determinó el factor de enriquecimiento (FE) para cada metal (Loring y Rantala, 1992; Szefer *et al.*, 1996), que consiste en dividir la concentración del metal de cada sección por la concentración natural preantropogénica de este metal, normalizando ambas concentraciones por el contenido de Al, de acuerdo a la ecuación:

$$FE = \frac{M_i / Al_i}{M_b / Al_b}$$

donde, M_i = concentración del metal en la profundidad i ($\mu\text{g g}^{-1}$); Al_i = concentración de Al en la profundidad i (mg g^{-1}); M_b = concentración basal del metal ($\mu\text{g g}^{-1}$) y Al_b = concentración basal de Al (mg g^{-1}). Los valores de FE son interpretados en conformidad a la Tabla 7.

8.6.2. Factor antropogénico

Un método alternativo para evaluar el impacto antropogénico en la acumulación de metales en la columna sedimentaria es el factor antropogénico (FA) que se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación (Szefer *et al.*, 1995):

$$FA = \frac{M_s}{M_r}$$

donde, M_s = promedio de las concentraciones del metal en las primero cinco capas superiores ($\mu\text{g g}^{-1}$) y M_f = promedio de las concentraciones del metal de las cinco capas más profundas ($\mu\text{g g}^{-1}$). Los valores de FA son interpretados de conformidad a la Tabla 7.

Tabla 7. Interpretación del factor de enriquecimiento y del factor antropogénico.

Valor	Factor de enriquecimiento (FE)	Factor Antropogénico (FA)
< 1	Diluido con respecto al natural	Reducción actual del metal
≈ 1	Natural	Sin cambios en el tiempo
> 1	Moderadamente enriquecido	Incremento moderado actual
>> 1	Excesivamente enriquecido	Incremento excesivo actual

8.6.3. Índice de geoacumulación (I_{geo})

El índice de geoacumulación (I_{geo}) propuesto por Müller (1979), diseñado para determinar el nivel o grado de contaminación de una región determinada, se calculó por medio de la ecuación:

$$I_{\text{geo}} = \log_2 \frac{C_n}{F * B_n}$$

donde, C_n = concentración medida del metal en el sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$); B_n = concentración de referencia del metal (concentración basal, $\mu\text{g g}^{-1}$) y F = factor de 1.5 que se introduce para compensar las variaciones de los valores de referencia que pueden ser atribuidos a las variaciones mineralógicas en los sedimentos. Los valores de I_{geo} se interpretan como se explica en la Tabla 8.

Tabla 8. Interpretación del índice de geoacumulación (Müller, 1979).

I_{geo}	Clase de I_{geo}	Intensidad de contaminación
<0	0	No contaminado
0-1	1	No contaminado a moderadamente contaminado
1-2	2	Moderadamente contaminado
2-3	3	Moderadamente a fuertemente contaminado
3-4	4	Fuertemente contaminado
4-5	5	Fuertemente a muy fuertemente contaminado
>5	6	Muy fuertemente contaminado

9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.1. Caracterización geoquímica

9.1.1. Laguna Chiricahueto

En las marismas de la laguna Chiricahueto se recolectaron tres núcleos: SMCHI, CCV y CP1 (véase la sección de Métodos). Los perfiles de los parámetros geoquímicos analizados se presentan en la Figura 3 y los intervalos de los valores obtenidos se presentan en la Tabla 9.

9.1.1.1. Núcleo SMCHI

En el núcleo SMCHI (Fig. 3A) la distribución de tamaño de grano presenta tres secciones bien diferenciadas: (a) 40 a 26 cm de profundidad, caracterizada por un contenido porcentual de arenas, limos y arcillas casi homogéneo de aproximadamente 7, 36 y 57% respectivamente; (b) de 20 a 3 cm de profundidad, donde el porcentaje de arcillas disminuye drásticamente, oscilando entre 3 y 24%, con el correspondiente incremento de las fracciones limosas (63 a 94%) y arenosa (3 a 27%); y (c) 3 a 0 cm, en los que el porcentaje de arenas se incrementa importantemente (de 14 a 43%) y el de limos se reduce de 67 a 36%. La porosidad se incrementa gradualmente desde el fondo del núcleo hasta la superficie, aunque entre los 3 y 11 cm de profundidad este incremento es más abrupto, para luego mostrar una tendencia descendente hacia la capa más superficial.

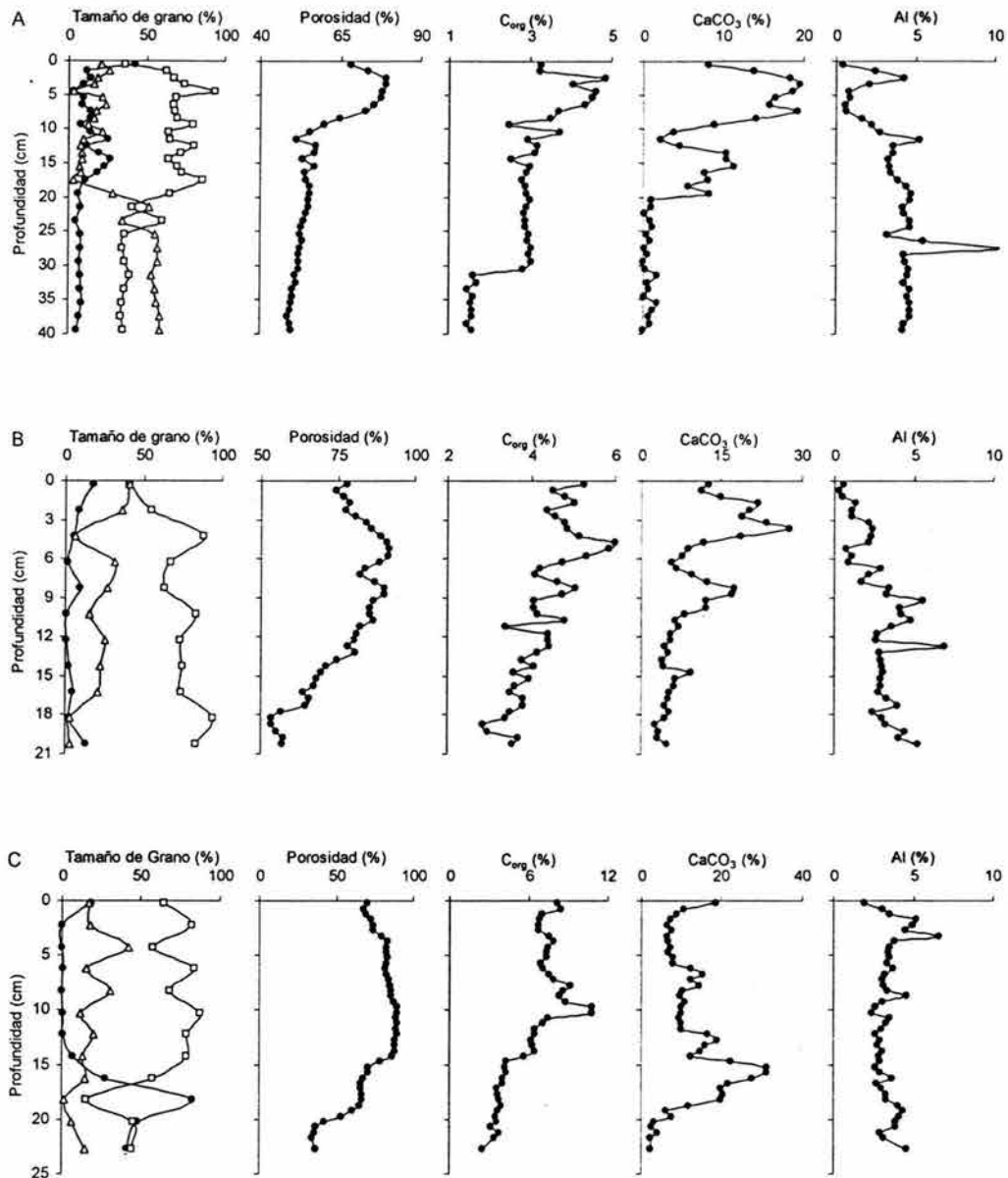


Figura 3. Perfiles de las variables geoquímicas de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto. En las gráficas de tamaño de grano: ● arenas, □ limos y Δ arcillas.

Tabla 9. Intervalos de las diferentes variables geoquímicas analizadas de los núcleos de la laguna Chiricahueto.

Núcleo	Porosidad (%)	Densidad (g cm ⁻³)	C _{org} (%)	CaCO ₃ (%)	Arenas (%)	Limos (%)	Arcillas (%)	Finos (%)	Al (%)
SMCHI	48.72 - 79.02	0.52 - 1.28	1.45 - 4.85	0.02 - 19.48	2.81 - 42.81	34.23 - 94.06	3.13 - 59.17	57.19 - 97.19	0.49 - 10.38
CCV	53.56 - 91.81	0.20 - 1.16	2.85 - 5.99	2.75 - 27.75	0.53 - 17.61	41.40 - 94.59	2.74 - 40.99	82.39 - 99.47	0.32 - 6.88
CP1	34.39 - 89.60	0.26 - 1.64	2.54 - 10.87	2.30 - 31.19	0.04 - 85.73	15.43 - 87.64	1.84 - 42.19	17.27 - 99.96	1.95 - 6.63

El perfil del contenido de carbono orgánico (C_{org}) muestra una tendencia descendente con respecto a la profundidad y presenta tres regiones: la más profunda (40 a 32 cm) que tiene los valores más bajos del núcleo, casi constantes de ~1.6%, la intermedia (16 a 31 cm) con valores muy homogéneos (~2.9%) y la sección más superficial del perfil que muestra los valores más altos de C_{org} del núcleo (2.5 a 4.9%). El contenido de carbonato de calcio ($CaCO_3$) muestra dos regiones: la primera, que abarca desde los 40 a los 21 cm, con valores muy bajos y casi constantes (~0.75%), la segunda, que va desde los 20 a los 3 cm que presenta una tendencia general de incremento hacia la superficie con valores entre 2.2 y 19.5% para luego disminuir en la capa más superficial. El Al muestra en la porción más profunda (40 a 20 cm de profundidad) valores casi constantes (~4.5%) excepto por un pico extremadamente alto a los 28 cm, en las secciones intermedias (20 a 8 cm) presenta una tendencia decreciente hacia las capas de menor profundidad hasta alcanzar valores mínimos (0.64%), y luego presentar un nuevo máximo a los 3 cm y finalmente alcanzar el valor mínimo del núcleo en la superficie (0.49%).

Los perfiles anteriormente descritos indican la transición de al menos tres tipos de ambientes sedimentarios a lo largo del núcleo. El primero y más profundo (40 a 20 cm), caracterizado por la mayor abundancia de material limo-arcilloso, relativamente de baja porosidad, la casi total ausencia de material carbonatado y los valores máximos de aluminio, sugiere un ambiente de depósito de baja energía, de baja productividad y de un mayor aporte de material terrígeno. El segundo, caracterizado por una drástica reducción en la abundancia de arcillas y

de Al, un importante incremento en el aporte de limos y el correspondiente aumento en los niveles de porosidad, así como en los contenidos de C_{org} y $CaCO_3$, señalan la paulatina transformación de este cuerpo de agua muy probablemente debido a la desecación, tal como se puede observar hoy en día, promovida por la reducción en el aporte de escorrentías. Las capas más superficiales del núcleo (3 a 0 cm) muestran una marcada reducción en los niveles obtenidos para cada uno de los parámetros medidos, que puede ser explicada con base a la cobertura vegetal halófila que prevalece en el terreno en la actualidad.

El rasgo más conspicuo del perfil de C_{org} es la reducción abrupta de valores hacia el fondo del núcleo, la cual puede ser el resultado de un cambio en las tasas de descomposición de la materia orgánica, dado que el material refractario, que usualmente predomina en la parte más profunda de la columna sedimentaria, es mucho más difícil de degradar.

9.1.1.2. Núcleo CCV

Los perfiles del núcleo CCV (Fig. 3B) muestran características muy similares a las anteriormente descritas para los 20 cm más superficiales del núcleo SMCHI, ya que ambos núcleos fueron recolectados en la misma zona de marismas de la laguna Chiricahueto, aunque el núcleo CCV fue cortado a intervalos de menor espesor para obtener una mayor resolución en el análisis del registro sedimentario. En el núcleo CCV se puede observar una distribución de tamaño de grano poco uniforme, pero en la que predomina el material limoso (>50%); una porosidad creciente desde el fondo del núcleo hasta los 3 cm más

superficiales; los contenidos de C_{org} y $CaCO_3$ que generalmente disminuyen con el aumento de la profundidad; y los niveles de Al relativamente variables, que tienden a disminuir desde el fondo del núcleo hacia la superficie. Lo anterior indica un ambiente en proceso de secado, en el cual la disminución de los efluentes fluviales del continente generó la reducción en el aporte de terrígenos y el incremento de material autigénico ($CaCO_3$) formado a partir de la sobresaturación de las aguas remanentes.

9.1.1.3. Núcleo CP1

El perfil de distribución de tamaño de grano del núcleo CP1 (Fig. 3C) puede dividirse en dos secciones: (a) la más profunda, por debajo de los 15 cm, en la que predominan las arenas (>40%), y (b) la más superficial (15 a 0 cm), en la que las arenas prácticamente desaparecen y el material es predominantemente limoso (50 a 90%). El perfil de porosidad puede ser dividido en tres secciones: (a) 20 a 15 cm en la que la porosidad del sedimento tiende a disminuir con el aumento de la profundidad; (b) una intermedia (15 a 4 cm) en la que los valores de porosidad son casi constantes y (c) una superficial (4 a 0 cm) en la que la porosidad del material sedimentario disminuye hacia la superficie. Las concentraciones de C_{org} muestran al menos dos tipos de distribución, una más típica entre los 23 y 10 cm, con valores que disminuyen conforme aumenta la profundidad, aunque la tasa de decremento no parece ser constante a lo largo del segmento y una más bien errática entre los 10 cm y la superficie. La distribución de la concentración de $CaCO_3$ a lo largo del núcleo muestra al menos cuatro secciones con un patrón muy repetitivo en el que existe un valor máximo (0, 6, 12 y 17 cm) y luego un

decremento con respecto al incremento de la profundidad hasta alcanzar valores casi constantes. El contenido de Al muestra también una distribución bastante errática, aunque igualmente pueden distinguirse al menos dos secciones en el perfil correspondiente: una profunda, (23 a 4 cm) en la que los niveles de Al son casi constantes (~3.3%), y una superficial (4 a 0 cm) en la que el contenido de Al alcanza el máximo (6.6%) a los 3.5 cm y posteriormente disminuye hacia la capa más superficial en donde los niveles son mínimos (2%).

Los perfiles anteriormente descritos sugieren que en el núcleo CP1 se encuentra registrada la transición entre dos tipos de ambientes, uno de alta energía en la parte profunda del núcleo, probablemente más marino en donde predominan las arenas y el material carbonatado (conchas), y otro más superficial (15 a 4 cm) y menos energético, en el cual se observa un mayor aporte de material terrígeno, proveniente de escorrentías, más fino y poroso, mayor contenido de materia orgánica y más pobre en carbonatos, los cuales señalan que la laguna probablemente está secándose en la actualidad, como lo muestra la observación del terreno.

9.1.2. Estero de Urías

En las marismas del Estero de Urías se recolectaron dos núcleos: EU y DU1, cuyas características se describen en la sección de Métodos. Los perfiles de los parámetros geoquímicos analizados se presentan en la Figura 4 y los intervalos de los valores obtenidos se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10. Intervalos de las diferentes variables geoquímicas analizadas de los núcleos del Estero de Urías.

Núcleo	Porosidad (%)	Densidad (g cm ⁻³)	C _{org} (%)	CaCO ₃ (%)	Arenas (%)	Limos (%)	Arcillas (%)	Finos (%)	Al (%)
EU	35.04 - 85.41	0.36 - 1.62	2.39 - 2.88	3.34 - 11.49	nd	nd	nd	nd	2.98 - 6.42
DU1	81.37 - 93.57	0.16 - 0.46	13.07 - 23.23	0.20 - 10.01	1.12 - 8.63	22.14 - 85.52	11.14 - 72.74	91.37 - 98.88	1.34 - 5.78

nd: No disponible.

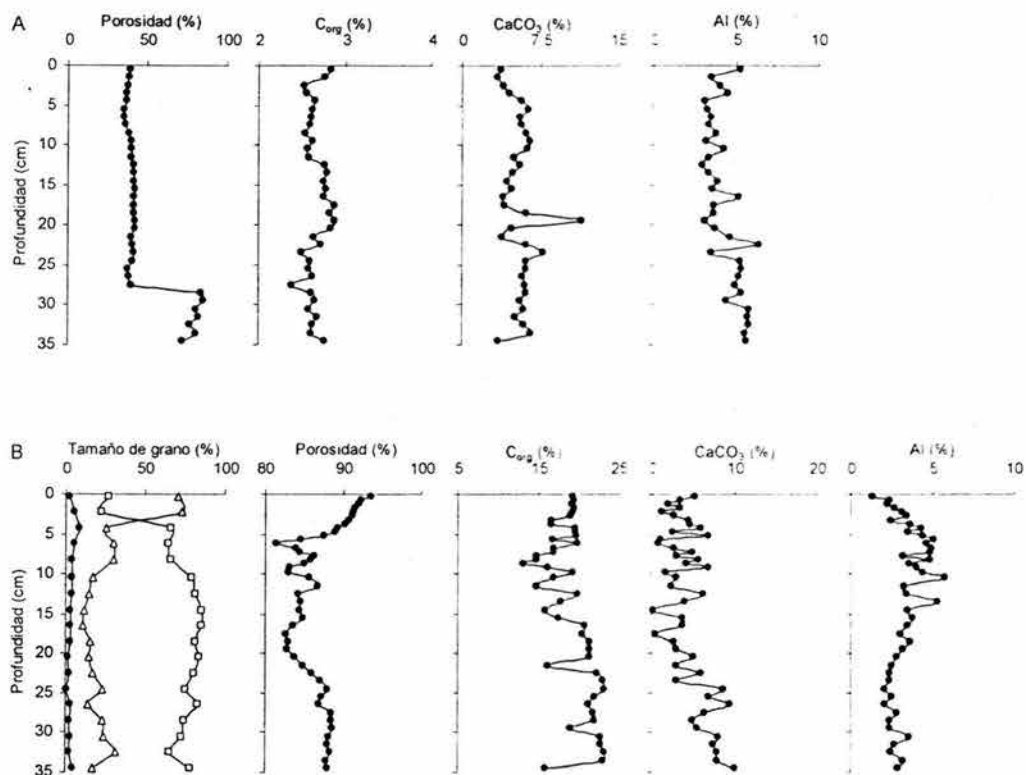


Figura 4. Perfiles de las variables geoquímicas de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías. En la gráfica de tamaño de grano: ● arenas, □ limos y Δ arcillas.

9.1.2.1. Núcleo EU

En el núcleo EU (Fig. 4A) la porosidad muestra dos secciones: la primera, en la parte más profunda del núcleo (35 a 28 cm), en la que los valores disminuyen con el incremento de la profundidad (de 85 a 72%) y la segunda (27 a 0 cm) en donde los niveles de porosidad se mantienen casi constantes (~40%). El perfil de carbono orgánico (C_{org}) presenta valores casi constantes a lo largo del núcleo, en donde los niveles varían de 2.4 a 2.9%. El contenido de carbonato de

calcio muestra en las capas más profundas (34 a 25 cm) valores casi constantes (~6%), a los 20 cm presenta un máximo (11.5%), y en las capas comprendidas entre los 18 cm y la superficie los valores vuelven a ser casi constantes en donde los niveles oscilan entre 4 y 6%. El contenido de Al presenta una distribución en la que se distinguen dos secciones, cada una con niveles casi constantes: la primera entre los 35 y 25 cm cuyos valores oscilan entre 4.4 y 5.8 % y la segunda entre los 25 y 0 cm en donde los niveles varían de 3 a 5%.

Las características anteriormente descritas sugieren que el núcleo EU fue recolectado de un sitio bastante estable, de baja productividad y aporte casi constante de material terrígeno. Un rasgo que se puede observar en el perfil de carbonato de calcio es la presencia de un máximo a los 20 cm debido posiblemente a la acumulación de conchas por efecto de alguna tormenta.

9.1.2.2. Núcleo DU1

El núcleo DU1 (Fig. 4B) se caracteriza por tener una distribución de tamaño de grano que presenta dos asociaciones: la primera, que comprende casi toda la longitud del núcleo (35 a 5 cm), en donde predominan los limos (65 a 86%), con niveles de arcillas y arenas que varían de 11 a 32% y de 1 a 9%, respectivamente y la segunda, en la parte superficial (4 a 0 cm), en donde se reducen los limos (24%) y se incrementan las arcillas (72%). El perfil de porosidad puede ser dividido en cuatro secciones: (a) de 35 a 28 cm en donde los niveles son casi constantes (~88%); (b) de 27 a 20 cm en el que la porosidad disminuye hacia las capas superiores; (c) de 19 a 6 cm en el que los valores de porosidad se incrementan

ligeramente y oscilan entre 82 y 87%; (d) de 5 a 0 cm en el que la porosidad se incrementa hacia la superficie en donde alcanza su máximo valor. Los perfiles de C_{org} y $CaCO_3$ son erráticos, con tendencias generales a disminuir hacia la superficie. El perfil de Al puede dividirse en dos regiones: (a) de 35 a 6 cm en la que los valores de Al se incrementan gradualmente hacia los estratos superiores; y (b) de 7 a 0 cm en la que los niveles de Al disminuyen hacia la capa mas superficial en donde alcanza su valor mínimo (1.3 %).

Los perfiles de las variables geoquímicas de este núcleo describen un ambiente altamente productivo, rico en sedimentos finos (limo-arcilloso) y muy poroso. Los contenidos de material orgánico y carbonatado se han visto reducidos con el tiempo y las fluctuaciones sucesivas de incrementos y decrementos de este par de variables geoquímicas pueden ser asociadas a los periodos de sequía e inundación continuos que experimenta el sitio.

9.2. Metales pesados

9.2.1. Laguna Chiricahueto

Los perfiles de la distribución de los metales pesados estudiados en los núcleos sedimentarios de las marismas de la laguna Chiricahueto se presentan en la Figura 5 y los intervalos de las concentraciones obtenidas se presentan en la Tabla 11.

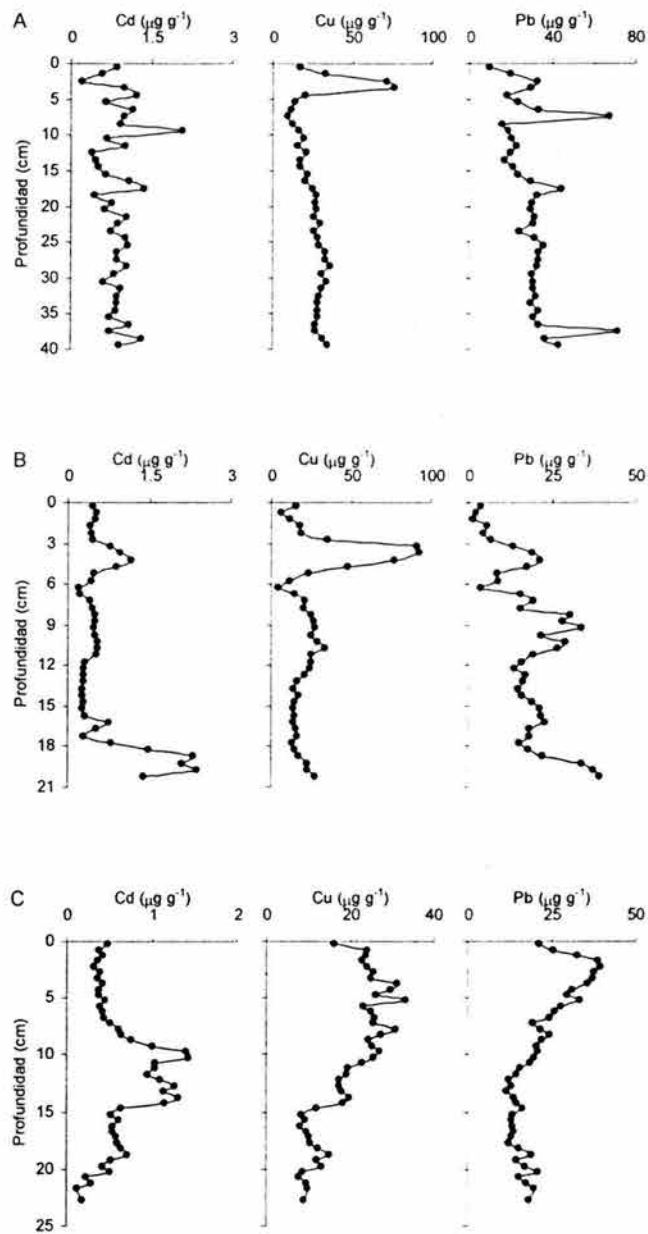


Figura 5. Perfiles de la concentración de los metales pesados de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.

Tabla 11. Intervalos de las concentraciones de metales pesados en los núcleos de la laguna Chiricahueto.

Núcleo	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)
SMCHI	0.21 - 2.08	9.32 - 76.39	9.74 - 71.70
CCV	0.21 - 2.39	5.02 - 92.80	1.57 - 39.22
CP1	0.13 - 1.43	7.67 - 33.29	11.84 - 39.40

9.2.1.1. Núcleo SMCHI

La distribución del contenido de Cd no parece cambiar mucho en el núcleo SMCHI (Fig. 5A), sin embargo presenta tres secciones: la primera y más profunda (40 a 16 cm) en la que las concentraciones se mantienen casi constantes ($\sim 0.9 \mu\text{g g}^{-1}$), la intermedia (13 a 10 cm) en la que las concentraciones se incrementan hacia las capas superiores hasta alcanzar su máximo nivel ($2.1 \mu\text{g g}^{-1}$) a los 10 cm y la más superficial (9 a 0 cm) en la que las concentraciones disminuyen hacia las capas de menor profundidad. El perfil de Cu también muestra niveles casi constantes ($\sim 30 \mu\text{g g}^{-1}$) en la sección más profunda del núcleo (40 a 18 cm), entre los 17 y 8 cm las concentraciones disminuyen conforme disminuye la profundidad hasta alcanzar el nivel más bajo del núcleo ($9.3 \mu\text{g g}^{-1}$) a los 8 cm, posteriormente se presenta un pico máximo subsuperficial a los 4 cm ($76.4 \mu\text{g g}^{-1}$), a partir de donde las concentraciones disminuyen hacia la capa más superficial. El Pb al igual que los otros dos metales presenta concentraciones casi constantes ($\sim 33 \mu\text{g g}^{-1}$) en la sección más profunda del núcleo (40 a 17 cm) excepto por un máximo a los 37 cm, posteriormente disminuyen gradualmente hasta los 8 cm, a los 7 cm exhiben un máximo

($67 \mu\text{g g}^{-1}$) y nuevamente disminuyen hacia la superficie del núcleo en donde muestra su valor más bajo ($9.7 \mu\text{g g}^{-1}$).

El rasgo que se repite en los tres perfiles de los metales pesados de este núcleo, es decir, concentraciones casi constantes en el fondo del núcleo, sugiere que la fuente de estos metales en esta sección es el material terrígeno, puesto que presenta la misma distribución que el Al en esta sección y se trata de un ambiente sedimentario estable, de baja energía y rico en sedimentos arcillosos. En cuanto cambia el ambiente sedimentario (predominio de limos), las concentraciones de los metales tienden a incrementarse posiblemente debido al aporte antropogénico, aunque el Cd presenta mayor variabilidad. La disminución de las concentraciones en la parte superficial del núcleo (3 a 0 cm) puede ser causada por la cubierta vegetal del sitio de muestreo.

9.2.1.2. Núcleo CCV

Los perfiles (Fig. 5B) de Cu y Pb de este núcleo presentan características semejantes a las de los primeros 20 cm del núcleo SMCHI, entre las que destacan un pico máximo de Cu a los 4 cm y la tendencia general de Pb de disminuir hacia la superficie, sin embargo, el perfil de Cd muestra un comportamiento errático en el que las concentraciones de la sección más profunda del núcleo (20.5 a 17.5 cm) son las más elevadas y se van incrementando con la profundidad, entre los 11.5-7.5 cm y 16-12 cm las concentraciones se tornan casi constantes (~ 0.5 y $\sim 0.3 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente), posteriormente se incrementan hacia los estratos superiores para presentar un pico a los 4.5 cm ($1.2 \mu\text{g g}^{-1}$) y finalmente entre los 3

y 0 cm las concentraciones son de nuevo casi homogéneas ($\sim 0.5 \mu\text{g g}^{-1}$). Observando con más detalle los perfiles de Cu y Pb se puede apreciar que el perfil de Cu presenta concentraciones que se incrementan con la profundidad en la sección más profunda del núcleo (20.5 a 18 cm), entre los 17.5 y 13.5 cm las concentraciones son casi constantes ($\sim 15.4 \mu\text{g g}^{-1}$) y a los 4 y 11 cm de profundidad se presentan picos subsuperficiales (92.8 y $33.5 \mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) los cuales van acompañados por reducción de las concentraciones de Cu hacia las capas superiores; por otra parte el perfil de Pb muestra un patrón repetitivo en donde a partir de picos subsuperficiales a los 20.5, 16.5, 9.5 y 4.5 cm las concentraciones disminuyen hacia las capas superiores.

De los perfiles de los metales pesados de este núcleo descritos anteriormente, se puede inferir que el máximo que se observa en el perfil de Cu puede ser atribuido a un gran aporte de este metal por fuentes antropogénicas al sedimento, y aunque los perfiles de Cd y Pb no muestran grandes incrementos en la parte superficial del núcleo que puedan ser originados por fuentes antropogénicas, se pueden observar máximos subsuperficiales de estos dos metales a la misma profundidad en la que se presenta el gran máximo de Cu (4 cm). No obstante, el perfil de Pb también sugiere que una de las fuentes de este metal es el material terrígeno debido a que sigue la misma tendencia del Al, la cual se ha visto reducida con el tiempo. El perfil de Cd se explica debido a la tendencia de este elemento a migrar en la columna sedimentaria cuando hay altas salinidades en el agua intersticial para formar cloro-complejos solubles en el agua

salada, reduciendo su adsorción a los sedimentos (Zwolsman *et al.*, 1993; Cochran *et al.*, 1998b).

9.2.1.3. Núcleo CP1

El núcleo CP1 (Fig. 5C) se caracteriza por tener una distribución de metales pesados en la que el Cd presenta al menos cuatro secciones claramente diferenciadas: (a) de 23.5 a 19 cm en la que el Cd se incrementa hacia las capas superiores; (b) de 19 a 15 cm en la que las concentraciones tienden a mantenerse casi constantes ($\sim 0.6 \mu\text{g g}^{-1}$); (c) de 14.5 a 9.5 cm en la que los valores de Cd se incrementan drásticamente y oscilan entre 1 y $1.4 \mu\text{g g}^{-1}$; y (d) de 7.5 a 0 cm en la que las concentraciones de Cd son muy homogéneas pero menores que la sección anterior ($\sim 0.4 \mu\text{g g}^{-1}$). En el perfil de Cu se pueden distinguir tres regiones: una profunda (23.5 a 15 cm) en la que los niveles de Cu son mínimos y varían de 7.7 a $15.1 \mu\text{g g}^{-1}$, una intermedia (14.5 a 5.5 cm) en la que las concentraciones tienden a incrementarse hacia las capas superiores hasta alcanzar su máximo a los 5.5 cm ($33.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y una superficial (5 a 0 cm) en la que los niveles de Cu disminuyen hacia la superficie. El perfil de Pb también muestra tres secciones: la primera, de 23.5 a 13.5 cm, en la que los niveles de Pb disminuyen hacia las secciones superiores, la segunda, de 13 a 2.5 cm, en la que las concentraciones se incrementan gradualmente hacia las capas de menor profundidad alcanzando el valor máximo a los 2.5 cm ($39.4 \mu\text{g g}^{-1}$) y la tercera, de 2.5 a 0 cm, en la que los niveles disminuyen hacia la capa más superficial.

En los perfiles anteriormente descritos se observa la influencia de los dos tipos de ambientes sedimentarios registrados en el núcleo, es decir, concentraciones bajas y casi homogéneas en la parte profunda del núcleo (23.5 a 21 cm) relacionadas con un ambiente de alta energía (Fox *et al.*, 1999), más marino y con mayor contenido de arenas, las cuales se sabe poseen menor área superficial para la adsorción de metales y por tanto las concentraciones de metales parecen diluidas (Horowitz, 1991), y concentraciones más elevadas en la parte superficial del núcleo en donde se encuentra registrado un ambiente de menor energía, más rico en sedimentos limo-arcillosos, los cuales poseen mayor área superficial para la adsorción de metales (Chagué-Goff *et al.*, 2000), en el que se puede observar el incremento gradual de Cu y Pb en forma de máximos subsuperficiales que pueden atribuirse a un mayor aporte antropogénico de estos metales. Sin embargo, no se puede decir lo mismo del Cd puesto que sus concentraciones se reducen hacia la superficie debido a la tendencia de este metal de migrar por la formación de cloro-complejos en el agua salada cuando hay altas salinidades en el agua intersticial (Zwolsman *et al.*, 1993; Cochran *et al.*, 1998b), esto puede deducirse de la observación del sitio de muestreo debido a la presencia de gruesas capas de sal en la superficie del terreno.

9.2.2. Estero de Urías

Los perfiles de la distribución de los metales pesados estudiados en los núcleos sedimentarios de las marismas del Estero de Urías se presentan en la Figura 6 y los intervalos de las concentraciones obtenidas se presentan en la Tabla 12.

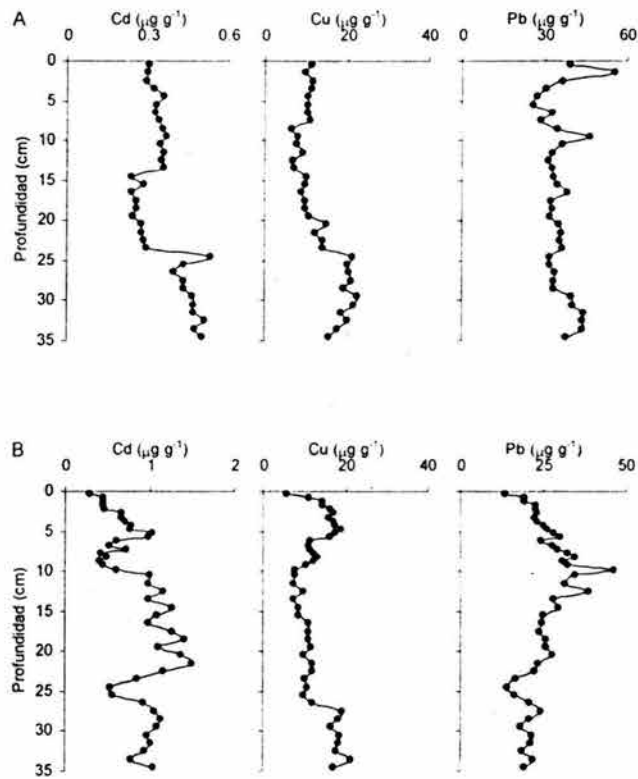


Figura 6. Perfiles de la concentración de los metales pesados de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.

Tabla 12. Intervalos de las concentraciones de metales pesados en los núcleos del Estero de Urías.

Núcleo	Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Cu($\mu\text{g g}^{-1}$)	Pb($\mu\text{g g}^{-1}$)
EU	0.24 - 0.53	6.67 - 22.61	26.21 - 55.36
DU1	0.29 - 1.50	5.60 - 21.38	13.61 - 46.34

9.2.2.1. Núcleo EU

En el núcleo EU (Fig. 6A) la distribución de Cd muestra tres secciones que disminuyen hacia la superficie: una profunda (35 a 27 cm) cuyos valores oscilan entre 0.4 y 0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$; una intermedia (24 a 15 cm) en donde las concentraciones son menores que la sección anterior y varían de 0.2 a 0.3 $\mu\text{g/g}$; y una superficial (14 a 0 cm) en donde las concentraciones se incrementan un poco y oscilan de 0.3 a 0.4 $\mu\text{g g}^{-1}$. El Cu también presenta tres regiones a lo largo del núcleo: (a) de 33 a 25 cm en la que las concentraciones son casi constantes ($\sim 20.6 \mu\text{g g}^{-1}$); (b) de 25 a 9 cm en la que los niveles de Cu disminuyen gradualmente hacia las capas superiores y alcanzan su valor mínimo a los 9 cm ($6.7 \mu\text{g g}^{-1}$); y (c) de 8 a 0 cm en la que las concentraciones de Cu son de nuevo casi homogéneas ($\sim 11 \mu\text{g g}^{-1}$). El Pb muestra dos tendencias a lo largo del núcleo: la primera, que comprende de 35 a 6 cm, en la que hay disminución de las concentraciones hacia las capas de menor profundidad y presentan el valor mínimo ($26.2 \mu\text{g g}^{-1}$) a los 6 cm y la segunda, que se encuentra entre los 5 y 0 cm en la que los niveles de Pb se incrementan hacia la superficie y muestran un máximo a los 2 cm ($55.4 \mu\text{g g}^{-1}$).

Los perfiles de los metales descritos anteriormente sugieren que la fuente de estos puede ser el material terrígeno debido a que los tres metales tienden a disminuir sus concentraciones hacia la superficie en forma semejante a como disminuye el Al, sin embargo, el incremento de las concentraciones de Pb en la sección superficial del núcleo es posiblemente el resultado de actividades antropogénicas.

En los perfiles de Cd y Cu se observan rasgos característicos, es decir, paquetes o secciones en los que se agrupan las concentraciones a lo largo del núcleo y que pueden estar ligados a cambios texturales del sedimento, mientras que el perfil de Pb se ve diferente quizás debido a que proviene de una fuente distinta a la del Cd y Cu, y que probablemente es atmosférica.

9.2.2.2. Núcleo DU1

El núcleo DU1 (Fig. 6B) se caracteriza por tener un perfil de Cd que muestra una distribución errática en la que se distinguen tres asociaciones cada una separada por mínimos subsuperficiales a los 25 y 10 cm de profundidad: una profunda (35 a 28 cm) en donde las concentraciones de Cd se incrementan hacia las capas superiores, y cuyos valores oscilan entre 0.8 y 1.1 $\mu\text{g g}^{-1}$, una intermedia (22 a 11 cm) en la que la tendencia del Cd es de disminuir conforme disminuye la profundidad y una superficial (6 a 0 cm) en la que los niveles de Cd disminuyen gradualmente hacia la superficie en donde presenta el mínimo (0.3 $\mu\text{g g}^{-1}$). El perfil de Cu presenta cuatro secciones: (a) de 35 a 28 cm en la que los niveles de Cu son los más elevados del núcleo y son casi constantes ($\sim 18.4 \mu\text{g g}^{-1}$); (b) de 27 a 10 cm en la que las concentraciones gradualmente disminuyen hacia los estratos superiores (de 12 a 8 $\mu\text{g g}^{-1}$); (c) de 10 a 5 cm en la que el Cu se incrementa hacia las secciones de menor profundidad (de 8 a 19 $\mu\text{g g}^{-1}$); y (d) de 4.5 a 0 cm en donde las concentraciones de Cu disminuyen hacia la superficie hasta alcanzar el mínimo (5.6 $\mu\text{g g}^{-1}$). En el perfil de Pb se pueden distinguir tres regiones: la primera, que comprende de 35 a 27 cm de profundidad, en la que los niveles de Pb son casi homogéneos y oscilan de 18.6 a 24.6 $\mu\text{g g}^{-1}$, la segunda, de 25 a

10 cm, en la que las concentraciones se incrementan hacia las capas superiores y muestran el valor máximo a los 10 cm ($46.3 \mu\text{g g}^{-1}$) y la tercera, de 9.5 a 0 cm, en la que los valores de Pb disminuyen progresivamente hacia la superficie en donde presenta la mínima concentración ($13.6 \mu\text{g g}^{-1}$).

Los patrones de distribución de las concentraciones de los metales pesados descritos para este núcleo aparentemente son el resultado de los cambios en la textura del sedimento y no muestran incrementos en la superficie que pudieran atribuirse a fuentes antropogénicas, además de que las concentraciones más elevadas para Cd y Cu se presentan en secciones profundas del núcleo, por otra parte, el perfil de Pb muestra un comportamiento muy semejante al del Al. Adicionalmente estos dos metales presentan un máximo subsuperficial a la misma profundidad, por lo tanto se puede establecer que una de las fuentes de Pb a este sitio es el material terrígeno (representado por el Al).

Las concentraciones de Cd y Cu de algunas secciones de los núcleos de la laguna Chiricahueto son mayores que la de los núcleos del Estero de Urías, debido muy posiblemente al impacto antropogénico a esta marisma, sin embargo, las concentraciones de Pb son similares en ambos sitios (Tablas 11 y 12) y son comparables a las concentraciones encontradas por Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001b) en el Estero de Urías ($37 \mu\text{g g}^{-1}$) y por Ruiz-Fernández *et al.* (2003a) en el estuario del río Culiacán ($0.4-58 \mu\text{g g}^{-1}$) por tanto se puede considerar que los niveles encontrados para Pb en los dos sitios corresponden a valores regionales ($1.6-71.7 \mu\text{g g}^{-1}$). Adicionalmente, los niveles de Cd y Cu encontrados en el Estero de Urías son semejantes a los encontrados en este mismo sitio por Soto-Jiménez

y Páez-Osuna (2001b), y que fueron considerados como valores regionales (Cd: 0.9 $\mu\text{g g}^{-1}$; Cu: 24.1 $\mu\text{g g}^{-1}$).

En la Tabla 13 se presentan los intervalos de las concentraciones de algunos metales analizados en núcleos de algunas marismas, estuarios y planicies de inundación asociadas a estuarios de otras partes del mundo y de manera general, se observa que los niveles de los núcleos estudiados en este trabajo son comparables a los datos publicados en la literatura especializada en el tema y son semejantes a las de otros lugares en el mundo que están ligeramente contaminados por metales (i.e. Alexander *et al.*, 1993; Zwolsman *et al.*, 1993; Cacador *et al.*, 1996; Cochran *et al.*, 1998; Chagué-Goff *et al.*, 2000; Muñoz y Salamanca, 2003; Soto-Jiménez *et al.*, 2003a; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a), por lo tanto, se puede considerar que los núcleos de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urías están ligeramente contaminadas por Cd, Cu y Pb.

Estas comparaciones consideran sitios de muestreo ubicados en la misma región, o sitios de muestreo que comparten un ambiente similar y que sólo son útiles para indicar que niveles de concentraciones se pueden encontrar en sedimentos de marismas, estuarios y planicies de inundación asociadas a estuarios, sin considerar las diferencias en tamaño de grano, mineralogía, contenidos de carbonato de calcio y materia orgánica.

Tabla 13. Concentraciones de metales de sistemas estuarinos, lagunares y de marismas de diversas partes del mundo.

Sitio	Al (mg g ⁻¹)	Cd (µg g ⁻¹)	Cu (µg g ⁻¹)	Pb (µg g ⁻¹)	Autor
Marismas y planicies de inundación					
Connecticut, EUA	nd	nd	6 - 230	5 - 249	McCaffrey y Thomson (1980)
Estuario Scheldt, Holanda	40.1 - 63.4	2.5 - 5.0	33 - 66	89 - 138	Zwolsman <i>et al.</i> (1993)
Estuario Severn, Inglaterra	nd	nd	100 - 125	200 - 340	French <i>et al.</i> (1994)
Estuario Tagus, Portugal	nd	nd	10 - 65	20 - 500	Cacador <i>et al.</i> (1996)
Laguna de Venecia, Italia	nd	0.08 - 0.31	14 - 21	10 - 63	Cochran <i>et al.</i> (1998a)
Long Island Sound, EUA	nd	0.1 - 2.4	10 - 620	10 - 1050	Cochran <i>et al.</i> (1998b)
Estuario Mersey, Inglaterra	nd	nd	30 - 580	40 - 620	Fox <i>et al.</i> (1999)
Estuario Ahuriri, Nueva Zelanda	55 - 113	nd	5 - 54	0 - 47	Chagué-Goff <i>et al.</i> (2000)
Estuario Humber, Inglaterra	nd	nd	3 - 83	28 - 145	Lee y Cundy (2001)
Estuario Plentzia, España	nd	nd	21 - 67	39 - 123	Cearreta <i>et al.</i> (2002)
Estuario Bilbao, España	nd	nd	75 - 420	100 - 770	Cundy <i>et al.</i> (2003)
Estuario Hamble, Inglaterra	50.2 - 87.9	nd	10 - 60	50 - 185	Cundy <i>et al.</i> (2003)
Estuario Muliello, Italia	nd	nd	3 - 20	2 - 21	Cundy <i>et al.</i> (2003)
Bahía Concepción, Chile	nd	nd	nd	8 - 21	Muñoz y Salamanca (2003)
Estuario Medway, Inglaterra	32 - 65	nd	23 - 52	20 - 208	Spencer <i>et al.</i> (2003)
Laguna Chiricahueto, Mexico	28 - 60	0.05 - 1.6	20 - 67	6.5 - 22	Soto-Jiménez <i>et al.</i> (2003)
Laguna Chiricahueto (SMCHI)	4.9 - 103.9	0.2 - 2.1	9.3 - 76.4	9.7 - 71.7	Este trabajo
Laguna Chiricahueto (CCV)	3.2 - 68.8	0.2 - 2.4	5.0 - 92.8	1.6 - 39.2	Este trabajo
Laguna Chiricahueto (CP1)	19.5 - 66.3	0.1 - 1.4	7.7 - 33.3	11.8 - 39.4	Este trabajo
Estero de Urias (EU)	29.8 - 64.2	0.2 - 0.5	6.7 - 22.6	26.2 - 55.4	Este trabajo
Estero de Urias (DU1)	13.4 - 57.8	0.3 - 1.5	5.6 - 21.4	13.6 - 46.3	Este trabajo
Estuarios					
Estuario Scheldt, Holanda	nd	0.02 - 44.8	0.1 - 2600	1 - 455	Zwolsman <i>et al.</i> (1996)
Estuario Tees, Inglaterra	7.5 - 106.7	nd	1 - 175	19 - 1192	Plater <i>et al.</i> (1998)
Estuario Fowey, Inglaterra	nd	nd	19 - 527	21 - 120	Pirrie <i>et al.</i> (2002)
Estuario del río Culiacan, Mexico	78 - 128	0.2 - 0.9	0.9 - 55	0.4 - 58	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> (2003)
Estuario de Coatzacoalcos, Mex	39 - 105	nd	12 - 450	15 - 90	Rosales-Hoz <i>et al.</i> (2003)
Lagunas, bahías y ríos					
Río St. Johns, EUA	17.8 - 72.8	0.2 - 2.9	3.1 - 43.7	4.8 - 83.3	Alexander <i>et al.</i> (1993)
Bahía Hillsborough, EUA	40.6 - 71.4	2.0 - 3.3	37.8 - 61.5	119 - 210	Alexander <i>et al.</i> (1993)
Laguna de Venecia, Italia	59.6 - 115.5	nd	12.7 - 49.6	8.3 - 43.5	Frignani <i>et al.</i> (1997)
Camargue, Francia	nd	nd	nd	16 - 70	Miralles <i>et al.</i> (2004)

nd: No disponible.

9.3. Normalización de las concentraciones de metales pesados

9.3.1. Laguna Chiricahueto

Los gráficos de regresión de Al vs. arcillas, Al vs. lodos (limos+arcillas), C_{org} vs. arcillas y C_{org} vs. lodos de los núcleos de la laguna Chiricahueto se presentan en la Figuras 7. En ellos se aprecian correlaciones significativas entre Al y arcillas de los núcleos SMCHI ($r^2=0.25$) y CCV ($r^2=0.17$), entre Al y lodos en el núcleo CCV ($r^2=0.14$), entre C_{org} y arcillas en los núcleos SMCHI ($r^2=0.36$) y CP1 ($r^2=0.30$), y entre C_{org} y lodos de los núcleos CCV ($r^2=0.12$) y CP1 ($r^2=0.49$), y dado que una de las suposiciones básicas para utilizar alguna variable (i.e. Al) como normalizadora es que sus concentraciones varíen significativamente con el tamaño de grano (Din *et al.*, 1992; Loring y Rantala, 1992), por lo tanto, el Al y el C_{org} pueden emplearse como elementos normalizadores en los núcleos de la laguna Chiricahueto.

Los perfiles de los metales pesados normalizados por los contenidos de Al, C_{org} y arcillas de los núcleos de la laguna Chiricahueto se presentan en las Figuras 8, 9 y 10.

Los perfiles normalizados con C_{org} no mostraron cambios con respecto a los perfiles de los metales sin normalizar, y los perfiles normalizados con arcillas presentaron proporciones muy uniformes con la presencia de algunos picos subsuperficiales a lo largo de cada núcleo.

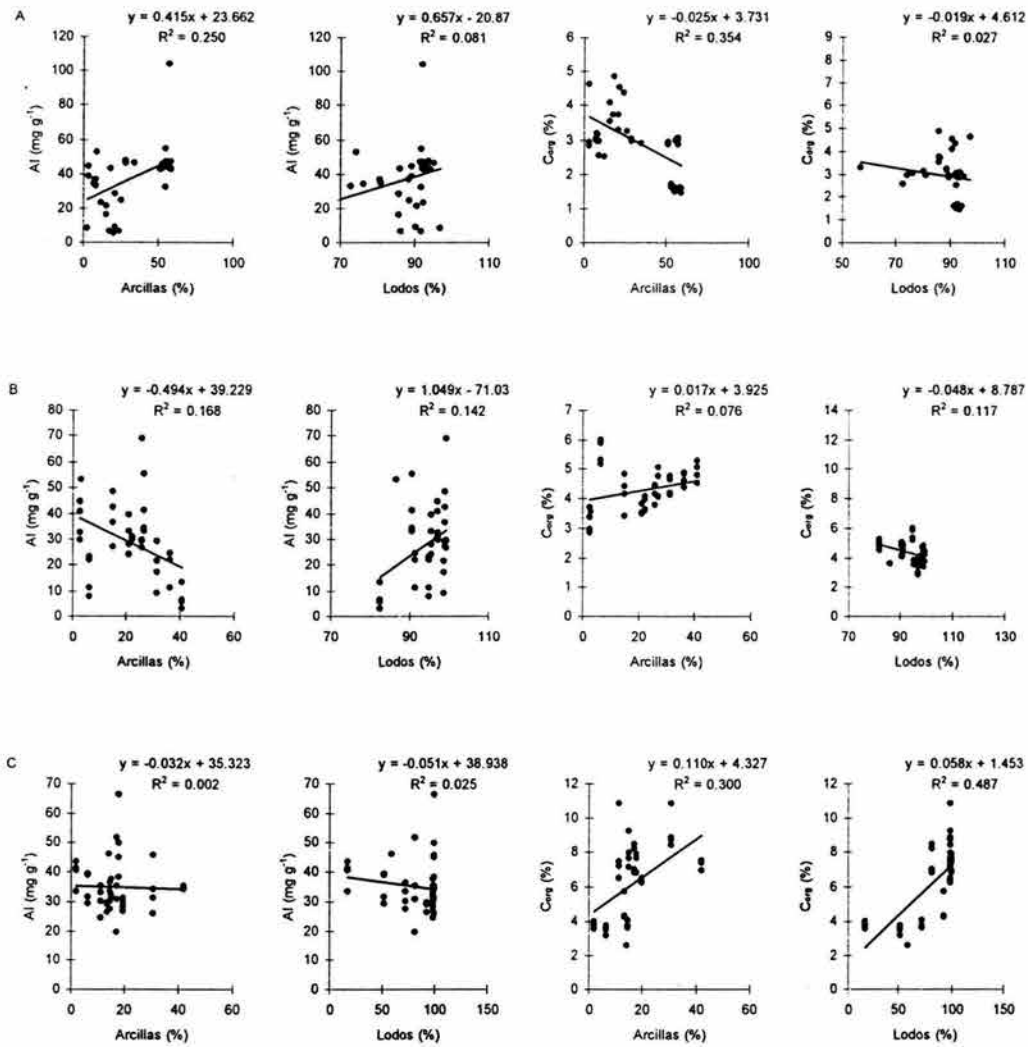


Figura 7. Relación de las concentraciones de Al y C orgánico respecto al porcentaje de arcillas y lodos de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto,

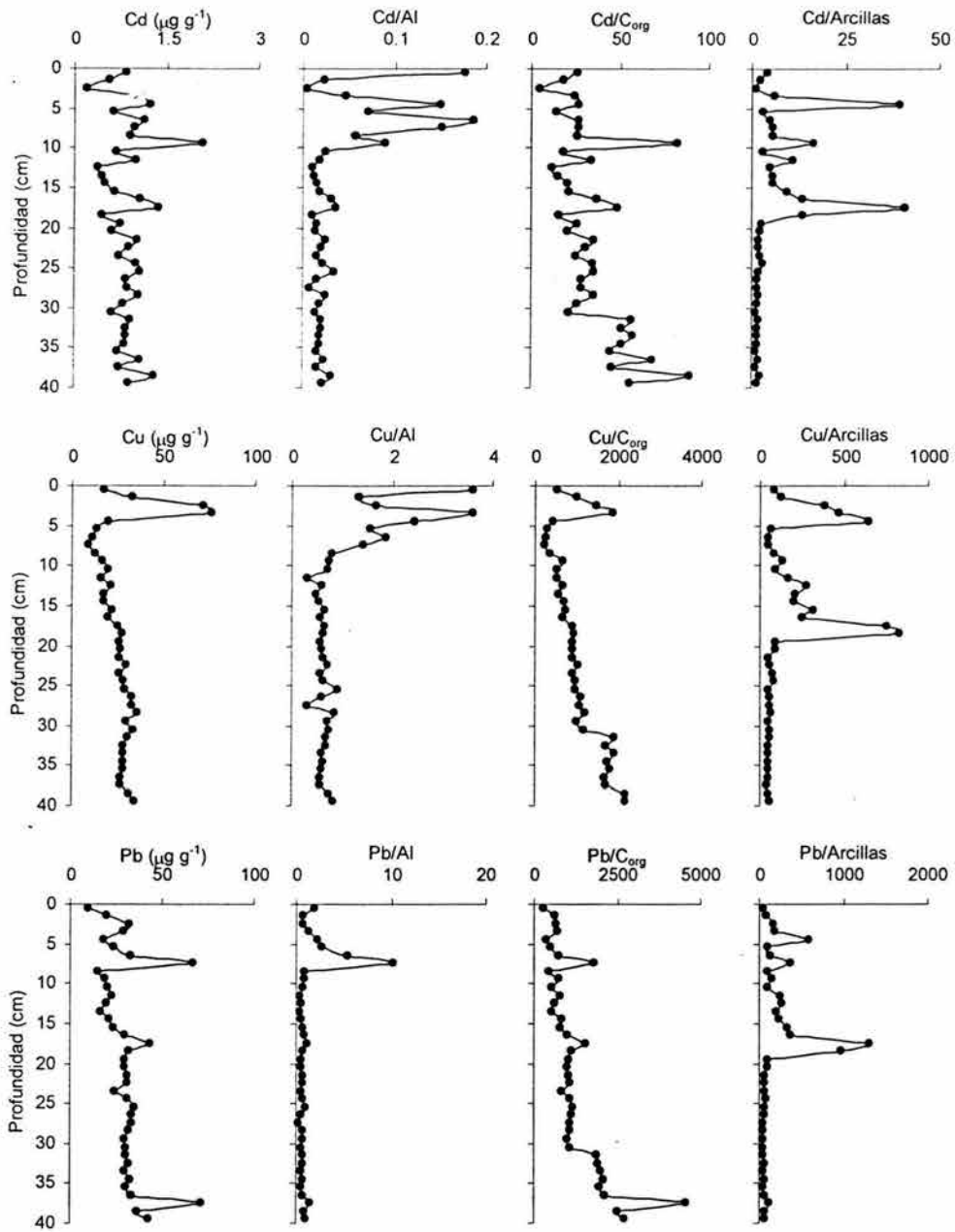


Figura 8. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C orgánico y arcillas del núcleo SMCHI.

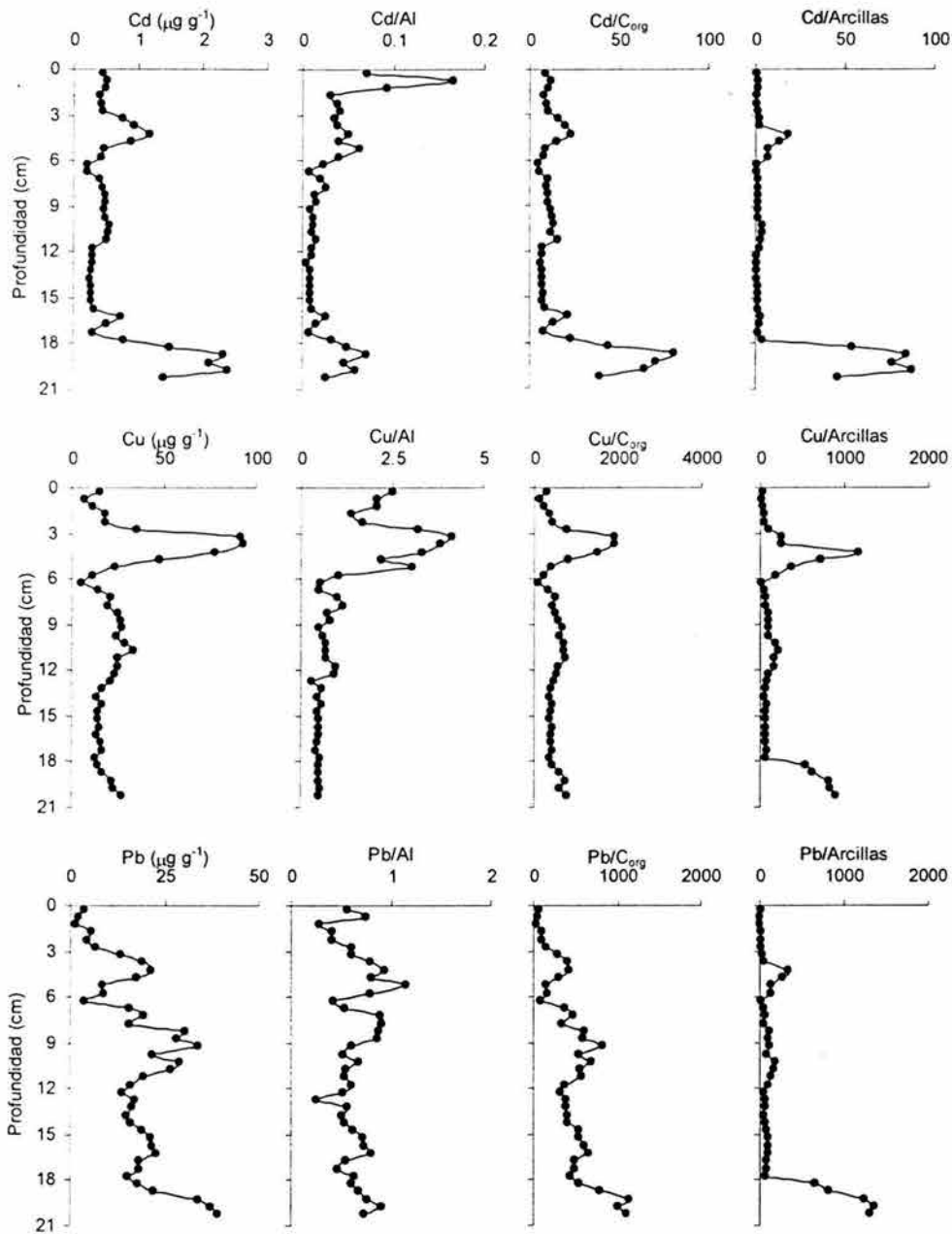


Figura 9. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C orgánico y arcillas del núcleo CCV.

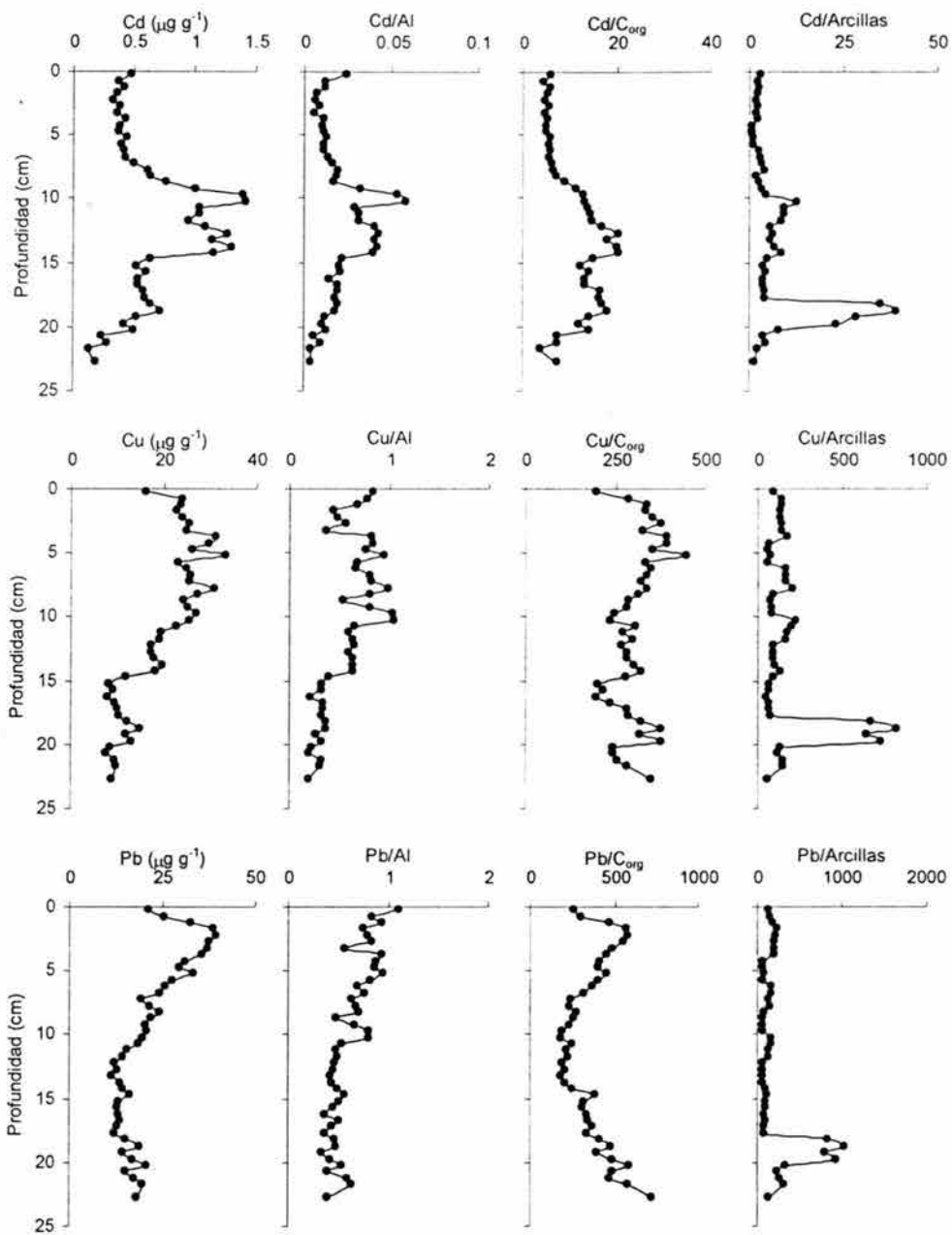


Figura 10. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C orgánico y arcillas del núcleo CP1.

En la mayoría de los perfiles de Cd, Cu y Pb normalizados por Al de los tres núcleos de la laguna Chiricahueto se pueden observar tendencias de incrementos hacia la superficie en las capas más superficiales que se pueden relacionar con la introducción antropogénica de estos metales a los sedimentos; sin embargo, el perfil de Pb normalizado con Al del núcleo CCV adquiere proporciones casi constantes que sugieren que su fuente principal es el material litogénico, debido a que se está acumulando en la misma proporción que el Al. Esto indica que tanto el Al como el Pb provienen de la misma fuente y que las concentraciones de Pb sólo están variando con base a la distribución del tamaño de grano. Por otra parte, la normalización de Cd por Al en el núcleo CP1 no generó ningún cambio, por lo que se establece que la variabilidad del Cd de este núcleo no puede ser explicada por la variabilidad de la distribución del tamaño de grano, con esto se confirma la observación de que la distribución de las concentraciones de Cd es producida por la migración que experimenta debido la formación de cloro-complejos por las altas salinidades del agua intersticial (Zwolsman *et al.*, 1993; Cochran *et al.*, 1998b).

9.3.2. Estero de Urías

Los gráficos de regresión de Al vs. arcillas, Al vs. lodos, C_{org} vs. arcillas y C_{org} vs. lodos de los núcleos del Estero de Urías se presentan en la Figura 11. En ellos se puede apreciar que en el núcleo DU1 tanto el Al ($r^2=0.31$) como el C_{org} ($r^2=0.12$) correlacionaron significativamente con los lodos, por lo tanto se pueden emplear ambas variables para normalizar las concentraciones de los metales de este núcleo, sin embargo, para el núcleo EU fue imposible determinar este tipo de correlaciones debido a que no se le determinó la distribución tamaño de grano.

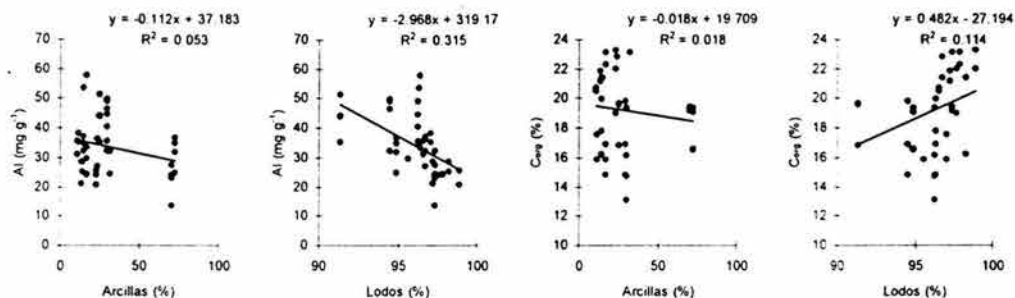


Figura 11. Relación de las concentraciones de Al y C orgánico respecto al porcentaje de arcillas y lodos del núcleo DU1 del Estero de Urías.

Los perfiles de los metales pesados normalizados con los contenidos de Al, C_{org} y arcillas para los núcleos del Estero de Urías se presentan en las Figuras 12 y 13. Los perfiles normalizados por C_{org} y por arcillas no mostraron cambios con respecto a los perfiles sin normalizar. Los perfiles de Cd y Cu normalizados con Al del núcleo EU (Fig. 12) mantienen proporciones casi constantes, lo que indica que la fuente de estos metales es natural (material terrígeno), no obstante el perfil de Pb muestra una tendencia de incremento hacia la superficie que puede ser indicativo de aportes antropogénicos. Con respecto al núcleo DU1 (Fig. 13) el Pb normalizado por Al mostró proporciones casi constantes a lo largo del núcleo, por lo que se establece que se está acumulando en la misma medida que el Al, es decir, que proviene de la misma fuente y sus concentraciones solo están variando con base a la distribución del tamaño de grano; sin embargo, aunque los perfiles de Cd y Cu cambiaron con respecto a los perfiles sin normalizar, las variaciones que experimentan las concentraciones de Cd y Cu no pueden explicarse con base a la variabilidad de la distribución del tamaño de grano.

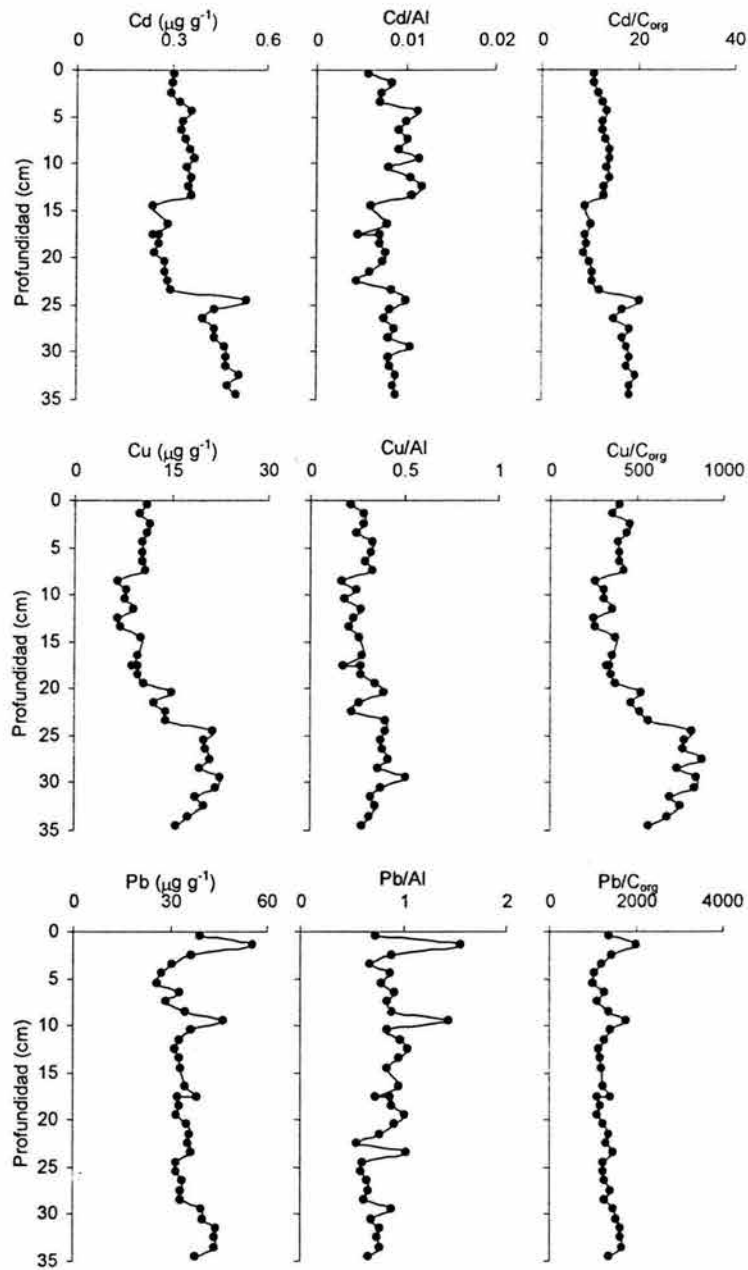


Figura 12. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C orgánico y arcillas del núcleo EU.

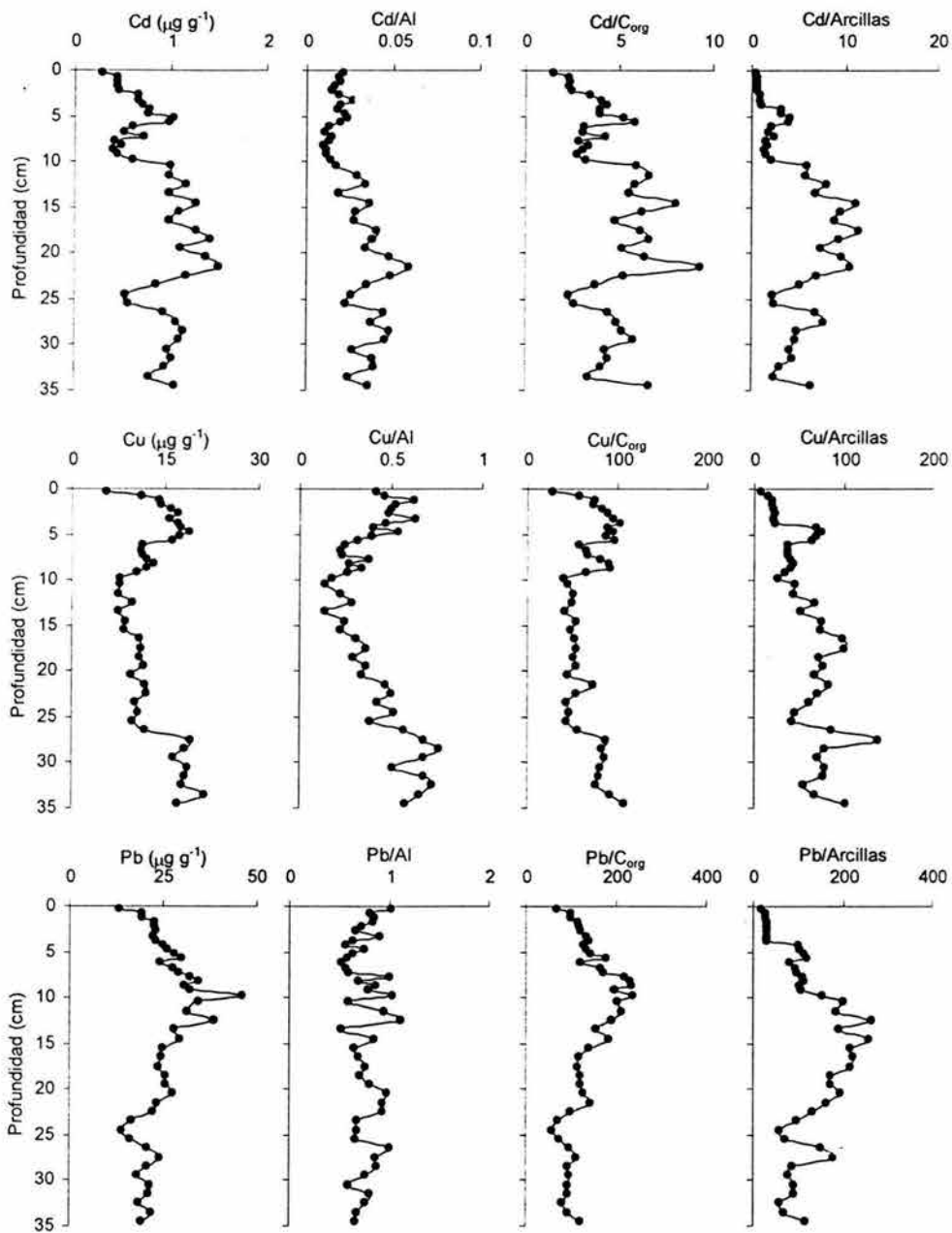


Figura 13. Perfiles de la concentración de los metales pesados normalizados con Al, C orgánico y arcillas del núcleo DU1.

Se realizaron gráficos de regresión entre los metales pesados y el Al de cada núcleo de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urias en los que se determinó la relación que explica la variabilidad natural de los metales pesados y que permite calcular la concentración esperada del metal en ausencia de contaminación para un nivel dado de concentración de Al (Alexander *et al.*, 1993) basados en la hipótesis de que los elementos en la corteza terrestre mantienen proporciones relativamente constantes con respecto al Al (Summers *et al.*, 1996). Los gráficos de regresión significativos para los núcleos de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urias se presentan en las Figuras 14 y 15, respectivamente.

Los coeficientes de determinación encontrados entre Al y Pb de los núcleos CCV, CP1 y DU1, indican que el 64, 32 y 47% de la variabilidad natural del Pb se explica por la variabilidad en el aporte de terrígenos (Ritson *et al.*, 1994), así como también el 29% de Cd y el 49% de Cu del núcleo EU.

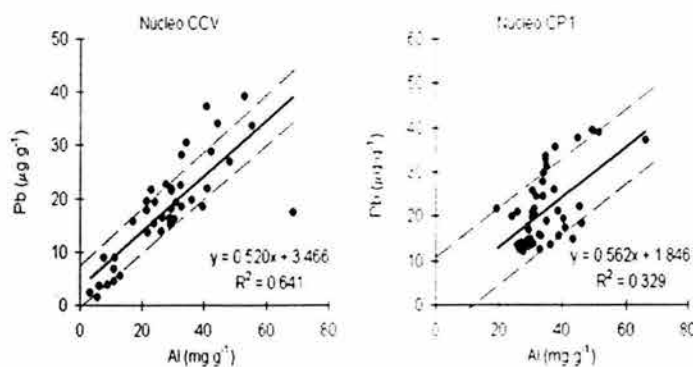


Figura 14. Relación de las concentraciones de metales pesados respecto al Al de los núcleos de la laguna Chiricahueto.

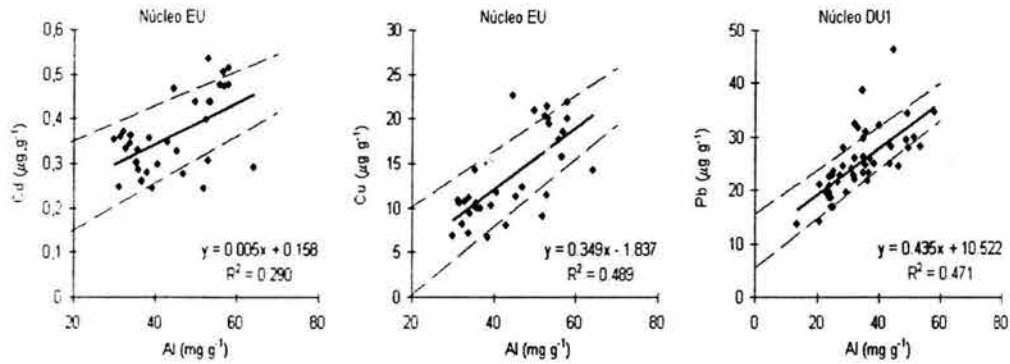


Figura 15. Relación de las concentraciones de metales pesados respecto al Al de los núcleos del Estero de Urías.

9.4. Geocronología

El ¹³⁷Cs se determinó en capas selectas, pero no se detectó actividad por encima de los niveles de fondo del equipo utilizado. Los intentos por realizar geocronologías basadas en la distribución de ¹³⁷Cs en sedimentos costeros en México han sido hasta ahora infructuosos, como se ha demostrado en los trabajos publicados por Páez-Osuna y Mandelli (1985), Ruiz-Fernández *et al.* (2001 y 2003a) y Rosales-Hoz *et al.* (2003), en los cuales las actividades de ¹³⁷Cs no excedieron los niveles de fondo del equipo usado. Esto puede deberse a la escasa distribución atmosférica de este radionúclido artificial sobre áreas ubicadas en bajas latitudes; aunque también pudiera ser el resultado de la disolución del ¹³⁷Cs a causa del mezclamiento estuarino, ya que como se ha establecido en algunos estudios empleando sedimentos estuarinos contaminados por desechos de reactores nucleares, el ¹³⁷Cs es des-adsorbido cuando los sedimentos son expuestos al agua salada (Patel *et al.*, 1979; Stanners y Aston, 1981).

Con relación al ^{210}Pb , se presentan a continuación los resultados para cada núcleo estudiado.

9.4.1. Laguna Chiricahueto

Los perfiles de las actividades de ^{210}Pb total y en exceso, así como las tasas de sedimentación y acumulación sedimentaria calculadas usando el modelo CRS para los núcleos de la laguna Chiricahueto se presentan en la Figura 16 y los intervalos de los valores obtenidos se muestran en la Tabla 14. El fechado y las tasas de sedimentación y acumulación sedimentaria obtenidos del núcleo SMCHI fueron empleados para el núcleo CCV.

9.4.1.1. Núcleo SMCHI

Los perfiles de ^{210}Pb total y en exceso del núcleo SMCHI (Fig. 16A) muestran tres secciones: una profunda (36 a 12 cm) en la que el ^{210}Pb presenta actividades soportadas y muestra un comportamiento errático en el que hay incrementos y decrementos sucesivos debido posiblemente a variaciones en la distribución de tamaño de grano; una intermedia (11 a 3 cm) en la que se presenta decaimiento de las actividades de ^{210}Pb ; y una superficial (3 a 0 cm) en la que hay disminución de las actividades de ^{210}Pb hacia la superficie, la cual puede ser causada por dilución de ^{210}Pb debido posiblemente a dos causas: a un mayor aporte de sedimentos, lo que produce un incremento en la tasa de sedimentación (McCaffrey y Thomson, 1980; Muñoz y Salamanca, 2003) y al aumento en el contenido de arenas, la cual presenta menor área superficial para que se adsorba

este radionúclido altamente reactivo con las partículas (Appleby y Oldfield, 1978; Miralles *et al.*, 2004).

La actividad soportada de ^{210}Pb que se determinó para este núcleo fue de 0.5 dpm g^{-1} a partir de la que se calcularon las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ las cuales fueron muy bajas y variaron de 0 a 0.72 dpm g^{-1} .

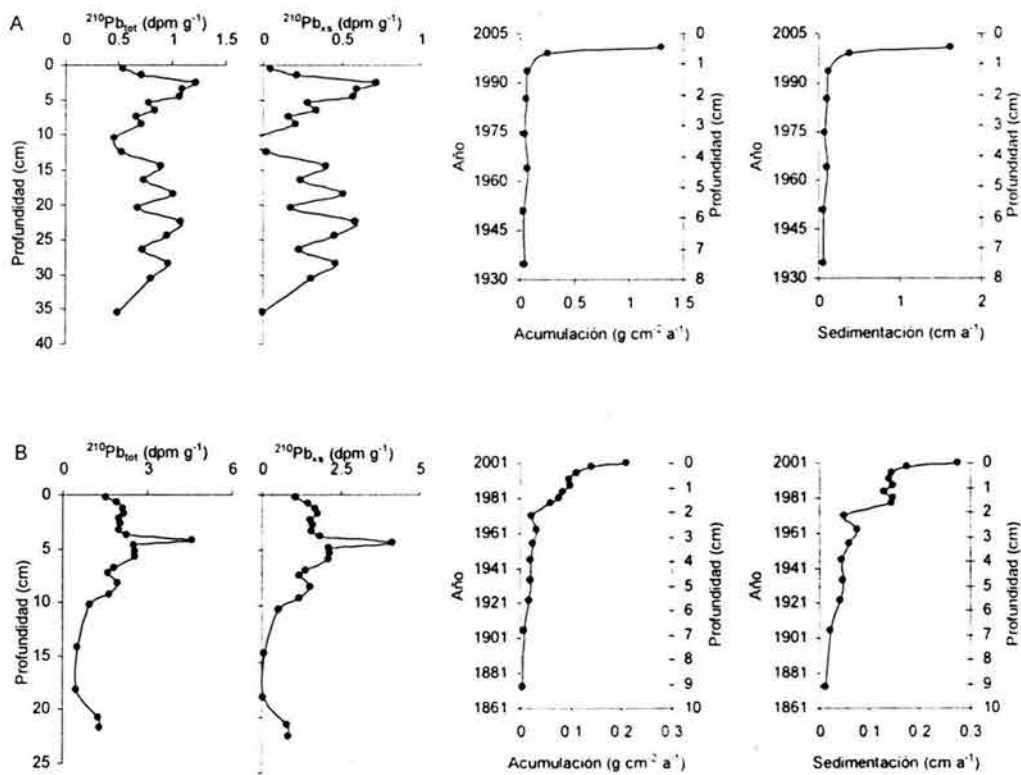


Figura 16. Perfiles de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso y cronología de los núcleos SMCHI (A) y CP1 (B) de la laguna Chiricahueto.

Tabla 14. Intervalos de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso, de las tasas de acumulación y sedimentación y valores del inventario y flujo de ^{210}Pb xs de los núcleos de la laguna Chiricahueto.

Núcleo	$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (dpm g ⁻¹)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (dpm g ⁻¹)	$^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ (dpm g ⁻¹)	Inventario (dpm cm ⁻²)	Flujo (dpm cm ⁻² a ⁻¹)	Acumulación (g cm ⁻² a ⁻¹)	Sedimentación (cm a ⁻¹)
SMCHI y CCV	0.46 - 1.22	0 - 0.72	0,50	1,86	0,08	0.04 - 1.30	0.06 - 1.63
CP1	0.49 - 4.60	0.05 - 4.16	0,44	7,42	0,33	0.004 - 0.21	0.01 - 0.28

El inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue de 1.86 dpm cm^{-2} con un flujo de $0.02 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, los cuales son inferiores a los encontrados por Ruiz-Fernández *et al.* (2003a) en el estuario del río Culiacán (inventario = $15.2 \pm 0.2 \text{ dpm cm}^{-2}$; flujo = $0.5 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), en las proximidades de la laguna Chiricahueto, y a los encontrados en otros sitios del mundo en las mismas latitudes (Turekian *et al.*, 1977; Sánchez-Cabeza *et al.*, 1999). Estos valores tan bajos pueden establecer que la fuente principal de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ es atmosférica, pero este sitio está sufriendo procesos erosivos. Las bajas actividades de ^{210}Pb se han relacionado a los bajos flujos atmosféricos de ^{210}Pb , a la baja producción de ^{210}Pb producto del decaimiento de ^{226}Ra disuelto en aguas someras y a factores físicos y biológicos (Alexander *et al.*, 1993; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a). También se conoce que los flujos atmosféricos de ^{210}Pb están regulados por los factores climáticos de la región, predominantemente, la abundancia de lluvia y el origen de las masas de aire dominantes, que puede ser oceánico o continental, (Appleby y Oldfield, 1992; Preiss *et al.*, 1996). Puesto que la laguna Chiricahueto se localiza en una región semiárida donde las lluvias son estacionales y donde el viento sopla generalmente del NW, teniendo origen oceánico, las bajas actividades de ^{210}Pb encontradas en los núcleos de esta laguna se relacionan a los bajos flujos atmosféricos de ^{210}Pb (Ruiz-Fernández *et al.*, 2001 y 2003a).

La porción del núcleo que fue empleada para realizar el fechado abarca desde la superficie hasta los 11 cm en la que se fecharon sedimentos hasta 1934 que corresponde a la profundidad de 8 cm. Las tasas de sedimentación y de acumulación sedimentaria calculadas son muy bajas y constantes ($\sim 0.09 \text{ cm a}^{-1}$ y

~0.04 g cm⁻² a⁻¹, respectivamente) desde 1934 hasta 1993, posteriormente se incrementan hasta alcanzar su valor máximo (1.63 g cm⁻¹ y 1.30 g cm⁻² a⁻¹, respectivamente) en la superficie del núcleo correspondiendo al año 2000. Los incrementos en las tasas de sedimentación y de acumulación sedimentaria pueden relacionarse al gran aporte de sedimentos que llegan desde los campos agrícolas cercanos a la laguna. La generación de campos agrícolas implica la tala de árboles y de la vegetación existente, en la que queda al descubierto la tierra, provocando erosión y el transporte de material erosionado hacia los cuerpos de agua (Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a).

9.4.1.2. Núcleo CP1

Los perfiles de ²¹⁰Pb total y en exceso (Fig. 16B) muestran tres regiones: (a) de 21.5 a 18 cm en la que hay disminución de la actividad de ²¹⁰Pb hacia las capas superiores; (b) de 14.5 a 4.5 cm en la que hay decaimiento de este radionúclido; (c) de 4.5 a 0 cm en la que vuelve a haber disminución de las actividades de ²¹⁰Pb hacia las capas más superficiales, que puede ser causada por resuspensión y mezclado del sedimento (Fuller *et al.*, 1999; Andersen *et al.*, 2000).

La actividad soportada de ²¹⁰Pb que se determinó fue de 0.44 dpm g⁻¹ a partir de la que se calcularon las actividades de ²¹⁰Pb_{xs} las cuales variaron de 0.05 a 4.16 dpm g⁻¹. Las bajas actividades de ²¹⁰Pb se deben a los bajos flujos atmosféricos de este radionúclido, debido a que esta región es semiárida con lluvias estacionales y el origen de los vientos es oceánico, el cual contiene bajas

actividades de ^{210}Pb (Ruiz-Fernández *et al.*, 2001 y 2003a). El inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue de 7.42 dpm cm^{-2} con un flujo de $0.33 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, los cuales al igual que en el núcleo SMCHI son inferiores a los encontrados por Ruiz-Fernández *et al.* (2003a) en el estuario del río Culiacán (flujo = $0.5 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), en las proximidades de la laguna Chiricahueto; Turekian *et al.* (1977) en el noroeste de América y oeste de Europa en las mismas latitudes (flujo = $0.47 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y Sánchez-Cabeza *et al.* (1999) en el mar Mediterráneo (flujo = $0.49 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Estos valores tan bajos pueden establecer que la fuente principal de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ es atmosférica pero este sitio está experimentando procesos erosivos, sin embargo son semejantes a los valores encontrados por Muñoz y Salamanca (2003) en Chile y San Miguel *et al.* (2004) en España.

La sección del núcleo que se empleó para realizar el fechado comprende desde la superficie hasta los 14.5 cm en el que se lograron fechar los sedimentos hasta 1873 que corresponde a la profundidad de 9.5 cm. La tasa de acumulación sedimentaria se incrementó gradualmente desde 1873 hasta 1971, para luego aumentar marcadamente hasta alcanzar su valor máximo en el año de 2000 ($0.21 \text{ g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Asimismo la tasa de sedimentación se eleva gradualmente desde 1873 hasta 1971, posteriormente se incrementa abruptamente teniendo valores muy constantes entre 1977 y 1995 ($\sim 0.13 \text{ cm a}^{-1}$), para finalmente aumentar y alcanzar su valor máximo en el año de 2000 (0.28 cm a^{-1}). Los incrementos en las tasas de acumulación sedimentaria y de sedimentación pueden relacionarse al gran aporte de sedimentos que llegan desde los campos agrícolas cercanos a la laguna, debido a que la generación de estas áreas provoca la deforestación de

toda la vegetación existente, en la que queda al descubierto la tierra, generando mayores escurrimientos, erosión y el transporte de material erosionado hacia cuerpos de agua, en este caso hacia la laguna Chiricahueto (Knox, 2001; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a; Vaalgamaa, 2004).

En el núcleo SMCHI, las tasas de sedimentación se incrementaron 18 veces desde 1935 hasta 2001 y en el núcleo CP1 se incrementaron 7 veces desde 1876 hasta 2001, debido a los escurrimientos que transportan el material que ha sido erosionado desde los campos agrícolas cercanos hacia la laguna. Esto mismo se ha observado en el estuario del río Culiacán y en la laguna Ensenada del Pabellón en donde las tasas de sedimentación se incrementaron 29 y 10 veces, respectivamente, desde principios del siglo XX hasta 1998, y cuyos cambios más abruptos se dieron a principios de la década de 1950 relacionados con la gran expansión agrícola que se dio en el valle de Culiacán, cuando pasaron de 35,000 ha de terrenos de cultivos a 94,000 ha en un solo año (Ruiz-Fernández *et al.*, 2003b), así como también, en el río Little Platte, Winsconsin, en donde las tasas de sedimentación se elevaron 35 veces desde 1820 hasta 1990 causados por el desarrollo de las actividades agrícolas (Knox, 2001).

9.4.2. Estero de Urías

Los perfiles de las actividades de ^{210}Pb total y en exceso, así como las tasas de sedimentación y acumulación sedimentaria calculadas usando el modelo CRS para los núcleos del Estero de Urías se presentan en la Figura 17 y los intervalos de los valores obtenidos se muestran en la Tabla 15.

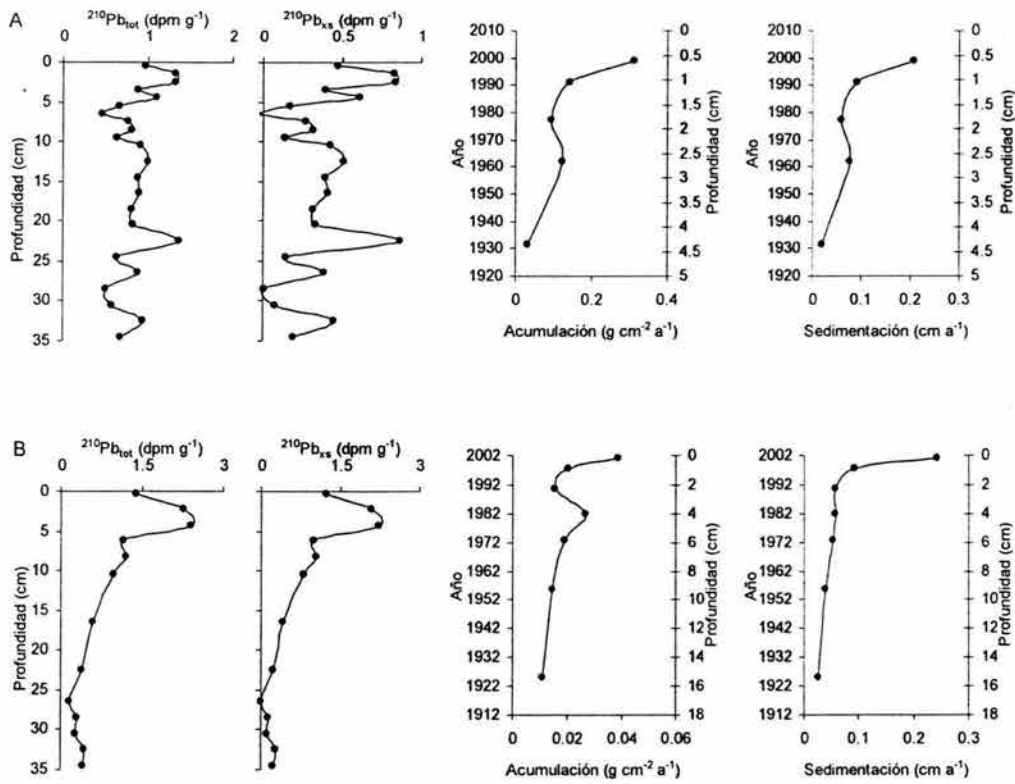


Figura 17. Perfiles de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso y cronología de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.

9.4.2.1. Núcleo EU

Los perfiles de ^{210}Pb total y en exceso (Fig. 17A) se pueden dividir en dos regiones: la primera (de 35 a 8 cm) en la que las actividades muestran tendencias erráticas con incrementos y decrementos sucesivos, y la segunda más superficial (7 a 0 cm) en la que se presenta decaimiento de ^{210}Pb .

Tabla 15. Intervalos de la actividad de ^{210}Pb total y en exceso, de las tasas de acumulación y sedimentación y valores del inventario y flujo de ^{210}Pb xs de los núcleos del Estero de Urías.

Núcleo	$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (dpm g ⁻¹)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (dpm g ⁻¹)	$^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ (dpm g ⁻¹)	Inventario (dpm cm ⁻²)	Flujo (dpm cm ⁻² a ⁻¹)	Acumulación (g cm ⁻² a ⁻¹)	Sedimentación (cm a ⁻¹)
EU	0.47 - 1.37	0 - 0.87	0,50	5,17	0,23	0.03 - 0.31	0.02 - 0.21
DU1	0.16 - 2.40	0 - 2.24	0,16	1,60	0,07	0.01 - 0.04	0.03 - 0.24

La actividad soportada de ^{210}Pb fue de 0.50 dpm g^{-1} a partir de la que se calcularon las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, las cuales oscilaron entre 0 y 0.87 dpm g^{-1} , estas bajas actividades de ^{210}Pb se relacionan a los bajos flujos atmosféricos de este radionúclido, debido a que esta región presenta precipitaciones estacionales y a que los vientos soplan del noroeste teniendo un origen oceánico, el cual se sabe contiene bajas actividades de ^{210}Pb (Alexander *et al.*, 1993; Ruiz-Fernández *et al.*, 2001 y 2003a). El inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue de 5.17 dpm cm^{-2} con un flujo de $0.23 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Estos valores son inferiores a los encontrados en la literatura especializada (Turekian *et al.*, 1977; Sánchez-Cabeza *et al.*, 1999; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a), lo que indica que la fuente principal de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ es atmosférica y que al igual que en los núcleos de la laguna Chiricahueto, el sitio esta sufriendo procesos erosivos.

La porción del núcleo que fue empleada para realizar el fechado comprende desde la superficie hasta los 7 cm, en la que se logró fechar hasta 1931 que corresponde a la profundidad de 5 cm. Tanto la tasa de sedimentación como la tasa de acumulación sedimentaria se incrementan gradualmente con los años hasta alcanzar su valor máximo (0.21 cm a^{-1} y $0.31 \text{ g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectivamente) en el año 1998 que corresponde al primer centímetro de profundidad.

9.4.2.2. Núcleo DU1

Los perfiles de ^{210}Pb total y en exceso (Fig. 17B) muestran tres secciones: (a) de 35 a 26 cm en la que las actividades de ^{210}Pb son casi constantes y disminuyen gradualmente hacia las capas de menor profundidad; (b) de 25 a 5 cm

en la que hay decaimiento de este radionúclido; y (c) de 4 a 0 cm en la que las actividades disminuyen hacia la capa más superficial producida posiblemente por dilución de ^{210}Pb debida a un mayor aporte de sedimentos al sitio o sedimentación acelerada (Appleby y Oldfield, 1978; McCaffrey y Thomson, 1980; Muñoz y Salamanca, 2003).

La actividad soportada de ^{210}Pb para este núcleo fue de 0.16 dpm g^{-1} con la que se calcularon las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, las cuales oscilaron entre 0 y 2.24 dpm g^{-1} . Las bajas actividades de ^{210}Pb se relacionan a los bajos flujos atmosféricos de este radionúclido, debido a que las lluvias en esta región son estacionales y además a que los vientos de esta región son de origen oceánico, conteniendo bajas actividades de ^{210}Pb (Alexander *et al.*, 1993; Ruiz-Fernández *et al.*, 2001 y 2003a). El inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ fue de 1.60 dpm cm^{-2} con un flujo de $0.07 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Al igual que en los núcleos anteriores, estos valores son inferiores a los encontrados por Turekian *et al.* (1977), Sánchez-Cabeza *et al.* (1999) y Ruiz-Fernández *et al.* (2003a), y establecen que la fuente principal de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ es atmosférica, pero el sitio está experimentando procesos erosivos.

La porción del núcleo que fue útil para realizar el fechado comprende desde la superficie hasta los 27 cm, en la que se logró fechar hasta 1925 que corresponde a la profundidad de 16.5 cm. La tasa de acumulación sedimentaria de este núcleo se incrementa progresivamente desde 1925 hasta 2001, que es donde se encuentra su valor máximo ($0.04 \text{ g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), además presenta un pico subsuperficial ($0.03 \text{ g cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$) a los 4 cm que corresponde al año de 1981, y posiblemente se relaciona con el fenómeno de El Niño registrado en 1982-1983,

que fue considerado, hasta antes de El Niño de 1997-1998, como el más grande del siglo XX (NOAA, 2004). La tasa de sedimentación se incrementa paulatinamente desde 1925 hasta 1990, para posteriormente incrementarse drásticamente hasta el año 2001 en donde alcanza su valor máximo (0.24 cm a^{-1}).

En la Tabla 16 se presentan los resultados obtenidos de otros estudios geocronológicos de sedimentos de marismas, estuarios y planicies de inundación asociadas a estuarios, basados en la determinación de ^{210}Pb publicados en la literatura, en la que se observa que los valores obtenidos en este trabajo son comparables a los datos publicados en la literatura especializada.

Los flujos atmosféricos de ^{210}Pb calculados en los núcleos de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urías son inferiores a los flujos atmosféricos determinados de dos sitios de la costa del Pacífico Mexicano: la laguna Mitla (1.05 a $1.72 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Páez-Osuna y Mandelli, 1985) y el estuario del río Culiacán ($0.5 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a), sin embargo, existe una semejanza entre los flujos atmosféricos de los núcleos SMCHI y DU1 (0.08 y $0.07 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectivamente), y de los núcleos CP1 y EU (0.33 y $0.23 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectivamente). La similitud entre los flujos atmosféricos de ^{210}Pb de los dos sitios estudiados permiten proponer un flujo atmosférico regional que oscila entre 0.07 y $0.33 \text{ dpm cm}^{-2} \text{ a}^{-1}$, pero se recomienda hacer la medición directa de este parámetro.

Tabla 16. Estudios geocronológicos de sedimentos estuarinos, lagunares y de marismas basados en la determinación de ^{210}Pb .

Sitio	Sed. (cm a^{-1})	Acum. ($\text{g cm}^{-2}\text{a}^{-1}$)	$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (dpm g^{-1})	$^{210}\text{Pb}_{\text{sop}}$ (dpm g^{-1})	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (dpm g^{-1})	Inventario (dpm cm^{-2})	Autor
Marismas y planicies de inundación							
Connecticut, EUA			0.16 - 14.38	0.11-1.0		26.2	McCaffrey y Thomson (1980)
Estuario Severn, Inglaterra	0.35				0 - 3.55		French <i>et al.</i> (1994)
Laguna de Venecia, Italia	0.07 - 0.20	0.09 - 0.21	1.24 - 7.09	1.1	0.21 - 5.58	24.6	Cochran <i>et al.</i> (1998a)
Long Island Sound, EUA	0.11 - 0.41			2.4	0 - 78	31	Cochran <i>et al.</i> (1998b)
Kongsmark, Dinamarca	0.79						Andersen <i>et al.</i> (2000)
Estuario Humber, Inglaterra	0.84						Andersen <i>et al.</i> (2000)
Estuario Ahuriri, Nueva Zelanda	0.38 - 0.61			0.78 - 0.9			Chagué-Goff <i>et al.</i> (2000)
Estuario Humber, Inglaterra	0.4				0 - 21.6		Lee y Cundy (2001)
Estuario Plentzia, España	0.06 - 0.32		0.54 - 4.38				Cearreta <i>et al.</i> (2002)
Estuario Bilbao, España		0.6 - 2.16					Cundy <i>et al.</i> (2003)
Estuario Hamble, Inglaterra	0.48	0.72 - 3.6					Cundy <i>et al.</i> (2003)
Estuario Muliello, Italia	0.07 - 0.43				0 - 10.5		Cundy <i>et al.</i> (2003)
Bahía Concepción, Chile				0.92-1.25	0 - 1.1	6.8 - 8.8	Muñoz y Salamanca (2003)
Estuario Medway, Inglaterra	0.23	0.14		0.6	0.6 - 15	16.2	Spencer <i>et al.</i> (2003)
Laguna Chiricahueto (SMCHI)	0.06 - 1.63	0.04 - 1.30	0.46 - 1.22	0.50	0 - 0.72	1.86	Este trabajo
Laguna Chiricahueto (CP1)	0.01 - 0.28	0.004 - 0.21	0.49 - 4.60	0.44	0.05 - 4.16	7.42	Este trabajo
Estero de Urías (EU)	0.02 - 0.21	0.03 - 0.31	0.47 - 1.37	0.50	0 - 0.87	5.17	Este trabajo
Estero de Urías (DU1)	0.03 - 0.24	0.01 - 0.04	0.16 - 2.40	0.16	0 - 2.24	1.60	Este trabajo
Estuarios							
Bombay, India	0.73 - 1.90			0.59 - 0.77	1.60 - 4.90	16 - 187	Sharma <i>et al.</i> (1994)
Estuario Tees, Inglaterra	0.25 - 0.37	0.15 - 0.33	0.85 - 10.08	1.03 - 2.64	0 - 8.94		Plater <i>et al.</i> (1998)
Estuario Fowey, Inglaterra	0.28			0.002	0 - 1.65		Pirrie <i>et al.</i> (2002)
Estuario del Río Culiacan, Mexico	0.04 - 1.2	0.09 - 1.7	1.09 - 2.3	1.68	0.07 - 1.68	14.94	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> (2002)
Estuario de Coatzacoalcos, Mex			1.01 - 3.84				Rosalez-Hoz <i>et al.</i> (2003)
Estuario del Río Culiacan, Mexico	0.04 - 1.2	0.09 - 1.7	1.1 - 3.4	1.7		15.2	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> (2003)
Estuario Huelva, España	0.1 - 0.28	0.1 - 0.17	1.2 - 37.2	1.26 - 19.2		6.24 - 22.8	San Miguel <i>et al.</i> (2004)
Lagunas, bahías y ríos							
Laguna Mitla, Mexico	0.51 - 1.52		1.25 - 4.54	0.36 - 0.99	0.26 - 4.18		Páez-Osuna y Mandelli (1985)
Río St. Johns, EUA	0.1 - 1.1			2.0-2.5			Alexander <i>et al.</i> (1993)
Bahía Hillsborough, EUA	1		4.32 - 5.74				Alexander <i>et al.</i> (1993)
Laguna de Venecia, Italia	0.4	0.45	1.02 - 3.6		0 - 2.16	13.2 - 40.2	Frignani <i>et al.</i> (1997)
Camarge, Francia	0.06 - 3.5				0.3 - 9.24	25.44 - 36.43	Miralles <i>et al.</i> (2004)

9.5. Correlación entre metales pesados y variables geoquímicas

Las matrices de correlación de Pearson ($p < 0.05$) realizadas entre los metales pesados y las variables geoquímicas de los 5 núcleos estudiados, para evaluar asociaciones, origen y fuentes comunes de los metales y de las variables geoquímicas se presentan en la Tabla 17.

Se presentaron correlaciones significativamente positivas entre Pb y Cd ($r=0.49$) en el núcleo CCV, Pb y Cu ($r=0.67$) en el núcleo CP1 y Cd y Cu ($r=0.72$) en el núcleo EU, las cuales indican que estos metales provienen de la misma fuente, acumulándose juntos y presentando un comportamiento químico similar (Callaway *et al.*, 1998). El Al correlacionó positivamente con: Pb de los núcleos CCV, CP1 y DU1 ($r=0.80$, $r=0.57$, $r=0.69$, respectivamente) y Cd y Cu del núcleo EU ($r=0.54$ y $r=0.70$, respectivamente). Estas fuertes correlaciones entre los metales pesados y Al indican que los metales cuantificados están asociados a los minerales aluminosilicatos de la fracción arcillosa de los sedimentos, lo que supone un origen litogénico.

El $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ correlacionó positivamente con el Cu del núcleo SMCHI ($r=0.57$) y con el Cu ($r=0.65$) y el Pb ($r=0.62$) del núcleo CP1 que sugiere que estos metales provienen del depósito atmosférico como lo encontrado por McCaffrey y Thomson (1980) y Cochran *et al.* (1998b) en donde la atmósfera se comportaba como una fuente local de Cu, Zn y Pb.

Tabla 17. Matrices de correlación de los núcleos estudiados.

Núcleo SMCHI (n=40).

	Cu	Cd	Pb	Al	C _{org}	CaCO ₃	Arcilla	Limos	Arenas	²¹⁰ Pb _{xs}
Cu	1.00									0.57
Cd		1.00								
Pb			1.00				0.38		-0.40	
Al				1.00	-0.46	-0.69	0.50	-0.45		
C _{org}					1.00	0.73	-0.60	0.61		0.45
CaCO ₃						1.00	-0.72	0.70		
Arcilla							1.00	-0.93	-0.50	
Limos								1.00		
Arenas									1.00	
²¹⁰ Pb _{xs}										1.00

Núcleo CCV (n=41).

	Cu	Cd	Pb	Al	C _{org}	CaCO ₃	Arcilla	Limos	Arenas	²¹⁰ Pb _{xs}
Cu	1.00				0.34	0.64				
Cd		1.00	0.49		-0.38		-0.62	0.49		
Pb			1.00	0.80	-0.44		-0.57	0.56		
Al				1.00	-0.47	-0.39	-0.41	0.45	-0.40	
C _{org}					1.00	0.56		-0.34	0.30	
CaCO ₃						1.00	0.55	-0.64	0.60	
Arcilla							1.00	-0.95	0.50	
Limos								1.00	-0.70	
Arenas									1.00	
²¹⁰ Pb _{xs}										1.00

Núcleo CP1 (n=45).

	Cu	Cd	Pb	Al	C _{org}	CaCO ₃	Arcilla	Limos	Arenas	²¹⁰ Pb _{xs}
Cu	1.00		0.67		0.87	-0.33	0.62	0.46	-0.62	0.65
Cd		1.00	-0.45	-0.44	0.39			0.38	-0.32	
Pb			1.00	0.57	0.44	-0.50	0.42		-0.30	0.62
Al				1.00		-0.47				
C _{org}					1.00		0.55	0.59	-0.70	
CaCO ₃						1.00				-0.47
Arcilla							1.00		-0.64	0.75
Limos								1.00	-0.92	
Arenas									1.00	-0.49
²¹⁰ Pb _{xs}										1.00

Tabla 17. Matrices de correlación de los núcleos estudiados (continuación).

Núcleo EU (n=35).

	Cu	Cd	Pb	Al	C _{org}	CaCO ₃	²¹⁰ Pb _{xs}
Cu	1.00	0.72		0.70	-0.34		
Cd		1.00		0.54	-0.42		-0.43
Pb			1.00				
Al				1.00			
C _{org}					1.00		
CaCO ₃						1.00	
²¹⁰ Pb _{xs}							1.00

Núcleo DU1 (n=45)

	Cu	Cd	Pb	Al	C _{org}	CaCO ₃	Arcilla	Limos	Arenas	²¹⁰ Pb _{xs}
Cu	1.00					0.34			0.30	
Cd		1.00					-0.67	0.67		-0.69
Pb			1.00	0.69	-0.49	-0.33			0.30	
Al				1.00	-0.43	-0.30			0.60	
C _{org}					1.00	0.33			-0.30	
CaCO ₃						1.00				
Arcilla							1.00			0.62
Limos								1.00		-0.68
Arenas									1.00	0.77
²¹⁰ Pb _{xs}										1.00

Las arcillas correlacionaron positivamente con: Al (r=0.50) y Pb (r=0.38) del núcleo SMCHI; Cu (0.64) y ²¹⁰Pb_{xs} (r=0.75) del núcleo CP1; y ²¹⁰Pb_{xs} (r=0.62) del núcleo DU1, además, los limos correlacionaron significativamente con algunos metales (Al, Cd y Pb del núcleo CCV; Cd y Cu del núcleo CP1; y Cd del núcleo DU1) debido a que las partículas con tamaño de grano fino (limos y arcillas) poseen mayores áreas superficiales para la adsorción de metales (Jickell y Knap, 1984; Otte, 1991; Charmasson *et al.*, 1998; Cundy y Croudace, 1996; Chagué-Goff *et al.*, 2000). Por otra parte, las correlaciones positivas entre Al y arcillas se

relacionan con la presencia dominante de Al en los minerales aluminosilicatos de la fracción arcillosa de los sedimentos.

Las arenas mostraron correlaciones inversas estadísticamente significativas ($p < 0.05$) con: Pb del núcleo SMCHI; Al del núcleo CCV; y Cu, Cd y Pb del núcleo CP1, que indican que la presencia de arenas con tamaño de grano más grande (menor área superficial para la adsorción de metales) provocan un efecto de dilución en el material fino enriquecido por metales.

El C_{org} correlacionó positivamente con: Cu del núcleo CCV ($r=0.34$); y Cu ($r=0.87$), Cd ($r=0.39$) y Pb ($r=0.44$) del núcleo CP1, lo que sugiere que probablemente estos metales han sido introducidos al sistema unidos a la materia orgánica y es posible que esta actúe como concentradora de metales, debido a que se le considera como un importante agente de transporte, concentrador y removilizador de metales pesados en los sistemas acuáticos (Idiz *et al.*, 1986), siendo algunos mecanismos de enlace entre los metales y la materia orgánica, la adsorción física y la quimioadsorción (Rae y Allen, 1993); sin embargo, el C_{org} correlacionó negativamente con: Al del núcleo SMCHI; Cd, Pb y Al del núcleo CCV; Cu y Cd del núcleo EU; y Pb y Al del núcleo DU1, posiblemente debido a la dilución de la contribución de terrígenos causada por una mayor productividad primaria.

El $CaCO_3$ correlacionó positivamente con el C_{org} en los núcleos SMCHI ($r=0.73$), CCV ($r=0.56$) y DU1 ($r=0.33$), indicando que su origen es biogénico, relacionado con la productividad primaria en la columna de agua, dado que el

consumo fotosintético de CO_2 es el mecanismo dominante de la precipitación de carbonatos, por lo que el incremento en la precipitación de CaCO_3 indica una mayor productividad y una disminución de CaCO_3 refleja un incremento en la respiración biológica, actividad bacterial y oxidación química (Bortleson y Lee, 1972; Ruiz-Fernández *et al.*, 2002). El CaCO_3 presentó correlaciones negativas con: Al del núcleo SMCHI ($r=0.69$); Al del núcleo CCV ($r=0.39$); Al, Cu y Pb del núcleo CP1 ($r=0.47$, $r=0.33$ y $r=0.50$, respectivamente); y Al y Pb del núcleo DU1 ($r=0.30$ y $r=0.33$, respectivamente), debido a que los carbonatos son un material de grano grueso en forma de fragmentos calcáreos que contienen concentraciones bajas de metales y al adicionarse al material de grano fino enriquecido con metales pesados puede provocar un efecto de dilución (Dosis y Warren, 1980), al igual que las arenas.

9.6. Concentraciones básicas de metales

Un indicador potencial de aportes antropogénicos metálicos a los sedimentos es la presencia de concentraciones de metales más altas que las naturales (Summers *et al.*, 1996), por lo tanto, es necesario establecer cuales son estos niveles naturales en los sedimentos estudiados antes de hacer alguna estimación de su contribución antropogénica a los sedimentos. Las concentraciones básicas de los metales de cada uno de los núcleos se presentan en la Tabla 18 y se obtuvieron promediando las concentraciones de los metales de cuatro capas por debajo de la profundidad en la que se alcanza el ^{210}Pb soportado, es decir, sedimentos suficientemente viejos, anteriores a 1930, previos al inicio del gran desarrollo agrícola e industrial en las zonas de estudio, además

fueron secciones que tuvieron composición textural equivalente a las secciones superiores, en las que interesaba evaluar el grado de contaminación (Loring y Rantala, 1992). Las concentraciones básicas calculadas de Al y Cu de los cinco núcleos estudiados muestran valores inferiores a los de la corteza terrestre presentados por Martin y Maybeck (1979), sin embargo las concentraciones básicas de Cd y Pb de los cinco núcleos resultaron ser superiores a los de la corteza terrestre, excepto Pb del núcleo CP1. Resultados semejantes fueron encontrado por Ruiz-Fernández *et al.* (2001b) para el estuario del río Culiacán.

Tabla 18. Concentraciones básicas de los metales estudiados por núcleo en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Metal	Corteza terrestre**	SMCHI	CCV	CP1	EU	DU1
Al*	69	35.19 ± 2.05	29.91 ± 0.95	30.36 ± 3.86	34.91 ± 3.10	22.99 ± 3.24
Cd	0.2	0.45 ± 0.06	0.28 ± 0.01	0.57 ± 0.04	0.26 ± 0.01	0.56 ± 0.02
Cu	32	18.79 ± 2.07	15.65 ± 1.66	9.34 ± 0.99	10.26 ± 0.51	10.33 ± 0.65
Pb	16	19.46 ± 2.44	16.73 ± 1.83	13.35 ± 0.52	32.33 ± 0.54	15.41 ± 1.85

*Las concentraciones de Al están dadas en mg g^{-1} . ** Martin y Meybeck (1979).

9.7. Factores antropogénico y de enriquecimiento e índice de geoacumulación

9.7.1. Laguna Chiricahueto

La distribución de los factores de enriquecimiento de los metales pesados de los núcleos de la laguna Chiricahueto se presenta en la Figura 18 y los valores de los factores antropogénicos y los intervalos de los factores de enriquecimiento y de los índices de geoacumulación se presentan en la Tabla 19.

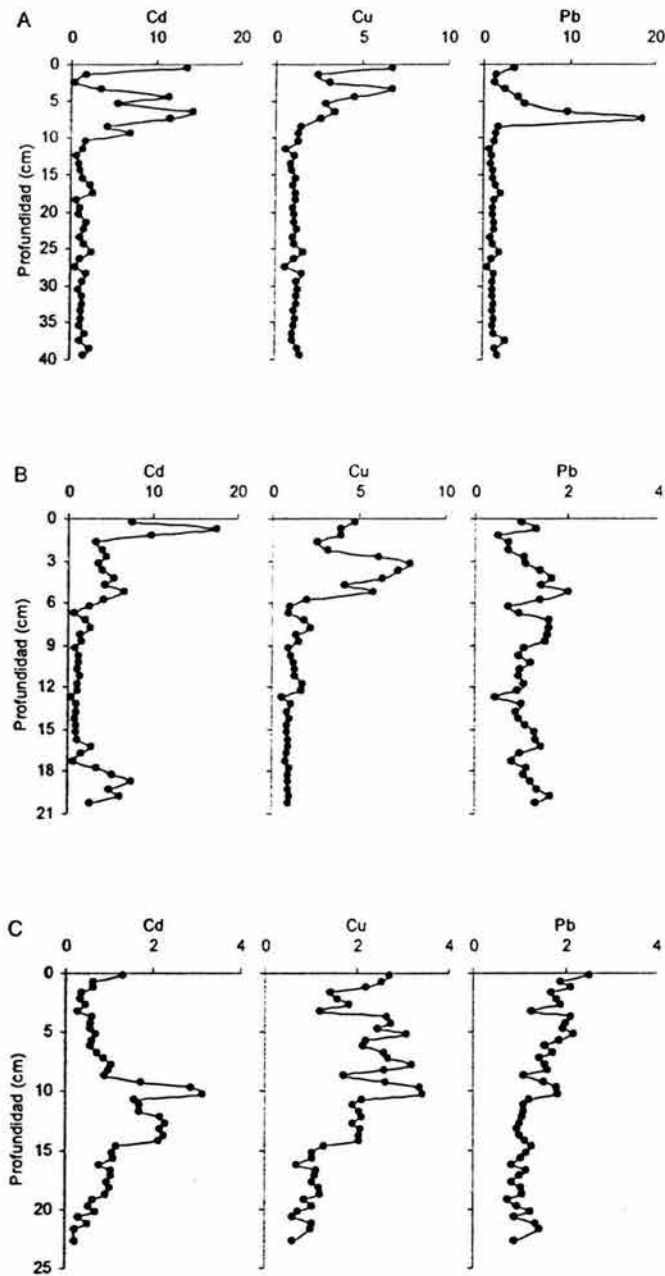


Figura 18. Perfiles de los factores de enriquecimiento de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.

Tabla 19. Factores antropogénicos (FA) e intervalos de los factores de enriquecimiento (FE) e índice de geoacumulación (I_{geo}) de los metales pesados de los núcleos de la laguna Chiricahueto.

Núcleo	Cd			Cu			Pb		
	FA	FE	I_{geo}	FA	FE	I_{geo}	FA	FE	I_{geo}
SMCHI	3,82	0.39 - 14.44	0 - 2	3,84	0.57 - 6.76	0 - 2	1,51	0.58 - 18.53	0 - 2
CCV	1,75	0.46 - 17.63	0 - 3	5,22	0.59 - 7.96	0 - 2	0,89	0.45 - 2.04	0 - 1
CP1	1,42	0.23 - 3.14	0 - 1	2,97	0.63 - 3.43	0 - 2	2,23	0.77 - 2.51	0 - 1

9.7.1.1. Núcleo SMCHI

El núcleo SMCHI (Fig. 18A) mostró enriquecimiento excesivo de los tres metales dentro de los 10 primeros centímetros de profundidad, que comprenden de antes de 1935 a 2000. El perfil de Cd presentó dos secciones: una profunda (40 a 10 cm) en la que los valores son naturales ($FE \approx 1.0$) y una superficial (9 a 0 cm) en la que hay enriquecimiento excesivo y se observa la presencia de tres máximos: (a) a los 7 cm, cuyo FE es de 14.0, y corresponde al año de 1950; (b) a los 5 cm, en donde el FE es de 12.0 (año de 1974); y (c) a 1 cm de profundidad, cuyo FE nuevamente es 14.0, y corresponde al año de 2000. El Cu también exhibió dos regiones: (a) de 40 a 11 cm en la que el $FE \approx 1.0$, e indica valores naturales; y (b) de 10 a 0 cm en la que hay enriquecimiento gradual hacia las capas superiores, en donde el FE varía de 1.3 a 1.4 y en el que se observa la presencia de dos máximos a los 4 y 1 cm de profundidad (años de 1984 y 2000, respectivamente), en donde el valor de FE en ambos es 6.7. El Pb mostró valores naturales a lo largo del núcleo (FE oscilando alrededor de 1) excepto por un máximo a los 8 cm en el que el FE es de 18.5 y corresponde al año de 1935.

Los factores antropogénicos para los metales de este núcleo indican incrementos moderados actuales de Cd, Cu y en menor medida de Pb, cuyos valores de FA son 3.8, 3.8 y 1.5 respectivamente, que indican que hay cerca de 4 veces más Cd y Cu y 1.5 veces más Pb en las capas superficiales que en las capas profundas.

Los I_{geo} de este núcleo establecen que hay moderada contaminación ($I_{geo}=2$) por Cd en algunas secciones centrales (18 y 10 cm), las cuales son anteriores a 1935; de Cu en algunas capas cercanas a la superficie (4 a 3 cm) y que comprenden de 1984 a 1993; y de Pb a los 8 cm de profundidad y corresponde al año de 1935. Las secciones restantes del núcleo presentan nula (o moderada) contaminación por estos metales.

9.7.1.2. Núcleo CCV

El núcleo CCV (Fig. 18B) presentó enriquecimiento excesivo de Cd y Cu entre la superficie y los 6 cm de profundidad, los cuales comprenden desde 1963 hasta 2000. El perfil de Cd mostró tres secciones: (a) de 21.5 a 18 cm en la que hay enriquecimiento excesivo, con el FE oscilando entre 2.8 y 7.5 y es anterior a 1935; (b) de 18 a 7 cm en la que los valores son naturales ($FE \approx 1.0$); y (c) de 6.5 a 0 cm en la que ha habido un enriquecimiento gradual hacia las capas superiores que se ha tornado excesivo (FE varía de 2.5 a 17.6), en el que se observa la presencia de un máximo a los 2 cm de profundidad ($FE=17.6$) y corresponde al año de 1999. El perfil de Cu se puede dividir en dos regiones: la primera y mas profunda (21.5 a 6 cm) en la que los valores son naturales con FE oscilando alrededor de 1 y la segunda que es mas reciente y mas superficial (5.5 a 0 cm) en la que hay enriquecimiento excesivo en donde el FE oscila entre 2.0 y 7.9. El perfil de Pb presentó valores naturales ($FE \approx 1.0$) a los largo del núcleo excepto por un máximo a los 5.5 cm de profundidad ($FE=2.0$) que se produjo en el año de 1963.

Los factores antropogénicos de este núcleo señalan un incremento excesivo actual de Cu (FA=5.2), un incremento moderado actual de Cd (FA=1.8) y que no ha habido cambios en los niveles de Pb (FA=0.9) en el tiempo registrado en esta columna sedimentaria.

Los índices de geoacumulación indican que hay de fuerte a moderada contaminación por Cd ($I_{geo}=3$) en las secciones profundas del núcleo (20 a 19 cm), las cuales son previas al año de 1935; y hay moderada contaminación por Cd y Cu ($I_{geo}=2$) en algunas capas subsuperficiales (5 a 3.5 cm) que comprenden desde 1974 hasta 1984. Las secciones restantes del núcleo presentan nula (o moderada) contaminación por estos dos metales, así como todo el núcleo muestra nula (o moderada) contaminación por Pb.

9.7.1.3. Núcleo CP1

El núcleo CP1 (Fig. 18C) se caracteriza por presentar enriquecimiento moderado de los tres metales en algunas secciones de la columna sedimentaria. El perfil de Cd se puede dividir en tres regiones: (a) de 21.5 a 15 cm en la que los valores son naturales ($FE\approx 1.0$); (b) de 14.5 a 9.5 cm (previa a 1873), en la que el enriquecimiento es moderado, con el FE oscilando entre 1.5 y 3.1; y (c) de 9 a 0 cm en la que de nuevo los valores son naturales ($FE\approx 1.0$) y comprende de 1905 a 2001. El perfil de Cu mostró dos secciones: una profunda (21.5 a 15) en la que los niveles son naturales ($FE\approx 1.0$) y una superficial (14.5 a 0 cm) en la que el enriquecimiento es moderado, en donde los valores de FE varían de 1.2 a 3.4 (anterior a 1873 hasta 2001). Al igual que el Cu, el perfil de Pb también presentó

dos distribuciones: la primera (21.5 a 12.5 cm) en la que los valores son naturales ($FE \approx 1.0$) y la segunda (12 a 0 cm) en la que hay un moderado enriquecimiento en la que el FE varía de 1.1 a 2.5 y comprende desde antes de 1873 hasta 2001.

Los factores antropogénicos señalan que existen incrementos moderados actuales de Cu ($FA=3.0$) y Pb ($FA=2.2$) y en menor medida de Cd ($FA=1.4$), los cuales indican que hay cerca de 3 veces más Cu, 2 veces más Pb y cerca de 1.5 veces más Cd en las capas superiores del núcleo que las secciones más profundas.

Los índices de geoacumulación determinados para este núcleo establecen que hay moderada contaminación ($I_{geo}=2$) por Cu a los 8 cm (1905), a los 5 cm (1962), a los 4.5 cm (1971) y a los 4 cm (1977), mientras que el resto de las secciones muestran nula (o moderada) contaminación por Cu, así como también de Cd y Pb para todas las capas.

9.7.2. Estero de Urías

La distribución de los factores de enriquecimiento de los metales pesados de los núcleos del Estero de Urías se presenta en la Figura 19 y los valores de los factores antropogénicos y los intervalos de los factores de enriquecimiento y de los índices de geoacumulación se presentan en la Tabla 20.

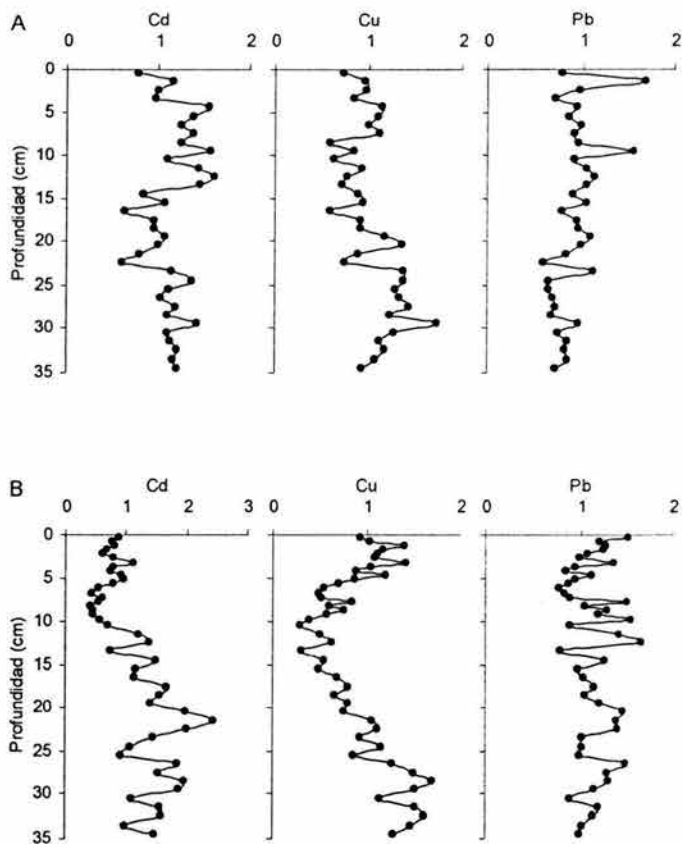


Figura 19. Perfiles de los factores de enriquecimiento de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.

9.7.2.1. Núcleo EU

El núcleo EU (Fig. 19A) se caracteriza por presentar valores naturales o enriquecimiento natural por los tres metales, puesto que los niveles de FE oscilaron alrededor de 1.0, aunque llegaron a tener valores máximos de FE de 1.6 para Cd, 1.7 para Cu y 1.7 para Pb que expresan un ligero enriquecimiento.

Tabla 20. Factores antropogénicos (FA) e intervalos de los factores de enriquecimiento (FE) e índice de geoacumulación (I_{geo}) de los metales pesados de los núcleos del Estero de Uriás.

Núcleo	Cd			Cu			Pb		
	FA	FE	I_{geo}	FA	FE	I_{geo}	FA	FE	I_{geo}
EU	0,94	0.62 - 1.61	0 - 1	0,84	0.59 - 1.73	0 - 1	1,29	0.60 - 1.69	0 - 1
DU1	1,21	0.42 - 2.46	0 - 1	1,61	0.30 - 1.70	0 - 1	2,21	0.76 - 1.66	0 - 1

Los factores antropogénicos de este núcleo establecen que hay incremento moderado actual de Pb en donde el FA es de 1.3, sin embargo no ha habido cambios con respecto a las concentraciones de Cd y Cu (FA = 0.9 y 0.8, respectivamente) en todo el tiempo registrado en la columna sedimentaria.

Los valores de I_{geo} de este núcleo señalan que en este sitio hay nula (o moderada) contaminación por Cd, Cu y Pb.

9.7.2.2. Núcleo DU1

El núcleo DU1 (Fig. 19B) mostró valores naturales y de enriquecimiento moderado por los tres metales. En el perfil de Cd se pueden distinguir dos secciones: una profunda (35 a 12 cm), que es previa a 1955, en la que se muestra enriquecimiento moderado en donde el FE varía de 1.0 a 2.5 y una superficial (11 a 0 cm) en la que los valores son naturales (FE de 0.4 a 1.1) y comprende de 1955 a 2001. El perfil de Cu presentó enriquecimiento moderado en las secciones profundas (35 a 27 cm), previas a 1925, en donde el FE varía de 1.1 a 1.7; en las capas centrales (26 a 5 cm) los niveles son naturales o diluidos con respecto a los valores naturales (anteriores a 1925 hasta 1981); y finalmente, en las capas superficiales (4.5 a 0 cm) los valores de FE se incrementaron y nuevamente mostraron un ligero enriquecimiento (FE de 1.0 a 1.3) y comprenden de 1990 a 2001. El perfil de Pb exhibió niveles naturales y de enriquecimiento moderado a lo largo del núcleo puesto que los factores de enriquecimiento oscilaron entre 0.8 y 1.7.

Los factores antropogénicos de este núcleo señalan incrementos moderados actuales de Cd (FA=1.2), Cu (FA=1.6) y en mayor medida de Pb (FA=2.2), los cuales establecen que hay 1.2 veces mas Cd, 1.6 veces mas Cu y 2.2 veces mas Pb en los estratos superiores que en las secciones del fondo del núcleo.

Los índices de geoacumulación determinados para los metales pesados de este núcleo expresan nula (o moderada) contaminación por Cd, Cu y Pb en este sitio.

Los sedimentos de los núcleos de la laguna Chiricahueto presentaron un moderado enriquecimiento para los tres metales, causados posiblemente por el impacto de las actividades agrícolas de la zona, por los efluentes municipales e industriales de las ciudades aledañas y por el deposito atmosférico directo (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Soto-Jimenez *et al.*, 2003a; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a), por otra parte, los núcleos del Estero de Urias solo mostraron una ligero enriquecimiento por Pb, debido posiblemente a las emisiones de automóviles e industrias de la ciudad de Mazatlán.

9.8. Flujos e inventarios de metales pesados en sedimentos de marismas de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urias

Los inventarios se consideran como los indicadores más confiables de acumulación de contaminantes dado que dependen de las concentraciones y de las tasas de acumulación (Frignani *et al.*, 1997), además quedan excluidas cualquier fuente de variabilidad como por ejemplo la bioperturbación y la

resuspensión en la distribución vertical de los metales (Muñoz y Salamanca, 2003), y como los inventarios representan la masa total del metal por unidad de área, en la que se elimina el problema de las diferentes tasas de acumulación de sedimentos y de metales, es posible comparar sedimentos de diferentes sitios en un mismo periodo de tiempo (Evans *et al.*, 1986). El inventario del exceso de los metales se calculó por medio de la fórmula (Cochran *et al.*, 1998b):

$$\sum M_{xs} = \sum_i (\rho_i h_i (M_{xs})_i)$$

donde, $\sum M_{xs}$ = inventario de los excesos del metal ($\mu\text{g cm}^{-2}$); ρ_i = densidad del intervalo i (g cm^{-3}); h_i = espesor del intervalo i (cm); M_{xs} = exceso del metal en el intervalo i ($\mu\text{g g}^{-1}$).

Los inventarios de los excesos de los metales calculados se presentan en la Tabla 21, donde se muestra que los núcleos de la laguna Chiricahueto presentaron inventarios mas altos que los núcleos del Estero de Urías, particularmente el núcleo SMCHI exhibió el mayor inventario de Cd y el núcleo CP1 los mayores inventarios de Cu y Pb.

La liberación de metales al ambiente por las actividades antropogénicas ha producido un incremento en los flujos de estos contaminantes en la zona costera con el paso del tiempo, produciendo sobre las marismas, un exceso en la concentración de estos por encima de sus niveles básicos (Cochran *et al.*, 1998b).

Tabla 21. Inventarios (I) e intervalos de los flujos (F) de los excesos de los metales pesados de los núcleos de las lagunas Chiricahueto y Estero de Urías.

Núcleo	Cd		Cu		Pb	
	I ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	F ($\mu\text{g cm}^{-2}\text{a}^{-1}$)	I ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	F ($\mu\text{g cm}^{-2}\text{a}^{-1}$)	I ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	F ($\mu\text{g cm}^{-2}\text{a}^{-1}$)
Laguna Chiricahueto						
SMCHI	1,89	0 - 0.52	53,56	0 - 3.48	47,62	0 - 2.16
CCV	0,80	0 - 0.32	44,03	0 - 4.57	nd	0 - 0.21
CP1	nd	nd	65,84	0.06 - 2.09	72,83	0.03 - 2.54
Esteros de Urías						
EU	0,49	0 - 0.02	5,87	0 - 0.35	42,29	0 - 3.27
DU1	0,34	0 - 0.01	1,41	0 - 0.12	18,16	0 - 0.36

nd: No disponible.

El cálculo del flujo de los excesos de los metales requiere de la determinación de los excesos de los metales (M_{xs}) en los sedimentos, los cuales se calculan substrayendo la concentración básica de los metales a cada una de las concentraciones totales de estos (Spencer *et al.*, 2003). Así pues, el flujo de los excesos de los metales basados en la geocronología con ^{210}Pb se determina por medio de la siguiente fórmula (McCaffrey y Thomson, 1980):

$$F_i = (M_{xs})_i S_i \rho_i$$

donde, F_i = flujo en exceso del metal en el intervalo i ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$); M_{xs} = exceso de la concentración del metal en el intervalo i ($\mu\text{g g}^{-1}$); S_i = tasa de sedimentación obtenida con ^{210}Pb en el intervalo i (cm a^{-1}); ρ_i = densidad del sedimento seco en el intervalo i (g cm^{-3}).

Los flujos de los excesos de los metales con respecto a los años de los núcleos de la laguna Chiricahueto y del Estero de Urías se presentan en las Figuras 20 y 21, respectivamente, y los intervalos de los valores obtenidos se presentan en la Tabla 21.

Los mayores flujos de Cd y Cu se presentaron en los núcleos de la laguna Chiricahueto, de Cd ($0.52 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) en el núcleo SMCHI y de Cu ($4.57 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) en el núcleo CCV, y los flujos más elevados de Pb ($3.27 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) ocurrieron en el núcleo EU del Estero de Urías.

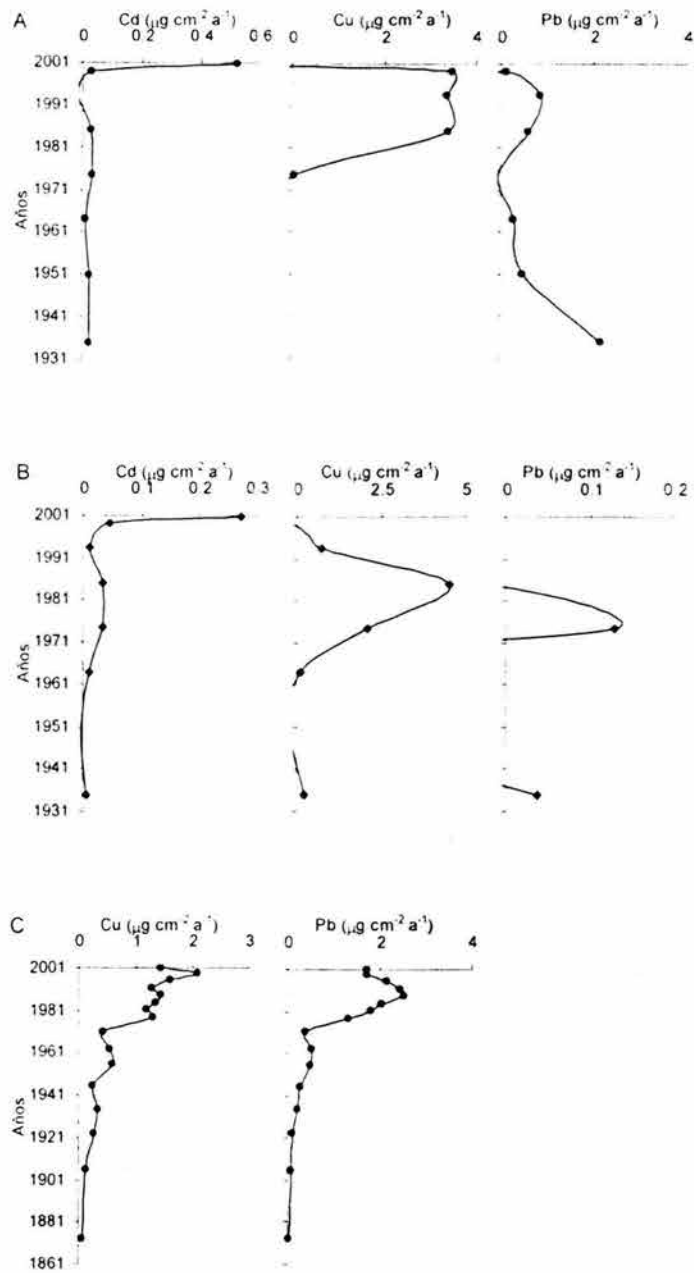


Figura 20. Flujos de los metales en exceso de los núcleos SMCHI (A), CCV (B) y CP1 (C) de la laguna Chiricahueto.

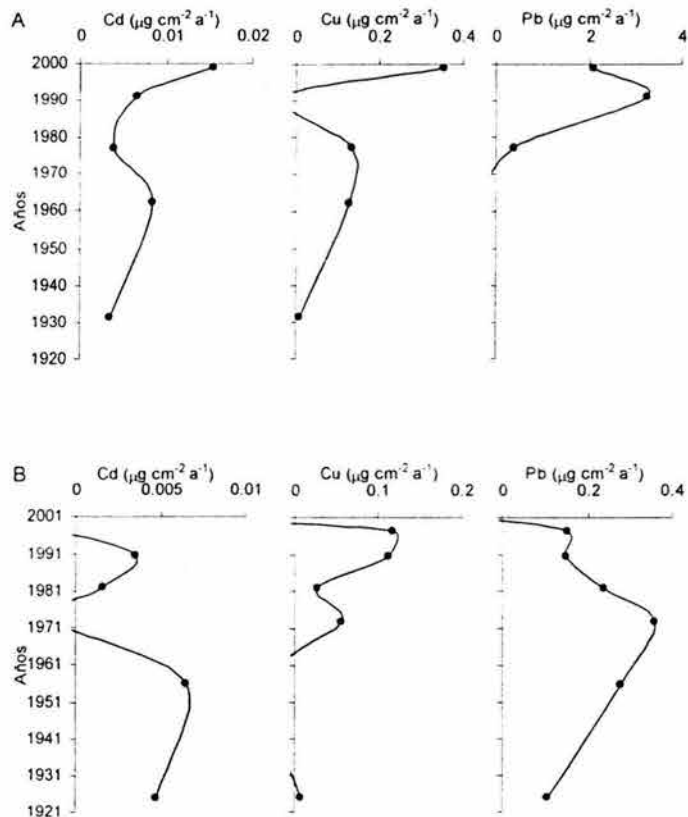


Figura 21. Flujos de los metales en exceso de los núcleos EU (A) y DU1 (B) del Estero de Urías.

En el núcleo SMCHI (Fig. 20A) los flujos de Cd fueron casi constantes ($\sim 0.26 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) desde 1934 hasta 1999 para luego incrementarse drásticamente hasta obtener un flujo máximo de $0.52 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$ en el año de 2001. Los flujos de Cu se hicieron presentes en el año de 1974 ($0.06 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$), los cuales se incrementaron y se mantuvieron casi constantes ($3.42 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) por más de una década (1985 a 1999). Por otra parte, los flujos de Pb fueron máximos en el año de 1935 ($2.16 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) y desde entonces han ido disminuyendo con el tiempo.

El núcleo CCV (Fig. 20B) presentó flujos de Cd muy similares a los del núcleo SMCHI, en el que los flujos son casi constantes ($0.02 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) en el periodo comprendido entre 1934 y 1993 para luego incrementarse hasta llegar a tener un flujo máximo ($0.27 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) en el año de 2001. Los flujos de Cu aparecen en el año de 1964, llegan a un máximo en el año de 1985 y posteriormente desaparecen. Con respecto al Pb, solo aparece un pico en el año de 1974 que corresponde a un flujo de $0.13 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$.

El núcleo CP1 (Fig. 20C) se caracteriza por presentar flujos de Cu que se incrementan con el tiempo, hasta obtener el valor máximo en el año de 1998 ($2.1 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$). Asimismo los flujos de Pb aumentan con el tiempo hasta el año de 1988 ($2.54 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) para luego reducirse paulatinamente hacia el año de 2001 ($1.72 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$). De este núcleo no produjo flujo en exceso de Cd.

En la laguna Chiricahueto, las fuentes de Cu puede ser dos: una debido a la aplicación del fungicida Cupravit^R ($\text{Cu}_2(\text{OH})_3\text{Cl}$) y otros compuestos similares a los cultivos de tomate y otras hortalizas en el valle de Culiacán, que abarcan una superficie mayor a 20,000 ha, con un aporte anual de Cu a los suelos agrícolas entre 0.3 y 1.2 kg ha^{-1} , que pueden ser transportados a los sedimentos de las marismas por escurrimientos fluviales, y la otra fuente es debido a los efluentes municipales sin tratar (Soto-Jiménez y Páez-Osuna, 2001; Soto-Jiménez *et al.*, 2003a).

El enriquecimiento de Pb en los núcleos de la laguna Chiricahueto se debe a los escurrimientos de las carreteras que son lixiviados por precipitación fluvial.

mezclados con los efluentes municipales y luego transportados por el dren Chiricahueto hacia las marismas, así como el depósito atmosférico directo proveniente del consumo de gasolina con plomo, cuyo uso nacional comenzó a partir de la década de 1940, su máximo estuvo en la década de 1970 y su disminución empezó en la década de 1980 cuando el gobierno mexicano decretó la reducción de las fuentes del Pb y de sus niveles (Driscoll *et al.*, 1992; INEGI, 1999; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a; Soto-Jiménez *et al.*, 2003a).

Las fuentes de Cd en la laguna Chiricahueto están relacionadas con la aplicación de grandes cantidades de fertilizantes simple y triple fosfato calcita en los predios agrícolas del valle de Culiacán, los cuales son producidos a partir de la roca fosfatada que contiene de 3 a 150 mg Cd kg⁻¹ (de Meeûs *et al.*, 2002) y otra fuente de Cd procede de la descarga de efluentes domésticos (Soto-Jiménez *et al.*, 2003a).

En el núcleo EU (Fig. 21A) los flujos de Cd y Cu se incrementan con los años hasta presentar los valores máximos en el año de 1998 (0.02 y 0.35 µg cm⁻² a⁻¹, respectivamente). Los flujos de Pb aparecen en el año de 1977, alcanzan su valor máximo en el año de 1991 (3.27 µg cm⁻² a⁻¹) y a partir de entonces disminuyen hasta el año de 1999 (2.11 µg cm⁻² a⁻¹).

Los flujos de Cd (0-0.1 µg cm⁻² a⁻¹) y Cu (0-0.12 µg cm⁻² a⁻¹) del núcleo DU1 (Fig. 21B) fueron los mas bajos de todos los núcleos estudiados. En este núcleo los flujos de Cd tienden a disminuir desde el pasado hacia el presente. Los flujos de Cu aparecen en el año de 1973, presentan su máximo en el año de 1998

($0.12 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) y hacia el año 2001 prácticamente desaparecen. Por otra parte, el perfil de Pb muestra un incremento gradual de los flujos hasta el año de 1973 en donde alcanza el valor máximo de $0.36 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$, sin embargo, estos flujos se han venido reduciendo hasta desaparecer hacia el año 2001.

Con respecto al Estero de Urías, solo se evidenció una ligera contaminación por Pb, la cual se considera como resultado del depósito atmosférico de este metal producto de las emisiones de los automóviles y de las industrias de la ciudad de Mazatlán, y como se observó los mayores flujos de Pb se dieron en la década de 1970 cuando hubo el mayor consumo de gasolina con plomo, y la reducción que se observó en años posteriores fue debida al decreto del gobierno mexicano de reducir las fuentes de plomo (Driscoll *et al.*, 1992; Ruiz-Fernández *et al.*, 2003a; Soto-Jiménez *et al.*, 2003a).

10. CONCLUSIONES

1. Las concentraciones de Cd y Cu de los núcleos de la laguna Chiricahueto son más elevados que las de los núcleos del Estero de Urías. Las concentraciones de Pb son semejantes en ambos sitios y se pueden considerar como niveles básicos regionales.
2. Las concentraciones de los metales pesados analizados de los cinco núcleos estudiados, tienen niveles semejantes a los publicados en la literatura especializada para sitios ligeramente contaminados por metales pesados.
3. El procedimiento de normalización por Al produjo cambios apreciables en las tendencias de los perfiles. Para los núcleos de la laguna Chiricahueto se observaron tendencias de incremento hacia la superficie en los perfiles de los tres metales pesados, mientras que en el Estero de Urías mostraron proporciones casi constantes de los tres metales, excepto para Pb en el núcleo EU, que presentó tendencias a incrementarse hacia la superficie. Los procedimientos de normalización por arcillas y por C orgánico no fueron determinantes para explicar las variaciones en los perfiles de los metales pesados estudiados.
4. Las cronologías con $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ determinadas por el modelo CRS en los núcleos permiten establecer que las tasas de sedimentación y acumulación se mantuvieron casi constantes desde principios del siglo XX hasta 1993

para el núcleo SMCHI y hasta 1971 para el núcleo CP1, a partir de entonces se incrementaron considerablemente, y esto se puede deberse al aporte de sedimentos que llegan desde la gran cantidad de campos agrícolas que se han desarrollado cerca de la laguna, aunque no es muy claro porque no se observa un cambio importante en las tasas en la década de 1950 que fue cuando se dio la expansión agrícola del valle de Culiacán. En el Estero de Urias (EU y DU1) las tasas de sedimentación y acumulación tuvieron los mayores incrementos a partir de la década de 1990 y pueden estar relacionados con una mayor cantidad de escorrentías y por el crecimiento gradual de las granjas camaronícolas en los márgenes de la laguna, cuyo inició fue en 1987.

5. Los flujos atmosféricos de ^{210}Pb en los cinco núcleos son inferiores a los esperados de acuerdo a la literatura especializada disponible, lo cual puede atribuirse al bajo flujo atmosférico, el cual no se ha medido directamente (se recomienda), o a que las zonas de estudio están siendo erosionadas, o a que están recibiendo sedimentos provenientes de otros sitios con menores actividades de este radionúclido (erosión de sedimentos "viejos") y por lo tanto diluyendo la señal atmosférica del sitio.
6. Las altas correlaciones significativas del $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ con Cu y Pb de los núcleos de la laguna Chiricahueto establecen que una de las posibles fuentes de estos metales es la vía atmosférica. Las correlaciones significativas entre Al y Pb en los núcleos CCV, CP1 y DU1 y Al y Cd y Cu del núcleo EU, indican que otra de las posibles fuentes de estos metales es litogénica.

7. De los métodos que se emplearon para determinar el grado de contaminación por metales pesados se concluye que:

- a) Según el factor antropogénico (FA), en los núcleos de la laguna Chiricahueto hay incrementos moderados actuales de Cd (1.4 a 3.8), incrementos de moderados a excesivos (3.0 a 5.2) de Cu e incrementos moderados de Pb (1.5 a 2.2). Los metales de los núcleos del Estero de Uriás no han sufrido cambios o han tenido solamente incrementos moderados actuales.
- b) De acuerdo al índice de geoacumulación (I_{geo}), en los núcleos de la laguna Chiricahueto existe de moderada a fuerte contaminación por Cd y moderada contaminación por Cu y Pb. En los núcleos del Estero de Uriás la clasificación de los sedimentos es de no contaminados o moderadamente contaminados.
- c) Respecto al factor de enriquecimiento (FE), dentro de los primeros diez centímetros de los núcleos de la laguna Chiricahueto, que comprenden de 1873 a 2001, hay un enriquecimiento de moderado a excesivo por los tres metales. Los sedimentos del Estero de Uriás solo presentaron valores naturales o de enriquecimiento moderado.
- d) Generalizando, los sedimentos de los núcleos de la laguna Chiricahueto se encuentran moderadamente enriquecidos por los tres metales, mientras que los núcleos del Estero de Uriás solo están enriquecidos moderadamente por Pb.

8. Con respecto a los flujos de los metales, los niveles más elevados de Cd ($0.52 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) y Cu ($4.57 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) se presentaron en los núcleos de la laguna Chiricahueto, mientras que los valores más altos de Pb ($3.27 \mu\text{g cm}^{-2} \text{a}^{-1}$) se dieron en el núcleo EU del Estero de Urías.
9. Aunque los flujos de cada núcleo presentaron diversas tendencias, se puede generalizar que en la laguna Chiricahueto hay incrementos en los flujos de Cd a partir de 1999 hasta 2001, los flujos de Cu se incrementaron en gran medida desde 1971 hasta 1999 y los flujos de Pb se elevaron desde 1971 hasta 1988 para luego disminuir gradualmente, probablemente debido a las regulaciones ambientales sobre el contenido de tetraetilo de Pb en las gasolineras. En el Estero de Urías, los flujos de Cd y Cu han tenido fluctuaciones considerables con los años, mientras que los flujos de Pb se incrementaron gradualmente desde 1924 hasta 1973 a partir de entonces empezaron a disminuir.
10. Los inventarios más altos de Cd y Cu se encontraron en los núcleos de la laguna Chiricahueto, lo cual seguramente se debe a la extensiva aplicación de agroquímicos a los campos agrícolas cercanos a la laguna. Los niveles de Pb de los dos sitios (lagunas Chiricahueto y Estero de Urías) son probablemente el resultado de las emisiones de los automóviles y de la industria.

11. Con respecto a la hipótesis de este trabajo:

Sólo los perfiles de Cu y Pb de la laguna Chiricahueto y de Pb del Estero de Urías mostraron concentraciones más elevadas en los estratos superiores que en las capas más profundas, pero al normalizar las concentraciones con Al, además de los perfiles mencionados, algunos perfiles de Cd de la laguna Chiricahueto también mostraron esta tendencia, lo cual establece que hay enriquecimiento reciente de estos metales por las actividades antropogénicas, tales como la agricultura que aporta Cd y Cu a los núcleos de la laguna Chiricahueto y a las emisiones de automóviles e industrias que aportan Pb a las dos lagunas.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, F.J., 2001. Definición e importancia de los humedales. En: F.J. Abarca y M. Herzig (Editores). 2001. Manual para el manejo y la conservación de humedales de México. Segunda edición actualizada. Publicación especial bajo colaboración de la Dirección general de Vida Silvestre-SEMARNAT, Arizona Game and Fish Department, North American Wetland Conservation Council, U.S. Fish and Wildlife Service, Convención Ramsar, U.S. State Department, Ducks Unlimited of Mexico-A.C., Pronatura Noroeste, Canadian Wildlife Service y Society of Wetlands Scientist. Phoenix, Arizona.
- Alexander C.R, Smith, R.G., Calder, F.D., Shropp, S.J., Windom, H.L., 1993. The historical record of metal enrichment in two Florida estuaries. *Estuaries*, 16:627-637.
- Alvarez, M.Jr., 1962. Apuntes de la clase de geología, paleogeografía y tectónica de México. Fac. Ing. Univ. Nal. Auton. México (inédito), 150 pp.
- Andersen, T.J., Mikkelsen, O.A., Møller, A.L., Pejrub, M., 2000. Deposition and mixing depths on some European intertidal mudflats based on ^{210}Pb and ^{137}Cs activities. *Continental Shelf Research*, 20:1569-1591.
- Appleby P.G., Oldfield, F., 1978. The calculation of ^{210}Pb dating assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediments. *Catena*, 5:1-8.
- Appleby, P.G., Oldfield, F., 1992. Application of ^{210}Pb to sedimentation studies. In: M. Ivanovich and R.S. Harmon (eds.). Uranium series disequilibrium, Application to Earth, Marine and Environmental Science, Oxford University Press, 731-778 pp.

- Arriaga-Cabrera, L., Vázquez-Domínguez, E., González-Cano, J., Jiménez-Rosenberg, R., Muñoz-López, E., Aguilar-Sierra, V., 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México.
- Berner, R.A., 1971. Principles of Chemical Sedimentology. McGraw-Hill, New York, 240 pp.
- Bortlestone, G.C., Lee, G.F., 1972. Recent sedimentary history of lake Mendota, Wis. Environmental Science and Technology, 6:799-808.
- Botello, A.V., Villanueva, S.F., Díaz, G.G., Escobar-Briones, E., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Salina Cruz harbor and coastal areas, Oaxaca, Mexico. Marine Pollution Bulletin, 36:554-558.
- Bruland, K.W., Bertine, K., Koide, M., Goldberg, E.D., 1974. History of metal pollution in Southern California coastal zone. Environment Science Technology, 8:425-432.
- Cacador, I., Vale, C., Catarino, F., 1996. Accumulation of Zn, Pb, Cu, Cr and Ni in sediments between roots of the Tagus Estuary Salt marshes, Portugal. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 42:393-403.
- Callaway, J.C., Delaune, R.D., Patrick Jr, W.H., 1998. Heavy metal chronologies in selected coastal wetlands from northern Europe. Marine Pollution Bulletin, 36:82-96.
- Carpenter, R., Peterson, M.L., Bennett, J.T., 1982. ^{210}Pb -derived sediment accumulation and mixing rates for the Washington continental slope. Marine Geology, 48:135-164.
- Carranza-Edwards, A., Gutierrez-Estrada, M., Rodríguez-Torres R., 1975. Unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas. Anales del Centro de Ciencias Del Mar y Limnología, UNAM, 2(1): 81-88.

- Carvalho, F.P., Fowler, S.W., Gonzales-Farias, F. Mee, L.D., Readman, J.W., 1996. Agrochemical residues in the Altata-Ensenada del Pabellon coastal lagoon (Sinaloa, Mexico): a need for integrated coastal zone management. *International Journal of Environmental Health Research*, 6:209-220.
- Carver, R.E., 1971. *Procedures in sedimentary petrology*. Wiley-Interscience, New York, 653 pp.
- Cearreta, A., Irabien, M.J., Leorri, E., Yusta, I., Croudace, I.W., Cundy, A.B., 2000. Recent anthropogenic impacts on the Bilbao estuary, northern Spain: geochemical and microfaunal evidence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50:571-592.
- Cearreta, A., Irabien, M.J., Ulibarri, I., Yusta, I., Croudace, I.W., Cundy, A.B., 2002. Recent salt marsh development and natural regeneration of reclaimed areas in Plentzia estuary, N. Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:683-886.
- Chagué-Goff, C., Nicho, S.L., Jenkinson, A.V., Heijnen, H., 2000. Signatures of natural catastrophic events and anthropogenic impact in an estuarine environment, New Zealand. *Marine Geology*, 167:285-301.
- Charmasson, S., Radakovitch, O., Araud, M., Bouisset, P., Prucho, A.S., 1998. Long-core profiles of ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co and ^{210}Pb in sediment near the Rhône River (Northwestern –Mediterranean Sea). *Estuaries*, 21:367-378.
- Cochran, J.K., Frignani, M., Salamanca, M., Bellucci, L.G., Guerzoni, S., 1998a. Lead-210 as a tracer of atmospheric input of heavy metals in the northern Venice Lagoon. *Marine Chemistry*, 62:13-29.
- Cochran, J.K., Hirschberg, D.J., Wang, J., Dere, C., 1998b. Atmospheric deposition of metals to coastal waters (Long Islands, New York U.S.A.): evidence from salt marsh deposits. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46:503-522.

- Contreras, E.F., 1985. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de ecodesarrollo. Primera edición. México, D.F, 95-98 pp.
- Correa-González, E.M., 1998. Metales pesados en sedimentos, agua, y *Litopenaeus vannamei* de granjas camaronícolas asociadas a los sistemas lagunares Altata-Ensenada del Pabellón y bahía Santa María. Tesis de Licenciatura. FACIMAR. UAS. Mazatlán, Sin, 118 pp.
- Cundy, A.B., Croudace, I.W., 1996. Sediment accretion and recent sea-level rise in the Solent, southern England: inferences from radiometric and geochemical studies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43:449-467.
- Cundy, A.B., Croudace, I.W., Cearreta, A., Irabien, M.J., 2003. Reconstructing historical trends in metal inputs in heavily-disturbed, contaminated estuaries: studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. *Applied Geochemistry*, 18:311-325.
- Daskalakis, K.D., O'Connor, T.P., 1995. Normalization and elemental sediment contamination in coastal United States. *Environmental Science and Technology*, 29:470-477.
- Davies, S.J., Metcalfe, S.E., MacKenzie, A.B., Newton, A.J., Endfield, G.H., Farmer, J.G., 2004. Environmental changes in the Zirahuén basin, Michoacán, Mexico, during the last 1000 years. *Journal of Paleolimnology*, 31:77-98.
- De la Lanza-Espino, G., Flores-Verdugo, F., 1998. Nutrient fluxes in sediment (NH_4^+ and PO_4^{3-}) in N.W. coastal lagoon Mexico associated with an agroindustrial basin. *Water, Air and Soil Pollution*, 107:105-120.
- De Meeûs, C., Eduljee, G.H., Hutton, M., 2002. Assessment and management of risks arising from exposure to cadmium in fertilizers I. *The Science of the Total Environment*, 291:167-187.

- Desmond, J.S., Williams, G.D., Vivian-Smith, G., 2001. The diversity of habitats in southern California coastal wetlands. In: Zedler, J.B. (Ed) Handbook for restoring tidal wetlands. CRC Press. NY, 439 pp.
- Din, Z.B., 1992. Use of aluminium to normalize heavy-metal data from estuarine and coastal sediments of straits of Melaka. *Marine Pollution Bulletin*, 24(10):484-491.
- Dossis, P., Warren, L., 1980. Distribution of heavy metals between the minerals and organic debris in a contaminated marine sediment. In: Baker, R. (Ed) Contaminants and sediments. Ann Arbor Science Publishers, Inc. 119-142 pp.
- Driscoll, W., Mushak, P., Garfias, J., Rothenberg, S.J., 1992. Reducing lead in gasoline. Mexico's experience. *Environmental Science and Technology*, 26:1702-1705.
- El-Rayis, O.A., 1985. Re-assessment of the titration method for determination of organic carbon in recent sediments. *Rapport Comité International de la Mer Méditerranée*. Vol 29:7.
- Evans, R.D., Cornett, R.J., McCulloch, V.A., 1986. The use of sediments as indicators of point and diffuse source of pollution. In: Sly, P.G. Sediment and water interactions. Proceedings of the Third International Symposium on interactions between sediments and water. Geneva, Switzerland, August 27-31, 1984. Springer Verlag, USA, 511 pp.
- Feng, H., Cochran, J.K., Hirschberg, D.J., Wilson, R.E., 1998. Small-scale spatial variations of natural radionuclide and trace metal distributions in sediments from the Hudson River Estuary. *Estuaries*, 21:263-280.

- Fernex, F., Zárate-del Valle, P., Ramírez-Sánchez, H., Michaud, F., Parron, C., Dalmasso, J., Barci-Funel, G., Guzman-Arroyo, M., 2001. Sedimentation rates in Lake Chapala (western Mexico): possible active tectonic control. *Chemical Geology*, 177:213-228.
- Flores-Verdugo, F., 1996. Procesos ecológicos en humedales. En: F.J. Abarca y M. Herzig (eds.). *Manual para el manejo y la conservación de los humedales en México*. Segunda edición. Publicación especial. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP, Arizona Game & Fish Department, U.S. Fish and Wildlife Service y North American Wetlands Conservation Council.
- Flynn, W.W., 1968. The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Analytica Chimica Acta*, 43:221-227.
- Folk, R.L., 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill, Austin, Texas, 183 pp.
- Förstner, U., Wittmann, G., 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 486 pp.
- Fox, W.M., Johnson, M.S., Jones, S.T., Leah, R.T., Coplestone, D., 1999. The use of sediments cores from stable and developing salt marshes to reconstruct historical contamination profiles in the Mersey Estuary, UK. *Marine Environmental Research*, 47:311-329.
- French, P.W., Allen, J.R.L., Appleby, P.G., 1994. ²¹⁰Pb dating of a modern period saltmarsh deposit from the Severn Estuary (Southwest Britain), and its implications. *Marine Geology*, 118:327-334.
- Frignani, M., Bellucci, L.G., Langone, L., Muntau, H., 1997. Metal fluxes to the sediments of the northern Venice Lagoon. *Marine Chemistry*, 58:275-292.
- Fuller, C.C., van Geen, A., Baskaran, M., Anima, R., 1999. Sediment chronology in San Francisco Bay, California, defined by ²¹⁰Pb, ²³⁴Th, ¹³⁷Cs, and ^{239,240}Pu. *Marine Chemistry*, 64:7-27.

- Galehouse, J.S., 1971. Sedimentation analysis. In: R.E. Carver (Editor), *Procedures in Sedimentary Petrology*. Wiley Interscience, New York, NY, 69-94 pp.
- Galindo-Reyes, J.G., 1987. Contaminación en camarones (*Penaeus spp.*) y en el agua del estero de Uriás, Mazatlán, Sin. *Ciencias del Mar*, Universidad Autónoma de Sinaloa, 9:32-37.
- Galindo-Reyes, J.G., 2000. Condiciones ambientales y de contaminación en los ecosistemas costeros. UAS, SEMARNAP. México, 159 pp.
- García, E., 1973. Modificación al sistema de clasificación de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). UNAM, Instituto de Geografía. México, D.F, 246 pp.
- Gerritse, R.G., Wallbrink, P.J., Murria, A.S., 1998. Accumulation of phosphorus and heavy metals in the Swan-Canning Estuary, Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47:165-170.
- Gold-Bouchot, G., Zavala-Coral, M., Zapata-Pérez, O., Ceja-Moreno, V., 1997. Hydrocarbon concentrations in oysters (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59:430-437.
- Goldberg, E.D., 1963. Geochronology with ^{210}Pb in radioactive dating. Vienna: International Atomic Energy Agency. 440 pp
- Gómez-Noguera, S.E., Hendrickx, M.E., 1997. Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the Southeastern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 34:582-587.
- Green-Ruiz, C., Páez-Osuna, F., 2001. Heavy metal anomalies in lagoon sediments related to intensive agriculture in Altata-Ensenada del Pabellón coastal system (SE Gulf of California). *Environment International*, 26:265-273.

- Hamilton, T.F., Smith, J.D., 1986. Improved alpha-energy resolution for the determination of polonium isotopes by alpha-spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 37:628-630.
- Hamilton, T.F., Ballestra, S., Baxter, M.S., Gastaud, J., Osvath, I., Parsi, P., Povinec, P.P., Scout, E.M., 1994. Radiometric investigations of Kara Sea sediments and preliminary radiological assessment related to dumping of radioactive wastes in the Arctic Seas. *Journal of Environmental Radioactivity*, 25:113-134.
- Horowitz, A.J., 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. Second edition. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, 136 pp.
- Idiz, E.F., Carlisle, D., Kaplan, I.R., 1986. Studies of the interactions between organic matter and trace metals in a uranium rich bog, Kern County, California. *Applied Geochemistry*, 1:573-590.
- INEGI, 1999. Anuario estadístico de los Estados Unidos Mexicanos 1988-1989. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- IUCN, 1999. Humedales de Mesoamérica: Sitios Ramsar de Mesoamérica y México. Unión Mundial para la Naturaleza-IUCN, 38 pp.
- Izaguirre-Fierro, G., Páez-Osuna, F., Osuna-López, J.I., 1992. Metales pesados en peces del valle de Culiacán, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas*, 18(3):143-151.
- Jha, S.K., Krishnamoorthy, T.M., Pandit, G.G., Nambi, K.S.V., 1999. History of accumulation of mercury and nickel in Thane Creek Mumbai, using ^{210}Pb dating technique. *The Science of the Total Environment*, 236:91-99.
- Jickell, T.D., Knap, A.H., 1984. The distribution and geochemistry of some trace metals in the Bermuda coastal environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 18:245-262.

- Jiménez-Ramón, G.A., 1990. Aspectos ecológicos de zonas de marismas de la costa del Pacífico Mexicano. Centro Universitario de investigaciones oceanológicas, Universidad de Colima, 34 pp.
- Knox, J.C., 2001. Agricultural influence on landscape sensitivity in the upper Mississippi river valley. *Catena*, 42:193-224.
- Krishnaswami, S., Lal, D., Martin, J.M., Meybeck, M., 1971. Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 11:407-414.
- Lankford, R.R., 1977. Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. In: M. Wiley (Ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press, NY, 11:174-182.
- Lee, S.V., Cundy A.B., 2001. Heavy metal contamination and mixing processes in sediments from the Humber Estuary, Eastern England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53:619-636.
- Legeleux, F. Reyss, J.L., Schmidt, S., 1994. Particle mixing rates in sediments of the north-east tropical Atlantic: evidence from ^{210}Pb , ^{137}Cs , $^{228}\text{Th}_{xs}$ and $^{234}\text{Th}_{xs}$ down core distribution. *Earth and Planetary Science Letter*, 128:545-562.
- Libes, S.M., 1992. *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons, Inc. New York, U.S.A, 734 pp.
- Lieser, K.H., 2001. *Nuclear and Radiochemistry*. WILEY-VCH. Second edition. Germany, 462 pp.
- López-Ramos, E., 1981. *Geología de México*. Tomo III. Segunda edición. México, 446 pp.
- Loring, D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 48:101-115.

- Loring D. H., Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32: 235-283.
- Luoma, S.N., 1990. Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments. In: Furness, R.W. & Rainbow, P.S. (Eds.). *Heavy Metals in the Marine Environment*. CRC Press, Boca Ratón, Fla. P, 51-66.
- Martin, J.M., Meybeck, M., 1979. Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7:173-206.
- McCaffrey, R.J., Thomson, J., 1980. A record of the accumulation of sediment and trace metals in a Connecticut salt marsh. *Advances in Geophysics*, Academic Press, 22:165-236.
- Mejía-Sarmiento, B., 2001. La acuacultura y las aves. Capítulo 5. En: Páez-Osuna, F. (comp.). *Camaronicultura y medio ambiente (versión 1.0, portable Document Format)*, [CD-ROM]. (Octubre, 2001). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, 73-101 pp.
- Méndez, L., Acosta, B., Alvarez-Castañeda, S.T., Lechuga-Devéze, C.H., 1998. Trace metal distribution along the southern coast of Bahía de La Paz (Gulf of California), Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61:616-622.
- Meyers, P.A., Ishiwatari, R., 1995. Organic matter accumulation records in lake sediments. En: Lerman, A., Gat, J., and Imboden, D. (Eds). *Physics and chemistry of lakes*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germany. 279-328 pp.
- Miralles, J., Radakovitch, O., Cochran, J.K., Veron, A., Masqué, P., 2004. Multitracer study of anthropogenic contamination records in the Camarge, Southern France. *The Science of the Total Environment*, 320:63-72.

- Moreno-Casasola, P., López, H., Garza, S., 2001. La vegetación de los humedales mexicanos. En: F.J. Abarca y M. Herzig (Editores). 2001. Manual para el manejo y la conservación de humedales de México. Segunda edición actualizada. Publicación especial bajo colaboración de la Dirección general de Vida Silvestre-SEMARNAT, Arizona Game and Fish Department, North American Wetland Conservation Council, U.S. Fish and Wildlife Service, Convención Ramsar, U.S. State Department, Ducks Unlimited of Mexico-A.C., Pronatura Noroeste, Canadian Wildlife Service y Society of Wetlands Scientist. Phoenix, Arizona.
- Müller, G., 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheims-Veränderungen seit. Umschau, 79:778-783.
- Muñoz, P.N., Salamanca, M.A., 2003. Input or atmospheric lead to marine sediments in south-east Pacific coastal area (~36°S). Marine Environmental Research, 55:335-357.
- NOAA, 2004. <http://www.pmel.noaa.gov/tao/elnino/faq.html#list>.
- Odum, W.E., 1988. Comparative ecology of tidal freshwater and salt marches. Annual Review of Ecology and Systematics, 19:147-176.
- Oldfield, F., Appleby, P.G., 1984. Empirical testing of ²¹⁰Pb-dating models for lake sediments. In: Lake sediments and environmental history. Eds. Haworth, E.Y. & J.W.G. Lund. Leicester University Press, 93-124 pp.
- Osuna-López, J.I., Páez-Osuna, F., Ortega-Romero, P., 1986. Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. Ciencias Marinas, 12(2):35-45.
- Osuna-López, J.I., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., Ortega-Romero, P., 1989. Metales pesados disueltos y particulados en el puerto de Mazatlán. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, 16(2):224-230.

- Osuna-López, J.I., Zazueta-Padilla, H., Frías-Espericueta, M., Izaguirre-Fierro, G., López-López, G., 1997. Metales pesados en sedimentos superficiales del sistema arroyo Jabalines-Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa México. *Ciencias del Mar*, UAS, 15:43-49.
- Othman, I., Al-Masri, M.S., Al-Rayyes, A.H., 2000. Sedimentation rates and pollution history of the eastern Mediterranean Sea: Syrian coast. *The Science of the Total Environment*, 248:27-35.
- Otte, R., 1991. Heavy metals and arsenic in vegetation salt marshes and floodplain. PhD Thesis, Free University of Amsterdam, 188 pp.
- Páez-Osuna, F., Mandelli, E.F., 1985. ^{210}Pb in a tropical coastal lagoon sediment core. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20:387-374.
- Páez-Osuna, F., Osuna-López, J.I., 1987. Acumulación de metales pesados en Mitla: una laguna costera tropical. *Ciencias Marinas*, 13(3):97-112.
- Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., 1990. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves *Crassostrea corteziensis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 45:538-544.
- Páez-Osuna, F., Montaña-Ley, Y., Bojórquez-Leyva, H., 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las lagunas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 6:19-32.
- Páez-Osuna, F., Bojórquez-Leyva, H., Izaguirre-Fierro, G., Osuna-López, J.I., González-Farías, F., 1992. Carbono y fósforo en sedimentos de un sistema lagunar asociado a una cuenca de drenaje agrícola. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México, 19(1):1-11.

- Páez-Osuna, F., Bojorquez-Leyva, H., Green-Ruiz, C., 1998a. Total carbohydrates: organic carbon in lagoon sediments as an indicator of organic effluents from agriculture and sugar-cane industry. *Environmental Pollution*, 102:321-326.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R., Ruiz-Fernández, A.C., 1998b. The environmental impact of the shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 36(1):65-75.
- Páez-Osuna, F., 1999. Contaminación por metales en las costas de México. *Ciencia y Desarrollo*, 149: 69-73.
- Páez-Osuna F., Frías-Espiricueta, M., 2001. Bioacumulación, distribución y efectos de los metales pesados en los Pendidos. Capítulo 13. En Páez-Osuna, F. (comp.). *Camaronicultura y Medio Ambiente (versión 1.0, portable Document Format)*, [CD-ROM]. (Octubre, 2001). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México, 277-313 pp.
- Patel, B., Patel, S., Pawar., 1978. Desorption of radioactivity from nearshore sediments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 7:49-58.
- Pérez-Bernal, L.H., 1999. Concentración, distribución y fraccionamiento geoquímica del fósforo en los sedimentos de dos lagunas costeras del noroeste de México. Tesis de Maestría. CCH, UACPyP, UNAM, ICMYL, Unidad Académica Mazatlán, 245 pp.
- Pirrie, D., Power, M.R., Wheeler, P.D., Cundy, A., Bridges, C., Davey, G., 2002. Geochemical signature of historical mining: Fowey Estuary, Cornwall, UK. *Journal of Geochemical Exploration*, 76:31-43.
- Plater, A.J., Ridway, J., Appleby, P.G., Berry, A., Wright, M.R., 1998. Historical contamination fluxes in the Tess estuary, UK: geochemical, magnetic and radionuclide evidence. *Marine Pollution Bulletin*, 37(3-7):343-360.

- Preiss, N., Mélières, M.A., Pourchet, M., 1996. A compilation of data on lead-210 concentration in surface air and fluxes at the air-surface and water-sediment interfaces. *Journal of Geophysics Research*, 101(28):847-28862.
- Pritchard, D.W., 1967. What is an estuary: physical viewpoint. *Estuaries*. Am. Ass. Adv. Sci., Pub. No. 83, Washington, D.C., 3-5.
- Rae, J.E., Allen, J.R.L., 1993. The significance of organic matter degradation in the interpretation of historical pollution trends in depth profiles of estuarine sediments. *Estuaries*, 16:678-682.
- Ramsar Convention on Wetlands, 2000. http://www.ramsar.org/index_key_docs.htm
- Readman, J.W., Liang-Wee-Kwong, L., Mee, L.D., Bartocci, J., Nilve, G., Rodríguez-Solano, J.A., González-Farías, F., 1992. Persistent organophosphorus pesticides in tropical marine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 24: 398-402.
- Ritson, P.I., Esser, B.K., Niemeyer, S., Flegal, A.R., 1994. Lead isotopic determination of historical sources of lead of lake Erie, North America. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58:3297-3305.
- Robbins, J.A., 1978. Geochemical and geophysical application of radioactive lead. En: J.O. Nriagu (ed.). *Biogeochemistry of lead in the environment*, Elsevier Scientific, Amsterdam, 332-367 pp.
- Rodríguez-Torres, R., Córdoba, D.A., 1978. Atlas geológico y evaluación geológico-minera del estado de Sinaloa. Instituto de Geología, UNAM. Secretaria del desarrollo económico del estado de Sinaloa, Gobierno del estado de Sinaloa. 202 pp.
- Rosales-Hoz, L., Carranza-Edwards, A., 1998. Heavy metals in sediments from Coatzacoalcos River, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60:553-561.

- Rosales-Hoz, L., Cundy, A.B., Bahena-Manjarrez, J.L., 2003. Heavy metals in sediment cores from a tropical estuary affected by anthropogenic discharges: Coatzacoalcos estuary, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58:117-126.
- Ruelas-Inzunza, J.R., Páez-Osuna, F., 1998. Barnacles as biomonitors of heavy metal pollution in the coastal waters of Mazatlán harbor (Mexico). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61:608-615.
- Ruelas-Inzunza, J.R., Páez-Osuna, F., 2000. Comparative bioavailability of trace metals using three filter-feeding organisms in a subtropical coastal environment (Southeast Gulf of California). *Environmental Pollution*, 107:437-444.
- Ruiz-Fernández, A.C., 1999. Distribución espacial y temporal de metales pesados en sedimentos lacustres de la cuenca de México: Chalco, Texcoco y Cuautitlán Izcalli, Estado de México. Tesis de Doctorado. CCH, UACPyP, UNAM, ICMYL, Unidad Académica Mazatlán, 204 pp.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M., 2001a. Isotopic constraints (^{210}Pb , ^{228}Th) on the sedimentary dynamics of contaminated sediments from a subtropical coastal lagoon (NW Mexico). *Environmental Geology*, 41:74-89.
- Ruiz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Hillaire-Marcel, C., Soto-Jiménez, M., Ghaleb, B., 2001b. Principal component analysis applied to the assessment of metal pollution from urban wastes in the Culiacán River estuary. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67:741-748.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Soto-Jimenez, M., Páez-Osuna, F., 2002. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacán River estuary, northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients. *Environmental Pollution*, 118:365-377.

- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., Soto-Jimenez, M., 2003a. Historical trends of metal pollution recorded in the sediments of the Culiacán River estuary, Northwestern Mexico. *Applied Geochemistry*, 18:577-588.
- Ruiz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M.F., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., 2003b. The loading history of trace metals and nutrients in Altata-Ensenada del Pabellón, lagoon complex, northwestern Mexico. *Journal of Environmental Radioactivity*, 69:129-143.
- Ruiz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Urrutia-Fucugauchi, J., Preda, M. Rehaut, I., 2004a. Historical trace metal fluxes in the Mexico City metropolitan zone as evidenced by a sedimentary record from the Espejo de los Lirios lake. *Journal of Environmental Monitoring*, 6:473-480.
- Ruiz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Machain-Castillo, M.L., Arellano-Torres, E., 2004b. ^{210}Pb geochronology and trace metal fluxes (Cd, Cu and Pb) in the Gulf of Tehuantepec south Pacific of Mexico. *Journal of Environmental Radioactivity*, en prensa.
- San Miguel, E.G., Bolivar, J.P., García-Tenorio, R., 2004. Vertical distribution of Th-isotope ratios, ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{137}Cs in sediment cores from an estuary affected by anthropogenic releases. *The Science of the Total Environment*. *The Science of the Total Environment*, 318:143-157.
- Sánchez-Cabeza, J.A., Masqué, P., Mir, J., Martínez-Alonso, M., Esteve, I., 1999. ^{210}Pb atmospheric flux and growth rates of a microbial mat from the northwestern Mediterranean Sea area (Ebro river delta). *Environmental Science and Technology*, 33:3711-3715.
- Schintu, M., Degetto, S., 1999. Sedimentary records of heavy metals in the industrial harbor of Portovesme, Sardinia (Italy). *The Science of the Total Environment*, 241:129-141.

Seascience, 2000. <http://www.tramline.com/tours/salt/tourlaunch2.htm>.

Sharma, P., Borole, D.V., Zindge, M.D., 1994. ^{210}Pb Lased trace element fluxes in the nearshore and estuarine sediments off Bombay, India. *Marine Chemistry*, 47:227-241.

Shine, J.P., Ika, R.V., Ford, T.E., 1995. Multivariate statistical examination of spatial and temporal pattern of heavy metal contamination in New Bedford Harbor marine sediments. *Environmental Science and Technology*, 29:1781-1788.

Sorgente, D., Frignani, M., Langone, L., Ravaioli, M., 1999. Chronology of marine sediments. Interpretation of activity-depth profiles of ^{210}Pb and other radioactive tracers. Part I. Technical Report No. 54. Consiglio Nazionale delle Ricerche. Istituto per la Geologia Marina.

Soto-Jiménez, M.F., 1998. Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del Puerto de Mazatlán y área adyacente: su normalización y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría. CCH, UACPyP, UNAM, ICMYL, Unidad Académica Mazatlán, 245 pp.

Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., 2001a. Distribution and normalization of heavy metal concentrations in mangrove and lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE Gulf of California). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 53:259-274.

Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., 2001b. Cd, Cu, Pb and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE Gulf of California): bioavailability and geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 66:350-356.

- Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., Ruíz-Fernández, A.C., 2003a. Geochemical evidences or the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). *Environmental Pollution*, 125:423-432.
- Soto-Jiménez, M.F., Páez-Osuna, F., Bojorquez-Leyva, H., 2003b. Nutrient cycling at the sediment-water interface and in sediments at Chiricahueto marsh: a subtropical ecosystem associated with agricultural land uses. *Water Research*, 37:719-728.
- Spencer, K.L., Cundy, A.B., Croudace, I.W., 2003. Heavy metal distribution and early-diagenesis in salt marsh sediments from the Medway Estuary, Kent, UK. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57:43-54.
- Stanners, D.A., Aston, S.R., 1981. Factors controlling the interactions of ^{137}Cs with suspended and deposited sediments in estuarine and coastal environments. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*. IAEA Symp. IAEA-SM-248/141, pp. Vienna, 131-141.
- Stuardo, J., Villarreal, M., 1976. Aspectos ecológicos y distribución de los moluscos en las lagunas costeras de Guerrero, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, 3(1):1-180.
- Summers, J.K., Wade, T.L., Ingle, V.D., 1996. Normalization of metal concentration in estuarine sediments from the Gulf of Mexico. *Estuaries*, 19:581-594.
- Szefer, P., Kusak, A., Szefer, K., Jankowska, H., Wolowicz, M., Anis A.A., 1995. Distribution of selected metals in sediments cores of Puck Bay, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 30:615-618.
- Szefer, P., Szefer, K., Glasby, G.P., Pempkowiack, J., Kaliszan, T., 1996. Heavy metal pollution in surficial sediments from the southern Baltic sea of Poland. *Journal of Environmental Science and Health*, A31:2723-2754.

- Tam, N.F.Y., Yao, M.W.Y., 1998. Normalization and heavy metal contamination in mangrove sediments. *The Science of the Total Environment*, 216:33-39.
- Turekian, K.K., Nozaki, Y., Benninger, L.K., 1977. Geochemistry of atmospheric radon and radon products. *Annual Review of Earth Planetary Science*, 5:227-255.
- Vaalgamaa, S., 2004. The effect of urbanization on Laajalahti Bay, Helsinki City, as reflect by sediment geochemistry. *Marine Pollution Bulletin*, 48:650-662.
- Valette-Silver, N., 1993. The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries*, 16:577-588.
- Vazquez, G.F., Enciso, G., Morales, J.W., Sharma, V.K., Nischt, S.L., Domingo, G.L., 1999. Metal ion in water and sediments of the Pom-Atasta lagoon, Mexico. *Environment International*, 25(5):559-604.
- Villanueva, F.S., Páez-Osuna, F., 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: Agua, Sedimentos y Organismos, p. 309-347. En: A.V. Botello, J.L., Rojas-Galavíz, J.A., Benítez, D. Zárate-Lomelí (Eds.). *Golfo de México, Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica, 5. 666 pp.
- Windom, H.M., Schropp, S.J., Calder, F.D., Ryan, J.D., Smith, F.G., Burney, L.C. Jr., Lewis, F.G., Rawlinson, C.H., 1989. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States. *Environmental Science and Technology*, 23:314-320.
- Zwolsman, J.J.G., Berger, G.W., Van Eck, G.T.M., 1993. Sediment accumulation rates, historical input, postdepositional mobility and retention of major elements and trace metals in salt marsh sediments of the Scheldt estuary, SW Netherlands. *Marine Chemistry*, 44:73-94.

Zwolsman, J.J.G., Eck, G.T.M., Burger, G., 1996. Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the Scheldt estuary, south-west Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43:55-79.