

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS



**ACUMULACIÓN DE Hg, As, Cr Y Pb EN EL RÍO
HARDY-COLORADO, MEXICALI, BAJA CALIFORNIA**

T E S I S

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS
PARA OBTENER EL GRADO DE**

MAESTRA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

MARÍA MARBELLA MELO ROSALES

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO. JULIO 2007

RESUMEN

La sedimentación y la acumulación de sedimento y de sustancias potencialmente tóxicas en el Río Hardy-Colorado han cambiado a causa del represamiento del Río Colorado. Con el objeto de estudiar dichas modificaciones, se colectaron dos núcleos de sedimento; el CR1 de 55 cm y el HR1 de 95 cm. Los análisis que se hicieron fueron: sedimentología, carbono orgánico y concentración de Hg, As, Cr y Pb. El registro sedimentario en los núcleos se distingue por dos facies: la primera caracterizada sedimentos arcillosos (FA1 y FA2) y la segunda por sedimentos limo-arenosos (FLA1 y FLA2). La sección basal más antigua en el núcleo HR1 (FA1), está compuesta por arcillas de color café rojizo que se sugiere indican las condiciones originales de aporte del Río Colorado. Posteriormente existen cambios drásticos en sedimentación, pasando de un régimen dominado por aporte fluvial, a una dominancia de arenas y limos de aportes probablemente eólicos y/o locales. La presencia de carbono orgánico en ambos núcleos está asociada a la facies limo-arenosa (FLA), lo que nos indica que está relacionado a eventos locales y no al flujo del río, el cual al circular libremente aportaba abundantes arcillas. A pesar de no contar con un control cronológico directo, dicho evento se asocia a la interrupción del flujo hacia el delta desde 1932 hasta 1982. Posterior a esta fecha, el registro sedimentario sugiere fluctuaciones inducidas por flujos de agua y sedimento en los períodos de intensa lluvia durante el fenómeno de El Niño y el consecuente desfogue de las presas río arriba entre los años 1982 y 1993. La distribución de las concentraciones de Hg, As, y Pb en los núcleos esta asociada a la facies arcillosa, principalmente en la facies arcillosa más reciente (FA2) donde se observa el aumento en las concentraciones de Hg, As, y Pb con respecto a los valores de relacionados con la facies arcillosa más antigua.

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

ACUMULACIÓN DE Hg, As, Cr Y Pb EN EL RÍO HARDY –
COLORADO, MEXICALI, BAJA CALIFORNIA

T E S I S

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS
PARA OBTENER EL GRADO DE

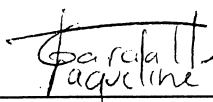
MAESTRA EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

MARÍA MARBELLA MELO ROSALES

Aprobada por:



Dr. Luis Walter Daesslé Heuser
Director de tesis

Dra. Jacqueline Garcia Hernández
Sinodal

M. C. Albino Muñoz Barbosa
Sinodal

Agradecimientos

A la Universidad Autónoma de Baja California.

A el Instituto de Investigaciones Oceanológicas y su proyecto interno "Acumulación de genotóxicos y exposición ambiental en el Río Hardy-Colorado, B.C. (etapa 1)".

A la Facultad de Ciencias Marinas.

A la Universidad Erlangen-Nürnberg, Alemania, por el análisis de muestras mediante XRF.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) Unidad Guaymas, por el entrenamiento analítico.

A CONACYT por el otorgamiento de la beca 198917.

Dr. Luis Walter Daesslé.

Dr. Jaqueline García Hernández.

M. C. Albino Muñoz Barbosa.

Prof. Dr. Heinz Jürgen Tobschall.

A mi familia y amigos.

Índice

1. Introducción.....	1
1.1 Hipótesis.....	8
1.2 Objetivo.....	8
1.3 Objetivos específicos.....	8
2. Métodos.....	9
2.1 Área de estudio.....	9
2.2 Preparación de muestras.....	10
2.3 Análisis de tamaño de grano.....	11
2.4 Análisis de carbono orgánico.....	11
2.5 Análisis de Hg.....	12
2.6 Análisis de elementos traza: As, Cr y Pb.....	12
2.7 Análisis de Pb-210 para fechados.....	13
3. Resultados.....	15
3.1 Descripción del núcleo CR1.....	15
3.1.1 Granulometría.....	15
3.1.2 Carbono orgánico.....	16
3.1.3 Hg, Cr, As y Pb.....	16
3.2 Descripción del núcleo HR1.....	19
3.2.1 Granulometría.....	19
3.2.2 Carbono orgánico.....	20
3.2.3 Hg, Cr, As y Pb.....	21
3.3 Análisis de correlación en los núcleos CR1 y HR1.....	23
4. Discusión.....	26
4.1 Sedimentación.....	26
4.2 Enriquecimiento de Hg en los núcleos.....	29
4.3 Enriquecimiento de As, Cr y Pb en los núcleos CR1 y HR1.....	32
4.4 Correlación entre núcleos.....	36
5. Conclusiones.....	40
Referencias.....	42
Anexo.....	58

Lista de tablas

Tabla I.	Matriz de correlación de Pearson de óxidos mayores, metales traza, lodos, arcillas, limos, arenas y carbono orgánico.	25
Tabla II.	Datos de concentración y valores normalizados de Hg, As, Cr y Pb con Fe_2O_3 .	31
Tabla III.	Concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos en diversos sitios nacionales e internacionales.	32
Tabla IV.	Concentraciones de As, Cr y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) en diversos sitios nacionales e internacionales.	36

Lista de figuras

Figura 1.	Localización del área de estudio y las principales afluentes del delta del Río Colorado.	10
Figura 2.	Perfil de tamaño de grano a lo largo del núcleo CR1.	17
Figura 3.	Perfil de Carbono Orgánico a lo largo del núcleo CR1.	17
Figura 4.	Perfil de la concentración de Hg a lo largo del núcleo CR1.	17
Figura 5.	Perfiles de concentración de Hg, As, Cr, Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) y óxidos mayores de Fe_2O_3 y Al_2O_3 (%) en el núcleo CR1.	18
Figura 6.	Perfil de tamaño de grano a lo largo del núcleo HR1.	21
Figura 7.	Perfil de Carbono Orgánico a lo largo del núcleo HR1.	21
Figura 8.	Perfil de la concentración del Hg a lo largo del núcleo.	21
Figura 9.	Perfiles de concentración de Hg, As, Cr, Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) y óxidos mayores de Fe_2O_3 y Al_2O_3 (%) en el núcleo HR1.	23
Figura 10.	Perfil de las facies a en los núcleos HR1 y CR1.	38
Figura 11.	Dendrograma obtenido mediante el análisis Cluster multivariado.	39

1. INTRODUCCIÓN

En México tenemos diversidad de ríos, algunos de los cuales desembocan en deltas y estuarios. Los deltas se forman mediante sedimentos que se depositan a medida que la velocidad del flujo del río va disminuyendo al desembocar al océano (Tarbuck et al., 2005). Los deltas pueden estar en lugares tropicales, donde la vegetación es abundante y los procesos químicos y biológicos son importantes, o en ambientes áridos, donde la actividad biológica es dominante sobre la actividad química (Wright y Davis, 1978). Los ríos más importantes en el norte de México tienen su origen en los Estados Unidos, por lo que existen convenios para la distribución del flujo de agua entre ambos países. En 1944 México y Estados Unidos firmaron el Tratado sobre la Distribución de Aguas Internacionales que reglamenta el uso de los tres sistemas de ríos compartidos: Colorado, Tijuana y Bravo. De las aguas del Río Colorado, se le asigna a México un volumen garantizado de 1 850 234 000 m³ anuales (Cortez- Lara *et al.*, 2005).

El Río Colorado es uno de los sistemas fluviales más importantes de Norteamérica. Abastece de agua a más de 20 millones de personas. Su agua se destina a usos industriales, domésticos y para la irrigación de extensas áreas de cultivo en los estados del suroeste de Estados Unidos y en el noroeste de México (Andrews, 1991; Vaux, 1992). Las primeras intervenciones humanas aplicadas al cauce del río para su uso económico intensivo,

comenzaron a principios del siglo XX. Entre los años 1930 y 1950 se construyeron una serie de presas a lo largo de su cauce para regular su distribución. La construcción de las presas Hoover (1934) y Glen Canyon (1952), trajeron como consecuencia una disminución en la media anual de la descarga del Río Colorado, que durante los años 1910 y 1920 era de $21.37 \times 10^9 \text{ m}^3$ disminuyendo a $0.85 \times 10^9 \text{ m}^3$ para 1960 (Baba *et al.*, 1991). La construcción de presas a lo largo del cauce del Río Colorado ha tenido fuertes impactos en la calidad y cantidad de agua que se recibe en México, a lo que se suma la agricultura en ambos países y el consecuente uso de fertilizantes y productos agrícolas (Cortez - Lara *et al.*, 2005). En el pasado, a lo largo de su recorrido hacia el mar, el Río Colorado aportó una gran cantidad de sedimentos y nutrientes necesarios para las especies marinas. En la actualidad, la reducción de flujo de agua dulce ha ocasionado que muchas especies endémicas hayan desaparecido y otras, se encuentren enlistadas como amenazadas o en peligro de extinción (Cruz, 2002).

El uso de fertilizantes en la agricultura ha aumentado y por lo consiguiente, la cantidad de sustancias tóxicas, producto del lavado de los campos agrícolas que llega a través de escurrimientos al cauce del río, también lo ha hecho (García-Hernández, *et al.*, 2001). Un contaminante derivado de los productos químicos usados en agricultura es el Hg, un elemento que es posible encontrar en el Río Colorado (García-Hernández, *et al.*, 2001). Aunque, los productos químicos que contenían Hg fueron prohibidos desde 1969, la fuerte tendencia

del Hg a ser adsorbido por sólidos suspendidos y que son transportados a través de los ríos incrementa la probabilidad de contaminación a los sistemas acuáticos (Environment Canada, 1985).

Otra fuente de Hg en la zona es la depositación atmosférica derivada de la actividad geotérmica. Estudios realizados en otras zonas del país, han encontrado que los procesos de evaporación y precipitación de las geotérmicas pueden causar enriquecimientos de metales (incluido el mercurio) y no metales en sedimentos (Birkle y Merkel, 2002). En 1973, la Geotérmica Cerro Prieto inicio sus operaciones en el Valle de Mexicali, Baja California (Gutiérrez y Helio, 2000). Estudios realizados ese mismo año detectaron pérdidas de Hg al ambiente de hasta 47 kg por año, estimándose que el 90% se emitía a la atmósfera, mientras que el restante quedaba en las descargas de agua del Río Hardy (Acosta, 2001). El Hg en la atmósfera tiene un tiempo de residencia largo (>1 año; Fitzgerald, 1986) y puede continuamente recircularse en el ambiente y llegar a depositarse a través de la precipitación húmeda y/o seca (Schroeder y Munthes 1998). Sin embargo, los estudios realizados en la zona han encontrado que el Hg está presente en concentraciones $<1 \mu\text{g g}^{-1}$ en sedimentos superficiales y organismos, y que no excede los niveles de toxicidad (Gutiérrez-Galindo *et al.*, 1988).

Los principales aspectos ambientales relacionados con la actividad geotérmica son: emisiones gaseosas, aguas de desecho, subsidencia, actividad sísmica, ruido e impacto visual (Iglesias *et al.*, 2005). Los procesos químicos de precipitación de la evaporación y el enfriado de las salmueras geotérmicas pueden causar la acumulación de sílice y múltiples elementos traza (Birkle y Merkel, 2002). Una vez que los fluidos geotérmicos han sido utilizados en la generación de electricidad deben tratarse o reinyectarse al yacimiento ya que representan una fuente de contaminación. Los fluidos geotérmicos en general pueden contener cantidades importantes de elementos traza que pueden llegar contaminar al medio ambiente, entre éstos últimos, además del Hg, se encuentran: As, Cr y Pb (Iglesias *et al.*, 2005).

El ciclo del biogeoquímico del Hg en ambientes sedimentarios es de suma importancia por varias razones: (1) Los sedimentos actúan atrapando el Hg en ecosistemas acuáticos debido a las partículas que lo secuestran del sistema (Hurley *et al.*, 1994); (2) La conversión del mercurio inorgánico en metilmercurio (MeHg), mejor conocida como metilación de mercurio, ocurre principalmente en la interfase óxica-anóxica del sedimento y es llevada a cabo por las bacterias reductoras de sulfato (Langer *et al.*, 2001). El MeHg biocumulado se biomagnifica de un nivel trófico al siguiente, lo que resulta en que más del 95% del mercurio presente en especies grandes de peces se encuentre en la forma de MeHg y la producción de MeHg en sedimentos,

difusión de MeHg de sedimentos a agua y bioacumulación de MeHg en la columna de agua (Bloom, 1992). Así, los procesos se exponen como se dan en el tiempo. Los procesos de resuspensión lo largo del Río Colorado pueden ser importantes ya que el Hg podría no depositarse en los sedimentos por lo que se mantendrá en suspensión. En la actualidad, el problema más importante que representa el Hg en relación a la salud humana, está asociado con la exposición al MeHg. La exposición del humano a esta neurotoxina es debida, casi en su totalidad, al consumo de pescado y/o productos pesqueros (Fitzgerald y Clarkson, 1991).

Entre los elementos de interés geoquímico y de salud humana se encuentran el As, Cr y Pb. El As es el elemento tóxico más peligrosa según la Asociación de Sustancias Tóxicas y Control de Enfermedades de los Estados Unidos (ATSDR, 2005). El As contamina el agua y los sedimentos por diversas vías entre las que se encuentran: aguas residuales de la agricultura que pueden contener residuos de insecticidas (arseniato de plomo); y herbicidas (arsenito de sodio), que son sustancias usadas en la actividad agrícola. La emisión a la atmósfera, como resultado de la actividad geotérmica, representa otra vía de contaminación por As la cual podría afectar los ríos. Se han reportado concentraciones de $10 - 70 \mu\text{g L}^{-1}$ en ríos cercanos a áreas geotérmicas, que incluyen el oeste de EUA y en Nueva Zelanda (McLaren y Kim, 1995; Nimick *et al.*, 1998; Robison *et al.*, 1995). A diferencia del As, el Cr se considera un

metal esencial en organismos cuando se encuentra en bajas concentraciones, al aumentar éstas pueden causar daños a la salud. El Cr (VI) es muy tóxico por su solubilidad y fácil penetración al interior de las células, mientras que el Cr (III) es insoluble y de difícil ingreso (National Academy of Sciences 1974, Villalobos-Pietrini 1977, Rosas *et al.* 1989). En ambientes costeros, el Cr está íntimamente asociado a desechos industriales, jales de minería, tenería y galvanoplastia, así como a la industria de fertilizantes. Algunos autores establecen que los fertilizantes nitrogenados, principalmente los de origen orgánico, son un vía para la incorporación del el Cr (VI) en las zonas agrícolas (Zardívar y Robinson, 1973; Grubinger, 1994).

Las emisiones antropogénicas al ambiente contienen metales traza, entre los cuales se encuentra el Pb que puede llegar a depositarse en los ríos y sedimentos por precipitación. Las fuentes más importantes de Pb son la combustión de gasolina, fabricación de baterías, la industria metalúrgica, la combustión de carbón y la incineración de basura. Este metal no es esencial para los seres vivos, sin embargo, existe en todos los tejidos y órganos de los mamíferos. Se presenta en dos estados de oxidación Pb^{+2} y Pb^{+4} , siendo el primero el que predomina en el ambiente acuático. En el agua de mar se encuentra como $PbCl_2$, (43%), $PbCO_3$ (42%) y $Pb(OH)_2$ (9%) (Whitfield *et al.*, 1981), asimismo algunos compuestos sulfurosos se forman con este metal en

condiciones anaeróbicas en los sedimentos marinos (Villanueva y Botello, 1992).

Las actividades antropogénicas también pueden interrumpir el transporte natural de sedimentos al mar por la construcción de presas y reservorios (Coates, 1985; Palenques *et al.*, 1990). El conocimiento acerca de las tasas de sedimentación, las características texturales y composicionales de los sedimentos son de gran utilidad para comprender los procesos sedimentarios de las cuencas de drenaje y las condiciones hidrográficas de las cuencas receptoras (e.g. Stanley, 1989; Palanques *et al.*, 1990; Kuelh *et al.*, 1990; Stanley *et al.*, 1998; Carriquiry y Sanchez, 1999). Los sedimentos son archivos de cambios naturales y antropogénicos. Por su gran capacidad de adsorción, los sedimentos finos son el mayor depósito para contaminantes y su registro de cambios temporales en contaminación (Callender, 2005). El conocimiento geocronológico de los eventos depositacionales es una herramienta útil en la reconstrucción, descripción, asociación e interpretación de los cambios de acumulación de contaminantes como el Hg, As, Cr, y Pb a lo largo del tiempo. La literatura acerca de este tema es escasa, y es de suma importancia conocer la influencia de la intervención humana a largo plazo que ocurre en ríos como el caso del Río Colorado.

1.1 Hipótesis

Los sedimentos del Río Hardy-Colorado conservan el registro de la variabilidad temporal de la acumulación de potenciales contaminantes producto de las actividades antropogénicas desarrolladas en la cuenca del Río Colorado. Dicha variabilidad se asocia tanto a las actividades agrícolas e industriales de la cuenca, como a las fluctuaciones en la sedimentación inducidas por eventos de represamiento y el desfogue del caudal del río.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Determinar la variación histórica de la sedimentación y de la acumulación de Hg, As, Cr y Pb en los sedimentos del Río Colorado y Río Hardy.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Determinar la concentración de Hg, As, Cr y Pb en dos núcleos de sedimento del Río Colorado y Río Hardy.
2. Asociar las fluctuaciones en la concentración de Hg, As, Cr y Pb a lo largo del tiempo con eventos ambientales y humanos que hayan podido afectar el sistema.

2. MÉTODOS

2. 1 Área de Estudio

El delta del Río Colorado, se localiza a lo largo de los límites de los estados de Baja California y Sonora. Esta formado por un deposito sedimentario periódico proveniente del Río Colorado (Sykes, 1937), el cual ha sido alterada por la construcción, río arriba, de presas y por conversión de humedales a zonas agrícolas, reduciendo su área de 7770 km² a 600 km² (Luecke *et al.*, 1999). La región donde se encuentra el delta del Río Colorado tiene un clima árido con veranos extremos, crudos inviernos, una precipitación anual de por lo menos 10 cm y una evaporación que excede 2 m año⁻¹ (Palacios-Fest, 1990).

Uno de los tributarios del Colorado es el Río Hardy (Sykes, 1937; Cohen, 2005). El Río Hardy corre 24 km hacia la boca del Río Colorado, descargando principalmente en los drenajes de agricultura del Valle de Mexicali (Valdés-Casillas *et al.*, 1998). Sin embargo, después de la construcción de un represo conocido como el bordo o tapón, se ha detenido la influencia marina en el Río Hardy.

Cohen *et al.* (2001) hicieron un balance de agua para el delta del Río Colorado. Durante el periodo 1992-1998, la cantidad de agua en algunas partes estudiadas como: los humedales de la Ciénega de Santa Clara y El Indio, reflejó que la descarga de agua tiene una marcada variabilidad,

principalmente en los años de inundación. Siendo los periodos de inundación los más importantes ya que ayudan en la recuperación de las especies nativas de vegetación y la recarga de los acuíferos.

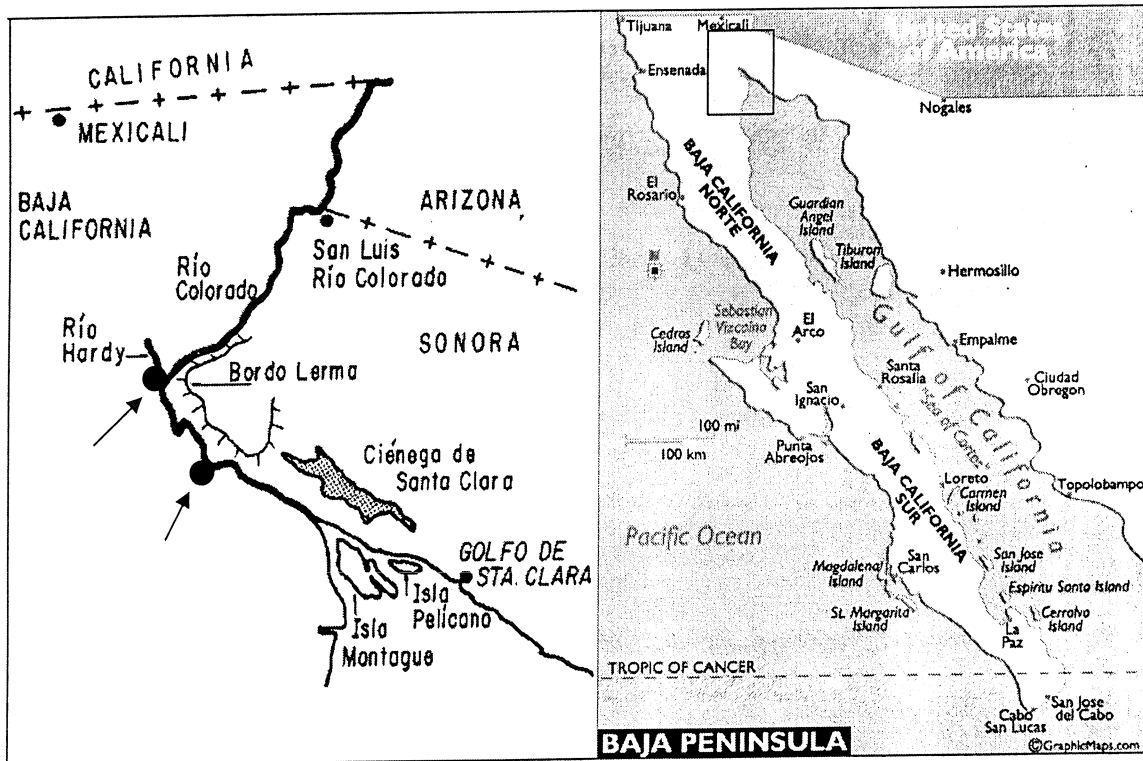


Figura 1 Localización del área de estudio, los principales afluentes al delta del Río Colorado y ubicación de los sitios de colecta de los núcleos indicada en los círculos.

2.2 Preparación de las muestras

Se colectaron dos núcleos de sedimento en tubos transparentes de acrílico, en el Río Hardy (HR1) y Río Colorado (CR1) de 95 cm y 55 cm de largo respectivamente, en la región estuarina (Figura 1). Los núcleos fueron seccionados y submuestreados en el laboratorio. Las submuestras de

sedimento fueron colectadas cada 1 cm a lo largo de cada núcleo. Las submuestras fueron inicialmente pesadas y secadas al alto vacío (liofilizadas) para determinar el porcentaje de humedad.

2.3 Análisis de tamaño de grano

El análisis del tamaño de grano se realizó en un analizador de partículas de dispersión de luz láser/tungsteno Horiba LA-910, empleando el índice de refracción de cuarzo en agua y hexametáfosfato de sodio como dispersante. Se determinó el porcentaje de arenas, limos y arcillas.

2.4 Análisis de carbono orgánico

En la determinación del carbón orgánico 2 mg de cada muestra se trataron previamente con ácido clorhídrico 0.5 M, de manera que el carbón inorgánico presente en los carbonatos fue volatilizado como CO_2 . Después de este tratamiento la muestra se secó y se encapsularon 2 mg en navecillas de estaño. El análisis de carbono se llevó a cabo empleando el analizador elemental LECO CHNS 932, previamente calibrado con materiales de referencia. El principio de análisis químico consiste en la combustión de la muestra a una temperatura de 1350 °C en una corriente de oxígeno puro. Durante la combustión todo el carbono contenido en la muestra se transforma en dióxido de carbono (CO_2) el cual es posteriormente medido con el detector infrarrojo del equipo. El sesgo analítico y la precisión fueron calculados

mediante el análisis de material de referencia certificado (MAG-1 del USGS Geological Survey) y duplicados aleatorios de las muestras, siendo ambos mejores a $\pm 6\%$.

2.5 Análisis de Hg

Para la determinación de Hg se llevó a cabo la disolución del sedimento mediante agua regia ($3\text{HCl}:1\text{HNO}_3$). El lixiviado de dicha digestión fue diluido con agua desionizada y analizado mediante un sistema de inyección de flujo de mercurio (FIMS por sus siglas en inglés) en los laboratorios Actlabs de Ontario Canada. Los procedimientos de calidad se llevaron a cabo mediante el uso del material de referencia GXR-4 (USGS Geochemical Exploration Reference Material), con un valor certificado de 110 ng g^{-1} y un valor analizado de 117 ng g^{-1} , con un sesgo analítico $<10\%$. Los duplicados indican que la precisión del análisis es mejor al 8% .

2.6 Análisis de As, Cr y Pb

La determinación de As, Cr y Pb se realizó mediante la técnica de Fluorescencia de Rayos X con un equipo Philips PW 2400 XRF en el Departamento de Geología Aplicada de la Universidad de Erlangen-Nürnberg, Alemania. El método consiste en la excitación de una muestra pulverizada y comprimida en forma de tableta, por una fuente de rayos X. Esta fuente excita los electrones de los elementos que constituyen la muestra, de tal manera que

algunos de ellos abandonan sus niveles orbitales originales. Posteriormente, otros electrones ocuparán los lugares dejados por aquellos, emitiéndose un fotón con una energía característica para cada elemento. La concentración de cada elemento se detecta midiendo la intensidad de la energía específica de cada elemento asociada a cada transición electrónica. Los controles de calidad analítica son aquellos aplicados por rutina con materiales geológicos diversos de referencia y calibración del laboratorio de XRF.

2.7 Análisis de ^{210}Pb para fechados (Detector Gamma Canberra)

El análisis de ^{210}Pb y ^{137}Cs de muestras seleccionadas a diferentes profundidades de ambos núcleos fueron llevadas a cabo por conteo mediante el detector gamma de germanio hiperpuro (Canberra). Se calibró la energía y la eficiencia del equipo, y se realizaron correcciones por muestra en cada transmisión usando estándares certificados, marca Isotope Products. El conteo se llevo a cabo con una precisión de 5-10%, con un tiempo máximo por conteo de 3 días. El ^{210}Pb total se determinó, mediante el conteo de la actividad de este isótopo en su energía específica gamma de 46.6 KeV. La estimación de la actividad de ^{210}Pb en exceso, se realizo sustrayendo los promedios de energía de las actividades de los hijos de ^{226}Ra , es decir, ^{214}Pb (295.2 y 351.9 kev) y ^{214}Bi (609.3 kev), y asumiendo que estaban en equilibrio secular. La sustracción de la actividad promedio del ^{210}Pb total obtenido es una estimación del ^{210}Pb “insostenido” presente en cada profundidad en los sedimentos (Smith

y Hamilton, 1992; Appleby y Oldfield, 1978). Lamentablemente, como en estudios anteriores en la región el Alto Golfo de California (cf. Daesslé *et al.*, 2002), no se detectaron excesos estadísticamente significativos de ^{210}Pb , ni tampoco presencia de ^{137}Cs , impidiendo con ello estimar las tasas de sedimentación en cada núcleo.

3. RESULTADOS

3.1 Descripción del núcleo del Río Colorado (CR1)

El núcleo CR1 tiene una longitud de 55 cm. Entre los horizontes (i.e., intervalo) de 0 cm a 22 cm, el sedimento es color negro con olor a ácido sulfhídrico (H_2S). Conforme aumenta la profundidad el sedimento se vuelve más cohesivo. A partir del horizonte de 22 cm hasta los 41 cm, el color predominante es el café claro con bandas de color negro. El sedimento cambia de color a café oscuro del horizonte de 42 cm hasta 55 cm, con una banda de color negro en el sedimento que abarca de 49 cm hasta 50 cm, probablemente indicando la existencia de materia orgánica, pero sin olor a ácido sulfhídrico.

3.1.1 Granulometría

El núcleo CR1 contiene una abundante proporción de lodos, con cantidades menores de arenas. En la figura 2 se describe la variación en el contenido de arenas (2 mm a 63μ), limos (4 a 63μ), y arcillas ($<4 \mu$). La fracción dominante a lo largo del núcleo son los limos con un promedio de 62%; mientras que, las arcillas tienen en promedio 36% y las arenas de sólo 2%. A partir del horizonte de 19 cm hasta 39 cm, el porcentaje de limos disminuye con la profundidad, a la vez que aumenta el porcentaje de arcillas (51% en el 39 cm). Por debajo del horizonte de 39 cm hasta 44 cm, las arcillas disminuyen hasta 20% y las arenas se aumentan su contenido hasta un 15%, con un cambio a color café

oscuro en el sedimento. De los horizontes 50 al 55 cm, los limos presentan sus valores mínimos (44%) y las arcillas su máximo (56% en el 54 cm).

3.1.2 Carbono orgánico

El máximo contenido de carbono orgánico se registró en los primeros centímetros superficiales del núcleo CR1 (promedio de 1.4%) (Figura 3). En este horizonte, el color del sedimento es negro, probablemente por la presencia de materia orgánica. De los 22 a los 45 cm, el contenido de carbono orgánico disminuye en el sedimento café claro, alcanzando un valor de tan solo 0.37% a los 45 cm. Entre los horizontes de 49 y 50 cm, el contenido carbono orgánico se incrementa a valores semejantes a los de la superficie del núcleo (1.22 % en 49 cm). En esta misma zona se encuentra una banda de color negro indicando la presencia de materia orgánica. En los últimos centímetros de la base del núcleo, entre los horizontes 51 y 55 cm, el contenido de carbono orgánico tiende a disminuir (0.605%) en el sedimento de color café oscuro.

3.1.3 Hg, Cr, As y Pb

Los análisis de Hg, Cr, As y Pb a diferentes profundidades se realizaron en los horizontes que se indican en las figuras 4 y 5. La selección de las profundidades en los núcleos para el análisis de estos elementos se hizo tomando en cuenta cada una de las facies sedimentarias identificadas en los núcleos, las cuales se discuten mas adelante. De manera general, la

concentración de Hg en el núcleo CR1 no excede los $0.036 \mu\text{g g}^{-1}$ y en promedio es de $0.032 \mu\text{g g}^{-1}$ (Figura 4). A partir del horizonte de 4 cm hasta los 11 cm la concentración de Hg se mantiene relativamente constante, siendo el valor más alto de $0.032 \mu\text{g g}^{-1}$ en 4 cm. La concentración de Hg aumenta, no significativamente, entre los horizontes de 11 y 40 cm, presentando un valor máximo de $0.036 \mu\text{g g}^{-1}$. Entre los horizontes de 40 y 46 cm, la concentración de Hg disminuye ligeramente a un valor de $0.033 \mu\text{g g}^{-1}$.

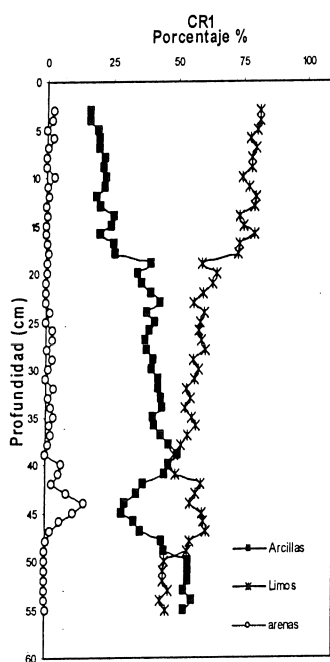


Figura 2 Perfil de tamaño de grano a lo largo del núcleo CR1.

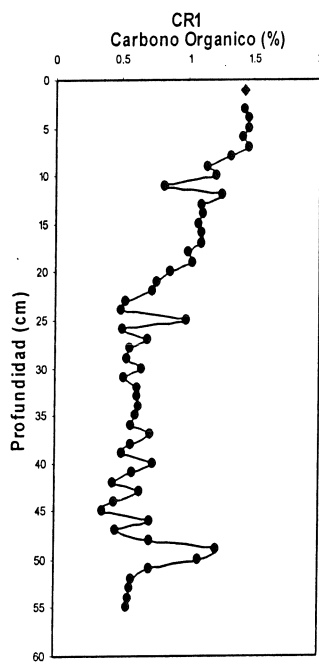


Figura 3 Perfil de carbono orgánico a lo largo del núcleo CR1.

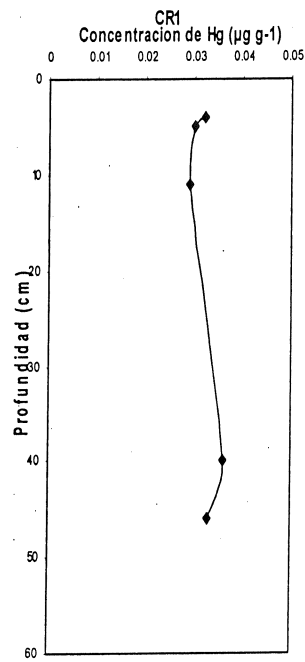


Figura 4 Perfil de la concentración de Hg a lo largo del núcleo CR1.

En el núcleo CR1, los elementos As,y Pb presentan altas concentraciones en la superficie del núcleo en 4 cm con valores de 20 y $28 \mu\text{g g}^{-1}$,

respectivamente. Los óxidos de Fe_2O_3 y Al_2O_3 y el Hg muestran muy poca variabilidad, con $\text{Fe}_2\text{O}_3 = 4.26$, $\text{Al}_2\text{O}_3 = 12.20\%$ y $0.032 \mu\text{g g}^{-1}$ a los 4 cm (Figura 5). Esta sección del núcleo (0-4 cm) se caracteriza por abundancia de limos y carbono orgánico. En el horizonte que va de 5 cm hasta el 11 cm, la concentración de elementos y óxidos mayores disminuye a valores de 4 y $16 \mu\text{g g}^{-1}$ para el As y Pb respectivamente y de 4 y 11.84% de Fe_2O_3 y Al_2O_3 respectivamente a los 11 cm. Entre los 22 cm y hasta los 40 cm, la concentración de As y Pb aumenta nuevamente, con valores de 9 y $29 \mu\text{g g}^{-1}$. Lo mismo ocurre con los óxidos mayores de $\text{Fe}_2\text{O}_3 = 4.87\%$ y $\text{Al}_2\text{O}_3 = 14.39\%$. El Cr mostró muy poca variabilidad con un valor promedio de $65.5 \mu\text{g g}^{-1}$, a largo del núcleo.

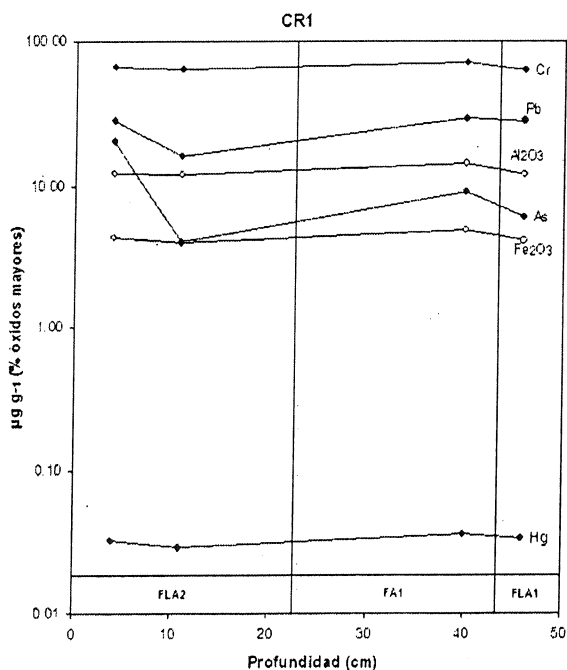


Figura 5 Perfiles de concentraciones de Hg, As, Cr, Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) y óxidos mayores de Fe_2O_3 y Al_2O_3 (%) en el núcleo CR1.

3.2 Descripción del núcleo HR1

El núcleo HR1 tiene una longitud de 95 cm. Está caracterizado por varios cambios de coloración en los sedimentos en toda su longitud. Posee sedimentos de color café oscuro entre los horizontes de 0 y 11 cm, con lentes color negro de algunos milímetros de espesor. Entre los horizontes de 11 y 29 cm, el sedimento tiene un cambio a color negro con algunas bandas de color café oscuro intercaladas. En la parte inferior, entre los 29 y los 46 cm, el sedimento tiene un color café verdoso y conforme aumenta la profundidad se hace más cohesivo. Por debajo de esta zona, entre los 46 y los 64 cm, el sedimento tiene color verde olivo. Finalmente, del horizonte de 64 cm hasta el de 95 cm, el sedimento es de color café rojizo con bandas intercaladas de color negro a los 75-77 cm, 85-87 cm y 90-92 cm.

3.2.1 Granulometría

El núcleo HR1 está caracterizado por su variabilidad en la abundancia de arenas, limos y arcillas (Figura 6). La fracción dominante a lo largo del núcleo son limos con un promedio de 61%, le siguen las arcillas con un promedio 36% y finalmente las arenas con solo un 3%. El porcentaje de limos se incrementa entre los horizontes 32 y 59 cm, con un máximo de 83% a los 59 cm. Por debajo, entre los horizontes de 59 y 95 cm, los limos disminuyen hasta un mínimo de 34% en el centímetro 89. El porcentaje de arcillas a lo largo del núcleo presenta tres mínimos; uno en el sedimento café localizado entre los horizontes de 0 y 5 cm (19%), otro en el sedimento café verdoso entre los 32 y

35 cm (20%) y finalmente uno más en el sedimento verde olivo ubicado entre los 46 y 61 cm (18%). El enriquecimiento de las arcillas ocurre en el horizonte de 65 cm con un valor de 53% y el de 89 cm con un valor de 66% respectivamente.

3.2.2 Carbono orgánico

El contenido de carbono orgánico presentó valores relativamente constantes entre los 7 y 25 cm, con un valor promedio de 0.5%. Entre los 27 y 61 cm se registró un aumento (0.7%), con valores máximos de 1.2% (59 cm) y 1.1% (61 cm) y dos mínimos de 0.2% en el 37 cm y de 0.4% en el 51 cm. Entre los horizontes de 63 y 75 cm, el carbono orgánico disminuye con un valor de 0.4% en el 77 cm. El contenido de carbono orgánico en el horizonte de 79 cm hasta 95 cm, mantiene valores relativamente constantes con un promedio de 0.5% y con valores de 0.6% en los 85 cm y de 0.6 % en los 91 cm respectivamente.

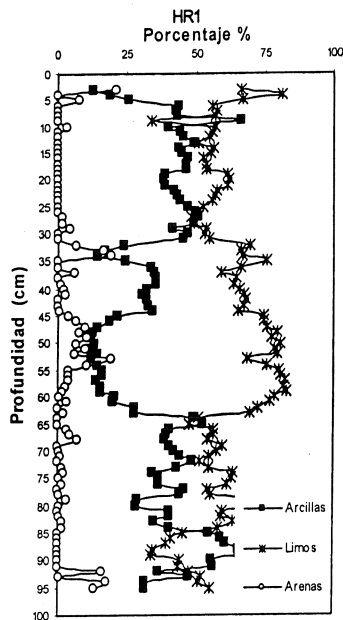


Figura 6 Perfil de tamaño de grano a lo largo del núcleo HR1.

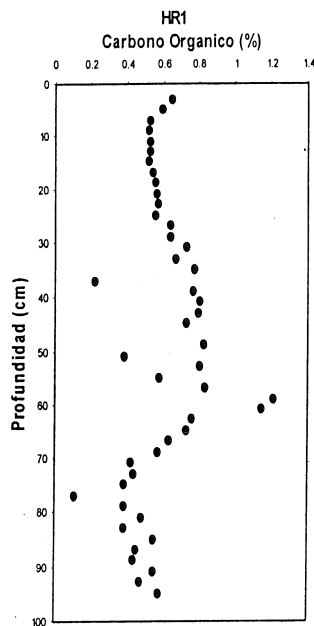


Figura 7 Perfil de concentración de carbono orgánico a lo largo del núcleo HR1.

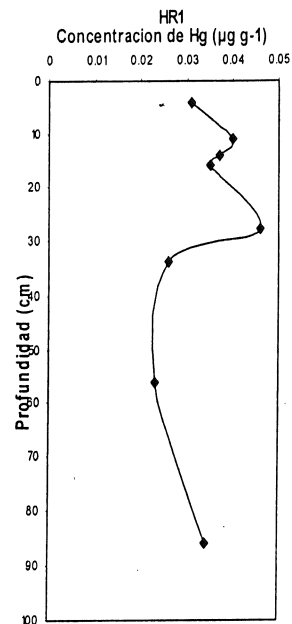


Figura 8 Perfil de la concentración del Hg a lo largo del núcleo HR1.

3.2.3 Hg, As, Cr y Pb

Los análisis de Hg, Cr, As y Pb se realizaron en los horizontes que se indican en las figuras 8 y 9. Al igual que en el núcleo CR1, la selección de las profundidades para el análisis de estos elementos se hizo tomando en cuenta cada una de las facies sedimentarias identificadas, las cuales se relacionan parcialmente entre ambos núcleos y se discuten mas adelante.

El perfil de mercurio en el núcleo RH1 presenta un valor superficial (4 cm de profundidad) de $0.031 \mu\text{g g}^{-1}$ para posteriormente aumentar con la profundidad hasta alcanzar su máximo ($0.046 \mu\text{g g}^{-1}$) en el horizonte de 28 cm (Figura 8). A partir de este punto disminuye hasta alcanzar su valor mínimo ($0.023 \mu\text{g g}^{-1}$) a 56 cm de profundidad para después incrementarse, hasta un nivel similar al registrado en la superficie ($0.034 \mu\text{g g}^{-1}$), a 86 cm de profundidad.

En el núcleo HR1, los elementos As, Cr y Pb y los óxidos mayores de Fe_2O_3 y Al_2O_3 presentan amplia variación al igual que el resto de los parámetros estudiados (Figura 9). Entre los horizontes de 16 y 28 cm, la concentración de As, Cr y Pb, Fe_2O_3 y Al_2O_3 es relativamente alta con valores de 30, 84 y $40 \mu\text{g g}^{-1}$ y 5.36 y 15.22 %, respectivamente. De los horizontes 29 al de 56 cm, la concentración de elementos y óxidos mayores tiende a disminuir hasta alcanzar valores de 3, 53 y $20 \mu\text{g g}^{-1}$ y de 3.3 y 8.9 % para el As, Cr y Pb Fe_2O_3 y Al_2O_3 , respectivamente. Entre los 63 y 86 cm, la concentración de As, Cr y Pb, Fe_2O_3 y Al_2O_3 , aumenta hasta valores de 6, 76 y $26 \mu\text{g g}^{-1}$ y de 4.84 y 15 % para el As, Cr, Pb Fe_2O_3 y Al_2O_3 , respectivamente.

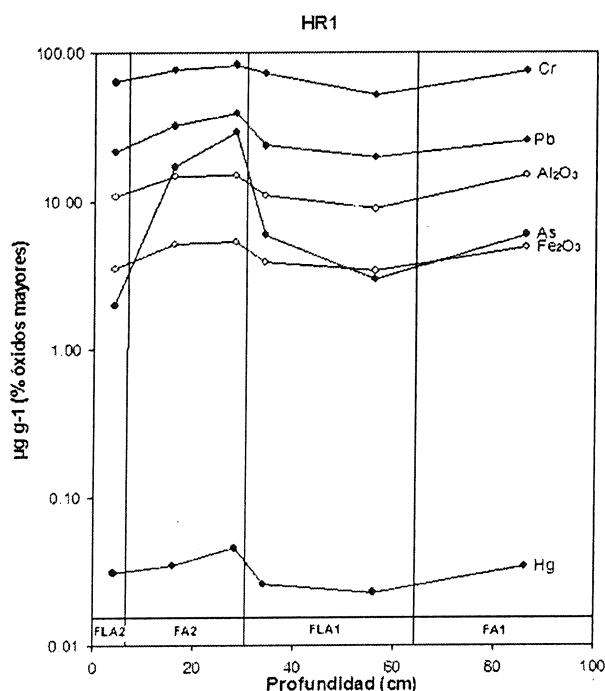


Figura 9. Perfiles de concentración de Hg, As, Cr, Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) y óxidos mayores de Fe_2O_3 y Al_2O_3 (%) en el núcleo HR1.

3.3.3 Análisis de correlación en núcleos CR1 y HR1

El análisis de correlación se llevó conjuntando ambos núcleos CR1 y HR1 (Tabla I). En la discusión solo se tomarán los elementos traza Hg, Cr, As y Pb (otros elementos son reportados pero no discutidos), los óxidos mayores Fe_2O_3 y Al_2O_3 , la abundancia de lodos, limos, arcillas, arenas y el contenido de carbono orgánico. Se observó que la mayoría de los elementos traza analizados presentaron correlaciones positivas significativas ($\alpha = 0.05$) con Fe_2O_3 y Al_2O_3 , a excepción del Sr y Zr con los que se observaron correlaciones negativas significativas. Los óxidos de MnO y CaO mantienen una correlación negativa con la mayoría de los elementos, a excepción del Sr. Los elementos

de interés en este estudio el Hg, As, Cr y Pb tienen una correlación positiva significativa con Fe_2O_3 y Al_2O_3 . Otra observación importante es la fuerte correlación positiva significativa que mantienen las arcillas con el Hg, Cr y Pb, y Fe_2O_3 y Al_2O_3 ; además, una correlación negativa significativa con el óxido de CaO. Sin embargo las arcillas no mantienen una correlación significativa con el As y el MnO.

Tabla I: Matriz de correlación de Pearson de óxidos mayores, metales traza, tipo de sedimento y carbono orgánico en núcleos HR1 y CR1 ($r = 0.602$; $\alpha = 0.05$; $n=10$).

	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	As	Ba	Ce	Co	Cr	Cu	Ga	Hf	La	Mo	Nb	Ni	Pb	Rb	Sr	Th	U	V	Y	Zn	Zr	Hg	Lodos	Arcilla	Limos	Arena	C org	
SiO ₂	1.00																																					
TiO ₂	0.55	1.00																																				
Al ₂ O ₃	0.31	0.83	1.00																																			
Fe ₂ O ₃	0.18	0.85	0.97	1.00																																		
MnO	-0.69	-0.58	-0.60	-0.46	1.00																																	
MgO	0.23	0.74	0.87	0.84	-0.71	1.00																																
CaO	-0.68	-0.84	-0.89	-0.78	0.85	-0.81	1.00																															
Na ₂ O	0.38	-0.25	-0.71	-0.72	0.19	-0.66	0.38	1.00																														
K ₂ O	0.31	0.93	0.92	0.95	-0.52	0.81	-0.80	-0.53	1.00																													
P ₂ O ₅	0.18	0.79	0.54	0.64	-0.36	0.54	-0.46	-0.16	0.80	1.00																												
As	-0.04	-0.04	0.61	0.73	-0.27	0.53	-0.41	-0.44	0.79	0.90	1.00																											
Ba	0.38	0.51	0.19	0.28	0.15	-0.16	-0.41	0.30	0.40	0.45	0.39	1.00																										
Ce	0.24	0.54	0.41	0.39	-0.32	0.49	-0.41	-0.10	0.49	0.49	0.22	0.00	1.00																									
Co	-0.08	0.47	0.38	0.52	-0.02	0.26	-0.17	-0.29	0.59	0.62	0.77	0.48	-0.07	1.00																								
Cr	0.57	0.95	0.86	0.86	-0.57	0.67	-0.86	-0.31	0.93	0.70	0.66	0.59	0.33	0.54	1.00																							
Cu	-0.26	0.17	0.40	0.46	-0.21	0.47	-0.24	-0.61	0.28	0.20	0.48	-0.23	-0.29	0.29	0.20	1.00																						
Ga	0.05	0.82	0.89	0.94	-0.37	0.79	-0.66	-0.67	0.94	0.75	0.78	0.23	0.55	0.55	0.78	0.40	1.00																					
Hf	-0.04	0.53	0.41	0.50	-0.36	0.45	-0.31	-0.26	0.62	0.89	0.90	0.17	0.32	0.59	0.46	0.40	0.65	1.00																				
La	-0.01	0.60	0.52	0.60	-0.43	0.58	-0.41	-0.37	0.67	0.86	0.88	0.09	0.35	0.54	0.52	0.56	0.74	0.96	1.00																			
Mo	0.53	0.86	0.55	0.57	-0.46	0.63	-0.64	0.03	0.70	0.69	0.40	0.37	0.73	0.15	0.70	-0.12	0.60	0.34	0.40	1.00																		
Nb	-0.04	0.76	0.70	0.81	-0.16	0.56	-0.45	-0.46	0.87	0.89	0.91	0.47	0.46	0.66	0.73	0.27	0.90	0.78	0.77	0.57	1.00																	
Ni	0.14	0.56	0.77	0.79	-0.35	0.66	-0.64	-0.67	0.63	0.22	0.44	0.18	-0.16	0.38	0.66	0.66	0.57	0.11	0.26	0.25	0.40	1.00																
Pb	0.11	0.71	0.72	0.82	-0.25	0.49	-0.52	-0.51	0.80	0.68	0.86	0.53	0.14	0.77	0.76	0.48	0.77	0.62	0.65	0.31	0.80	0.64	1.00															
Rb	0.17	0.84	0.76	0.85	-0.26	0.57	-0.58	-0.42	0.93	0.83	0.84	0.61	0.38	0.71	0.86	0.14	0.85	0.63	0.60	0.61	0.94	0.51	0.83	1.00														
Sr	-0.68	-0.74	-0.85	-0.73	0.85	-0.79	0.97	0.41	-0.71	-0.30	-0.27	-0.08	-0.34	-0.11	-0.77	-0.23	-0.57	-0.15	-0.27	-0.55	-0.30	-0.66	-0.46	-0.46	1.00													
Th	-0.07	0.28	0.23	0.26	-0.41	0.44	-0.20	-0.23	0.32	0.57	0.51	-0.31	0.56	0.17	0.10	0.33	0.47	0.76	0.80	0.26	0.42	-0.16	0.28	0.18	-0.13	1.00												
U	0.23	0.81	0.66	0.76	-0.18	0.41	-0.51	-0.26	0.83	0.82	0.82	0.73	0.39	0.59	0.81	0.11	0.76	0.62	0.59	0.59	0.90	0.42	0.85	0.93	-0.38	0.21	1.00											
V	0.14	0.86	0.91	0.97	-0.34	0.75	-0.70	-0.63	0.95	0.71	0.76	0.38	0.52	0.53	0.84	0.35	0.97	0.55	0.63	0.63	0.89	0.65	0.83	0.89	-0.62	0.32	0.84	1.00										
Y	0.47	0.06	0.20	0.05	-0.28	0.19	-0.39	-0.03	-0.06	-0.52	-0.54	-0.13	-0.17	-0.37	0.14	0.05	-0.15	-0.67	-0.50	0.08	-0.47	0.43	-0.24	-0.29	-0.51	-0.51	-0.36	-0.08	1.00									
Zn	0.29	0.75	0.93	0.90	-0.43	0.78	-0.81	-0.67	0.80	0.32	0.40	0.21	0.28	0.31	0.80	0.41	0.78	0.13	0.29	0.51	0.53	0.86	0.63	0.63	-0.81	-0.02	0.53	0.84	0.46	1.00								
Zr	0.39	-0.36	-0.66	-0.71	0.27	-0.70	0.36	0.87	-0.62	-0.51	-0.69	0.27	-0.33	-0.36	-0.33	-0.56	-0.77	-0.65	-0.70	-0.16	-0.69	-0.43	-0.55	-0.55	0.30	-0.58	-0.42	-0.68	0.37	-0.47	1.00							
Hg	0.1849	0.65	0.84	0.85	-0.51	0.64	-0.70	-0.66	0.80	0.56	0.77	0.29	0.01	0.59	0.78	0.55	0.72	0.58	0.60	0.22	0.68	0.76	0.86	0.76	-0.66	0.20	0.70	0.75	-0.07	0.69	-0.65	1.00						
Lodos	-0.32	-0.09	0.31	0.23	-0.14	0.19	-0.13	-0.57	0.18	0.06	0.18	-0.34	0.18	-0.12	-0.02	0.05	0.30	0.28	0.22	-0.23	0.26	-0.03	0.08	0.18	-0.09	0.27	0.12	0.22	-0.33	0.09	-0.65	0.35	1.00					
Arcillas	0.12	0.58	0.90	0.86	-0.33	0.67	-0.70	-0.80	0.74	0.21	0.38	0.14	0.22	0.32	0.69	0.35	0.75	0.10	0.22	0.27	0.51	0.79	0.63	0.62	-0.71	-0.05	0.49	0.80	0.34	0.93	-0.57	0.73	0.36	1.00				
Limos	-0.25	-0.65	-0.85	-0.84	0.30	-0.65	0.70	0.65	-0.72	-0.20	-0.33	-0.27	-0.16	-0.38	-0.74	-0.35	-0.70	-0.01	-0.16	-0.38	-0.46	-0.85	-0.64	-0.60	0.73	0.15	-0.49	-0.78	-0.48	-0.97	0.37	-0.66	-0.02	-0.94	1.00			
Arenas	0.32	0.09	-0.31	-0.23	0.13	-0.19	0.13	0.57	-0.18	-0.05	-0.18	0.33	-0.18	0.12	0.02	-0.05	-0.30	-0.27	-0.21	0.23	-0.25	0.02	-0.08	-0.19	0.09	-0.25	-0.12	-0.22	0.32	-0.09	0.65	-0.35	-1.00	-0.37	0.03	1.00		
C org.	-0.35	-0.21	-0.37	-0.29	0.02	-0.03	0.36	0.15	-0.24	0.24	0.20	-0.41	0.03	0.02	-0.39	0.37	-0.09	0.49	0.51	-0.09	0.00	-0.37	-0.14	-0.29	0.42	0.70	-0.24	-0.25	-0.49	-0.49	-0.18	-0.08	-0.11	-0.59	0.59	0.13	1.00	

4. DISCUSIÓN

4.1 Sedimentación

El contenido de carbono orgánico en los sedimentos puede variar considerablemente de región a región e incluso tener cambios muy marcados en una misma región. Comúnmente esta variación se asocia con los cambios texturales del sedimento, encontrando mayor concentración de carbono orgánico en sedimento de grano fino. Lo anterior se atribuye a la similitud en la velocidad de sedimentación de los constituyentes orgánicos y las partículas finas (Trask, 1938; Riveroll, 1985). El contenido de carbono orgánico en los núcleos CR1 y HR1 aumenta con la abundancia de limos y disminuye con respecto al porcentaje de arcillas (Figuras 2, 3, 6 y 7). Lo anterior, sugiere que los períodos de depositación de arcilla no necesariamente coinciden con períodos de calma y/o de alta producción orgánica en esta zona deltaíca, como probablemente sucede en los eventos ricos en los limos. Es probable que los períodos de depositación de arcillas coincidan con eventos de aporte fluvial del Río Colorado, más que con eventos de calma, y por ello estas facies arcillosas no hayan acumulado carbono orgánico como las facies limosas. Por otro lado, la depositación de estos limos y/o carbono orgánico, puede deberse a eventos y fuentes locales.

Diversos factores como producción primaria, aporte de material local, profundidad de la columna de agua, tasas de sedimentación, bioturbación y

concentración de oxígeno disuelto son responsables por la cantidad, distribución vertical y composición química (lábil y refractaria) de la materia orgánica contenida en los sedimentos (Stumm y Morgan, 1981; Jorgensen *et al.*, 1990 y Cowie y Hedges, 1992). La alta concentración de carbono orgánico en CR1 y HR1 en sus capas superficiales, es causada por la continua depositación de material orgánico a la columna de agua. El agua del Río Hardy-Colorado al momento de la colecta de núcleos, estuvo evidentemente estancada con un alto contenido de materia orgánica suspendida. Por otro lado, existe una clara disminución de la cantidad de carbono orgánico por debajo de la superficie de los núcleos. Esto es causado por la mineralización de la materia orgánica en el proceso de diagénesis (Beldowski y Pempkowiak, 2003), ya que las tasas de mineralización dependen de la disponibilidad de oxígeno (Piotrowska-Szypryt y Pemkowiak, 1997), siendo este elemento el primero de la serie de reacciones diagenéticas que oxida la materia orgánica, causando la emisión de CO_2 y la reducción de carbono orgánico. Sin embargo, la reducción de carbono orgánico continúa en las capas más profundas de la estructura sedimentaria con la disponibilidad aceptores de electrones como los nitratos, sulfatos, etc.

En vista de la variabilidad del tamaño de grano y características litológicas a lo largo de los núcleos HR1 y CR1, se propone la existencia de al menos 2 facies sedimentarias que se repiten a lo largo del tiempo (Figuras 10 a y b). En sedimentología, la definición de facies es muy importante, ya que provee una

interpretación básica de los procesos sedimentarios y los ambientes de depósito (Weller, 1958). A las principales facies encontradas se les denominó facies Arcillosa (FA) y facies Limo-arenosas (FLA), en el núcleo CR1 encontramos dos facies Limo-arenosas (FLA1 y FLA2) y una facie Arcillosa (FA1) (Figura 10a). En el núcleo HR1 se encuentran dos facies Limo-arenosas (FLA1 y FLA2) y dos facies Arcillosas (FA1 y FA2) (Figura 10b). Estas probablemente están asociadas a los eventos históricos ocurridos a lo largo del Río Colorado.

Históricamente, la parte baja del Río Colorado acarreaba agua y sedimentos hacia el Golfo de California (Sykes, 1937). En los últimos 100 años, el aporte que ha llegado al delta ha disminuido considerablemente por la construcción de presas y desviaciones al lo largo del río. Durante la construcción de las presas Hoover (1935) y Glen Canyon (1963) en Arizona y Nevada, USA, se afectó el aporte terrígeno principalmente de arcillas del río a la zona deltaíca, entrando los sedimentos del delta en lo general en un periodo de erosión (Thompson, 1968). Se ha estimado que el aporte terrígeno en el Río Colorado ha sido reducido a un 0.5% del original, que era de $160 \times 10^6 \text{ ton a}^{-1}$ (Baba *et al.*, 1991). A pesar de la ausencia de $\text{Pb-210}_{\text{xs}}$, que pudiera permitir la determinación de tasas de sedimentación, el horizonte masivo de arcillas en la parte inferior del núcleo HR1 indica probablemente que el depósito se haya dado antes del embalsamiento del río. Esta teoría se reafirma con un horizonte arenoso en la base del mismo núcleo, el cual se propone contenga sedimentos

limo-arenosos derivados de aerosoles durante el primer período histórico cuando el cauce del Río Colorado se desbordó e inundó la cuenca de Salton, que hasta entonces era un sitio árido, formando el Mar de Salton en Arizona, EUA entre los años 1905 y 1907 (Sykes, 1937; Black, 1983).

Durante el período de tiempo que duró la construcción de las presas y su llenado, la cuenca baja del Río entró en un periodo de sequía por lo que la sedimentación en el delta debió ser afectada. Esta etapa se caracterizó por una mayor abundancia de limos y arenas (FLA), provenientes de fuentes locales como acarreo por aerosoles y/o arroyos efímeros. Por otro lado, probablemente las FA están asociadas a varios eventos de aporte sedimentarios del material en suspensión transportado por el Río Colorado. Uno de los eventos más importantes en épocas recientes, fue una serie de períodos de lluvias intensas (El Niño) durante la década de los 80's y hasta 1993 (Holburt, 1984). Es probable que dicho fenómeno, caracterizado por excesivas lluvias y el consecuente desfogue de las presas río arriba, haya causado un incremento en el aporte del material arcilloso de color rojizo, típico de los sedimentos subsuperficiales de núcleos del Alto Golfo de California (Daesslé *et al.*, 2004).

4.2 Enriquecimiento de Hg en los núcleos

Entre las principales fuentes de Hg a los ecosistemas marinos se encuentran los ríos y el transporte atmosférico. En la atmósfera el Hg(0) es oxidado a Hg(2+), el cual es llevado a suelos, ríos, cuencas riverinas, mares, etc. por

precipitación húmeda (lluvia) o seca (partículas). En caso de que llegue a un río y/o eventualmente a un lago u océano, el mercurio que no sea metilado o reducido a $\text{Hg}(0)$ en la columna de agua será depositado en los sedimentos. En los núcleos CR1 y HR1 (Figura 5 y 9) se muestra un incremento del Hg en la FA (Tabla II). Debido a la correlación que muestra el Hg con Fe_2O_3 (Tabla I) se realizó una normalización de los elementos Hg, Cr, As y Pb contra Fe_2O_3 . La normalización indica que si bien existe una asociación entre la abundancia de Fe_2O_3 y los elementos traza estudiados, éste no es el único factor que controla la distribución de Hg en los núcleos (Tabla II). El aumento que se observa en la concentración normalizada de Hg en la FA2 (un horizonte más reciente), es 1.22 veces superior que en la FA1 (un horizonte más antiguo) en el núcleo HR1 (Tabla II). En el presente trabajo se propone que la FA2 se relaciona con el desfogue de las presas río arriba en los años 80's, durante el fenómeno climático de El Niño que acarreo una gran cantidad de sedimentos a la zona. Por ello, si bien las altas concentraciones de Hg encontradas en las FA se deben a la gran capacidad que tiene el área superficial de las arcillas para adsorber Hg, es probable que en FA2, parte del Hg tenga una fuente adicional. Aunque el fechado Pb^{210} , no mostró actividad de Pb en exceso, se infiere que la FA2 del HR1 (0 – 30 cm) se relaciona al inicio de operaciones de la geotermia de Cerro Prieto, Baja California que inicio labores a partir de 1973 (Gutiérrez y Helio, 2000) y/o a los contaminantes depositados a lo largo del cauce del Río, los cuales fueron resuspendidos y transportados durante el desfogue de las presas.

Tabla II: Comparación de datos Hg, As, Cr y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) y normalizados con Fe_2O_3 .

Mtra.	Prof.	Facies-núcleo	Datos originales en $\mu\text{g g}^{-1}$				Datos normalizados y multiplicados por un factor (1000)			
			Hg	As	Cr	Pb	Hg	As	Cr	Pb
1	4 cm	FLA2-HR1	0.031	2.00	65.00	22.00	8.9	571	18571	6285
2	6 cm	FA2-HR1	0.035	17.16	77.22	32.61	6.8	3311	14900	6291
3	28 cm	FA2-HR1	0.046	29.99	83.98	39.99	8.6	5597	15671	7462
4	34 cm	FLA1-HR1	0.026	6.00	73.00	24.00	6.7	1542	18766	6169
5	56 cm	FLA1-HR1	0.023	3.00	53.00	20.00	6.8	890	15727	5934
6	86 cm	FA1-HR1	0.034	6.00	76.00	26.00	7.0	1239	15702	5371
7	4 cm	FLA2-CR1	0.032	20.00	66.00	28.00	7.5	4694	15493	6572
8	11 cm	FLA2-CR1	0.029	4.00	63.00	16.00	7.3	1012	15949	4050
9	40 cm	FA1-CR1	0.036	9.00	71.00	29.00	7.4	1848	14579	5954
10	46 cm	FLA1-CR1	0.033	6.00	62.00	28.00	8.1	1477	15270	6896

Por otro lado, diversos estudios muestran una fuerte asociación del Hg con el carbono orgánico (Ribeiro *et al.*, 2002; Ram *et al.*, 2003; Mirlean *et al.*, 2003). Este tipo de enriquecimiento de Hg asociado a carbono orgánico es un fenómeno geoquímico natural, ya que el Hg tiene una gran afinidad con la materia orgánica (Willerer *et al.*, 2003). Sin embargo, en el presente estudio no se muestra una correlación entre el carbono orgánico y el Hg. Únicamente se muestra una asociación entre el carbono orgánico y el Hg donde se encuentra la facies arcillosa (FA1) cerca de la base del HR1, donde ambos elementos se muestran enriquecidos (Figura 8, Figura 9 y Figura 10a). Sorensen *et al.*, (1990) describieron que existe una afinidad entre el Hg y los compuestos orgánicos disueltos.

La concentración de Hg en CR1 y HR1 no sobrepasa los niveles de toxicidad establecidos por Long y Morgan (1990) de $1.3 \mu\text{g g}^{-1}$ para Hg en sedimento. En comparación con otros lugares de México y el mundo (Tabla III), la concentración de Hg encontrada en el Río Hardy-Colorado se encuentra debajo de las concentraciones reportadas para Chesapeake Bay y el Golfo de Cádiz, sitios reportados como contaminados por la actividad industrial y desechos domésticos. Sin embargo, la industria petrolera en el Río Coatzacoalcos, las plantas cloro-álcali en el estuario de Ulhas y la extracción de oro en el Río Madeira son zonas donde la contaminación de Hg excede en varios ordenes de magnitud a las concentraciones en el Río Hardy-Colorado.

Tabla III: Concentraciones de Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$) en sedimentos en diversos sitios nacionales e internacionales.

Localización	Cuerpos de agua	Hg ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Referencia
Veracruz, México	Río Coatzacoalcos	0.585 – 1.407	Halffter et al. 1973
Kaylan, Arabia	Ulhas estuary	1 - 20	Ram et al. 2003
USA	Chesapeake Bay	0.006 – 1.0	Mason et al. 1999
España	Golfo de Cádiz	0.005 – 0.250	Cossa et al. 2001
Brasil	Río de Madeira	50 – 280	Pfeiffer et al. 1989
Baja California, México	Río Hardy-Colorado	0.023 – 0.046	Presente estudio

4.3 Enriquecimiento de As, Cr y Pb en los núcleos CR1 Y HR1

Un factor que puede influenciar la distribución de los metales en sedimentos es el tamaño de grano, debido a que la adsorción de contaminantes en los sedimentos, incrementa con tamaños de grano pequeños como las arcillas (Salomons y Förstner, 1984; Ribeiro et al., 2002). Las arcilla, al ser de tamaño

muy pequeño, viajan en suspensión a lo largo del río, aglutinándose entre ellas formando grandes superficies de contacto. Su forma laminar y superficies iónicamente cargadas, crean fuerzas del mismo orden o mayores que la fuerza gravitacional, dando origen a una interacción electrostática entre las partículas incorporando a su red cristalina los metales (Dyer, 1986).

La materia orgánica, junto con los oxihidróxidos de Fe, también constituyen uno de los sustratos geoquímicos más importantes, capaces de controlar la concentración de metales en los sedimentos (Förstner y Wittmann, 1979; Salomons y Förstner, 1984; Horowitz, 1991). En estudios realizados por Cox y Preda (2005), se reportó que el Cr correlaciona fuertemente con el Al y Fe, indicando la afinidad de adsorción de este metal. El Cr puede reemplazar al Fe y Al en las estructuras de los hidróxidos y/o ser adsorbidos por arcillas (McGrath y Smith, 1990), siendo fácilmente transportado a lo largo del río hasta su depositación. También Krauskopf (1956) sugiere que la concentración de Pb, puede ser controlada por la adsorción por los oxihidróxidos de Fe de las arcillas y la materia orgánica.

En los núcleos CR1 y HR1, los elementos As, Cr, y Pb presentan sus mayores concentraciones en las facies arcillosas (FA) (Figura 5 y 9). Al normalizar estos elementos con respecto a la concentración de Fe_2O_3 (Tabla II), se encontró que el As, en la FA2 del núcleo HR1, tiene el valor más alto y es 4.5 veces lo observado en FA1. Para el Cr se mantiene igual en FA1 y FA2, y para el Pb es

1.4 veces mayor en la FA2 que en la FA1. Lo anterior sugiere, la facies mas reciente (FA2), ha sido enriquecida con As y Pb en los últimos años, probablemente debido a los hechos históricos registrados como el desfogue de las presas río arriba durante la década de los 80's y hasta 1993 (Holburt, 1984).

En comparación con otros estudios realizados en diversos lugares del mundo y de México, las concentraciones de elementos encontradas en este estudio son variables (Tabla IV). Las concentraciones de As encontradas son altas en comparación con las del Delta del Río Colorado donde la concentración media del As es menor al valor máximo reportado en este estudio ($30 \mu\text{g g}^{-1}$). Por otro lado, las concentraciones de As reportadas en el estuario de Medway, donde la contaminación derivada de fuentes como la refinación del petróleo, la agricultura y el intenso desarrollo industrial en la zona, son semejantes a las concentraciones encontradas en los núcleos HR1 y CR1. Los Azufres, que es una zona afectada por contaminación derivada de la actividad geotérmica (Birkle y Merkel, 2002), presenta concentraciones de As relativamente mayores a las encontradas en los núcleos HR1 y CR1. Lo anterior sugiere que los efectos de la actividad geotérmica en la zona de estudio de este trabajo, si existen, podrían no ser tan importantes como en la zona de Los Azufres. La concentración de Cr encontrada en este trabajo está por encima de la reportada en el Delta del Río Colorado (Shumilin *et al.*, 2002); sin embargo es relativamente menor que la encontrada en la Laguna de Alvarado, donde la

fuelle principal de contaminación son las descargas industriales procedentes del Río Blanco, a lo largo de cuyo cauce se localizan mas de 15 empresas. Finalmente, la concentración de Pb es relativamente menor a la encontrada en el estuario de Medway, y la Bahía de Montengo en Jamaica, donde la fuente de contaminación esta relacionada al aumento de la población que causa la intensa actividad industrial y agrícola. Comparativamente, el Pb del Rio Hardy-Colorado vs los Azufres sugieren que la concentración de este elemento no es derivado de la actividad geotérmica, debido a que el valor de Pb reportado es menor al encontrado en este estudio, probablemente exista otra fuente de contaminación (i.e., incremento en el desarrollo industrial).

El grado de toxicidad y biodisponibilidad de metales en agua y sedimento varía con la especiación de los metales (EPA, 1992). La forma del metal y por consiguiente su toxicidad, son altamente influenciadas por el ambiente condiciones como pH, alcalinidad, potencial de REDOX, y la disponibilidad de sus complejos iónicos o ligaduras. Las concentraciones de As, Cr y Pb encontradas resultaron con un nivel moderado de contaminación ya que en algunas muestras en diversos horizontes sobrepasaron los valores de $6 \mu\text{g g}^{-1}$ en As, $26 \mu\text{g g}^{-1}$ en Cr en ambos núcleos y de $31 \mu\text{g g}^{-1}$ en Pb solo en el HR1, reportados como criterios de baja toxicidad por Persuad *et al.* (1992). Sin embargo no sobrepasaron los valores severos de toxicidad establecidos por Long y Morgan (1990).

Tabla IV: Concentraciones de As, Cr y Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$) en diversos sitios nacionales e internacionales.

Localización	As	Cr	Pb	Referencia
Medway Estuary, Uk ^a	14	76	67	Spencer (2002)
Montego Bay, Jamaica ^b	6.02	48	185	Rudolf <i>et al.</i> (2003)
Geotermia los Azufres, México ^c	72.8	1	2.7	Birkle y Merkel (2002)
Laguna de Alvarado, México ^d	-	109.83	20.15	Rosales <i>et al.</i> (1986)
Río Blanco, México ^e	-	76.05	32.50	Alvarez <i>et al.</i> (1986)
Delta del Río Colorado ^f	6.97	28.08	-	Shumilin <i>et al.</i> (2002)
Baja California, México	4 - 20	62 - 71	16 - 28	En este estudio para CR1
Baja California, México	3 - 30	53 - 84	20 - 40	En este estudio para HR1

4.4 Correlación entre núcleos

Las características sedimentarias a lo largo de los núcleos HR1 y CR1 son muy similares entre ambos, especialmente es su sección superior (Figura 10). Ambos núcleos parecen presentar facies similares, esto sugiere que en ambos lugares, donde se extrajeron los núcleos, se registraron los mismos eventos sedimentarios. Para comprobar esta similitud se realizó una prueba estadística de significancia con la finalidad de observar diferencias entre los núcleos. La T^2 Hotelling es un método estadístico que consiste en plantear una hipótesis observada y una hipótesis de investigación para comprobar que el vector de medias es significativamente diferente ($H_0 = \mu$, y $H_i \neq \mu$). Si el vector de medias de la hipótesis de investigación es notablemente distante al vector de medias observado, se concluye que la hipótesis observada se debe rechazar, por considerarse significativamente diferentes. En caso contrario se asume que los vectores de medias son iguales (Rencher, 1934). La prueba T^2 Hotelling se realizó para 2 muestras independientes (HR1 y CR1), con 2 variables (arcillas y

Fe_2O_3). El resultado obtenido por la prueba nos describe que no había diferencias significativas en el vector de medias de ambos núcleos. Por lo tanto se puede asumir que las facies sedimentarias en HR1 y CR1 son afines.

Asimismo se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico mejor conocido como cluster multivariado para 10 muestras de las diferentes facies en los núcleos CR1 y HR1 (Figura 11). El análisis de cluster permite una comparación lógica de muestras, objetos o variables. Esta es una simple técnica estadística para la clasificación y producción de la visualización de resultados directos entre las relaciones de los datos usados en el análisis (Basilevsky, 1994). Los resultados obtenidos mediante este análisis estadístico permitieron visualizar de manera simple dos grupos, el primero asociado con las facies Arcillosa (FA1 y FA2) de los núcleos CR1 y HR1 y el segundo grupo asociado con la facies Limo-arenosa (FLA1 y FLA2) de los núcleos CR1 y HR1. Lo cual sugiere que las facies agrupadas fueron generadas por los mismos eventos históricos, ocurridos a lo largo del cauce del Río Colorado, mencionados anteriormente.

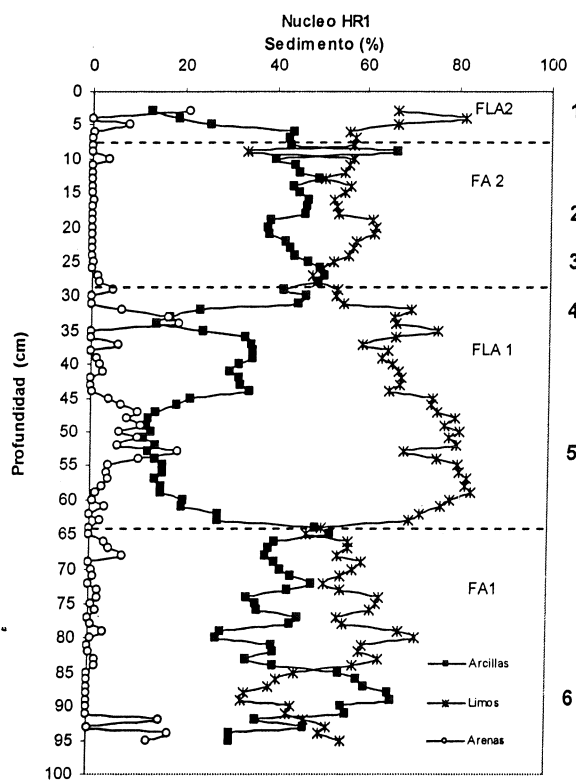
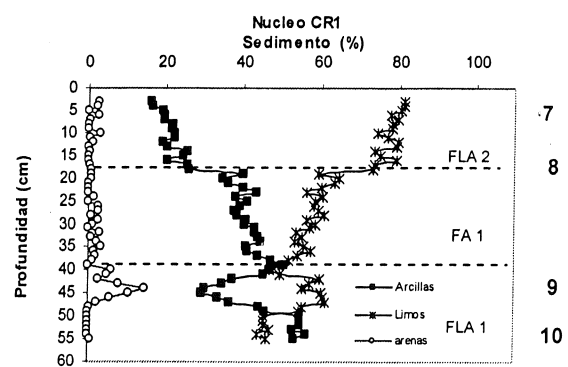


Figura 10a



FA = facies Arcillosa
FLA = facies Limo - arenosa

Figura 10b

Figura 10 Distribución vertical de las facies en los núcleos HR1 y CR1.

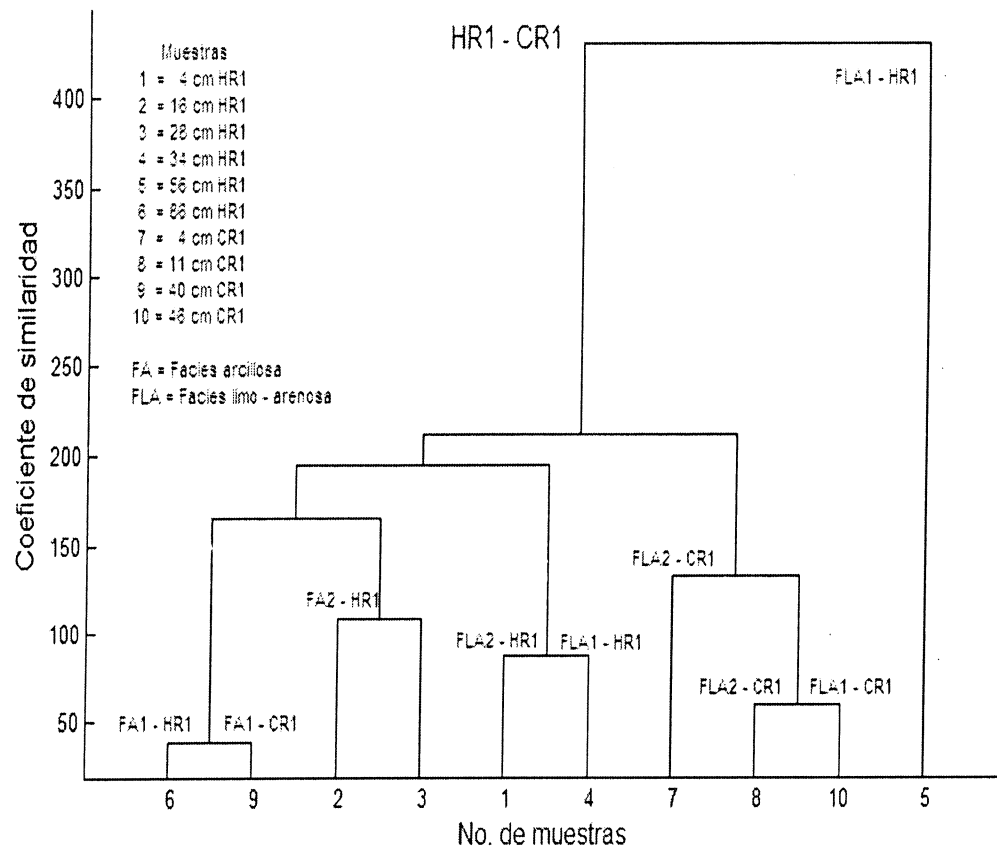


Figura 11 Dendrograma obtenido mediante el análisis Cluster multivariado.

5. CONCLUSIONES

- 1) El represamiento a lo largo de Río Colorado ha modificado los patrones de sedimentación y de acumulación de sustancias potencialmente nocivas en el Río Colorado-Hardy.
- 2) La falta de flujo de sedimentos y de agua provocaron la disminución en el aporte de arcillas durante el represamiento, sin embargo durante el tiempo posterior al evento asociado con el fenómeno de El Niño, el agua de las presas fue desfogada, liberando nuevamente sedimentos arcillosos hacia la zona probablemente entre 1982 y 1993.
- 3) Los núcleos CR1 y HR1 están asociados a los mismos eventos sedimentarios recientes, la presencia de carbono orgánico en ambos núcleos esta asociada a la presencia de sedimentos limo-arenosos (FLA), lo que indica que esta relacionado a eventos locales y no al flujo del río el cual al circular libremente aportaba abundantes arcillas.
- 4) La facies Arcillosa FA en ambos núcleos está asociada al enriquecimiento de Hg, As y Pb, probablemente debido a la gran capacidad de adsorción de las arcillas. La facies FA2 que es la más reciente, esta enriquecida 1.22 en Hg, 4.5 en As y 1.39 en Pb, en comparación con la facie más antigua (FA1). Esto probablemente por el lavado de las presas que contribuyó al aporte de agua y sedimentos pero también con elementos contaminantes a la zona.
- 5) Las concentraciones de Hg, As, Cr y Pb no sobrepasaron los límites severos de toxicidad establecidos. Sin embargo, la concentración de As es alta y es comparada con la encontrada en el estudio hecho en la en la Geotermia

Los Azufres en México. Por ello nuestros datos para As deberán ser verificados nuevamente con el objeto de constatar este enriquecimiento.

6) Los valores de Pb en el Río Hardy-Colorado exceden comparativamente los valores registrados en la Geotermia Los Azufres, lo que nos indica que probablemente exista otra fuente de contaminación en la zona (i.e., desarrollo industrial).

REFERENCIAS

Acosta y Asociados 2001. Inventario de sitios en México con concentraciones elevadas de mercurio. Comisión para la Cooperación Ambiental, INE, México.

Andrews, E. D., 1991. Sediment transport in the CR Basin. En: Colorado River Ecology and Dam Management, Proceedings of a Symposium. National Academic Press, Washington, D.C. 74 pp.

Álvarez R. U., Rosales H. L. y Carranza E. A., 1986. Heavy metals in Blanco river sediments, Veracruz, México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México. 13: 1-10.

Appleby P.G. y Oldfield F., 1978. The calculation of Lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported Pb^{210} to the sediment. Catena 5: 1-8.

ATSDR Agency For Toxic Substances and Disease Registry, 2005. CERCLA priority list of hazardous substances that will be the subject of toxicological profiles and support document. ATSDR, Division of Toxicology In Cooperation With The U.S. Environmental Protection Agency. 27 de Junio de 2007 (<http://www.epa.gov/reg3hwmd/fr/2005/11/29.htm>).

Baba, J., Peterson, C. D., y Schrader, H.J., 1991. Modern fine-grained sediments in the Gulf of California during the last century. En : Dauphin, J.P., Simoneit, B.R.T. (Eds.), *The Gulf and Peninsular Provinces of Californias*. AAPG Memoir. 47: 569-587.

Basilevsky, A., 1994. *Statistical Factor Analysis and Related Methods. Theory and Applications*. Wiley, New York . A Wiley-Interscience publication, New York. 737 pp.

Beldowski J. y Pempkowiak J., 2003. Horizontal and vertical variabilities of mercury concentration and speciation in sediments of the Gdansk Basin, Southern Baltic Sea. *Chemosphere*. 52: 646-654.

Birkle P. y Merkel B., 2002. Mineralogical-chemical composition and environmental risk potential of pond sediments at the geothermal field of Los Azufres, México. *Environmental Geology*. 41:583-592.

Black, G. F., 1983. Prognosis for water conservation and the development of energy resources at the Salton Sea--destruction or preservation of this unique ecosystem. In *Symposium on the aquatic resources management of the Colorado River Ecosystem*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan. 382 pp.

- Bloom, N. S., 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1010-1017.
- Callender E., 2005. Heavy Metals in the Environment – Historical Trends. Edited by Sherwood Lollar B. *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry.* Elsevier. 630 pp.
- Carriquiry, J. D y Sánchez A., 1999. Sedimentation in the Colorado River delta and Upper Gulf of California alter nearly a century of discharge loss. *Marine Geology.* 158: 125-145.
- Coates, D.R., 1985. *Geology and Society.* Chapman and Hall, New York. 406 pp.
- Cohen, M. J, Henges C. y Castillo G., 2001. A preliminary water balance for the Colorado River delta, 1992-1998. *Journal of Arid Environments.* 49: 35-48.
- Cohen, M., 2005. Entendiendo los Flujos de Agua en el Delta del Río Colorado. Recomendaciones Para la Instalación de Estaciones Hidrométricas y Mejorar la Recolección y Reporte de Datos Hidrológicos: Pacific Institute. 13 pp.

Cortez-Lara A. A., Whiteford S. y Chávez Márquez M., 2005. Seguridad, agua y desarrollo. El futuro de la frontera México-Estados Unidos. Editorial. 415 pp.

Cossa D., Elbaz-Poulichet F., y Nieto J. M., 2001. Mercury in Tinto-Odiel estuarine system (Gulf of Cádiz, Spain): sources y dispersion. *Aqual. Geochem.* 7: 1-12.

Cox M. E. y Preda M., 2005. Trace Metal Distribution Within Marine and Estuarine Sediments of Western Moreton Bay, Queensland, Australia: Relation to Land Use and Setting. *Geographical Research.* 43(2):173-193.

Cowie, G. y Hedges J., 1992. Sources and reactivities of amino acids in the coastal marine environment. *Limnol. Oceanog.* 37: 703-724.

Cruz Hernández S., 2002. Proyecto informativo del Delta del Río Colorado. La bitácora del humedal. *Pro esteros.* Vol. 2: 1.

Daesslé L. W., Camacho-Ibar V. F., Carriquiry J. D. y Ortiz-Hernández M. C., 2004. The geochemistry and sources of metals and phosphorus in the recent sediments from the Northern Gulf California. *Continental Shelf Research.* 24: 2093-2106.

Dyer K. R., 1986. Coastal and Estuarine Sediment Dynamics, J. Wiley, London, UK. 342 pp.

Environment Canada,, 1985. The impact of past gold mining activities on the Shubenacadie River headwaters ecosystem. 1WD-AR-WQB-85-81: 195.

EPA., 1992. Inter Guidance on Interpretation and Implementation of Aquatic Life Criteria for Metals. U.S. Environmental Protection Agency, Health and Ecological Criteria Division, Office of Science and Technology.

Fitzgerald, W. F., 1986. Cycling of mercury between the atmosphere and oceans. In: The Role of Air-Sera Exchange in Geochemical Cycling. NATO Advanced Science Institutes Series, P. Buat-Menard (ed.), Reidel press, Dordrecht. 408 pp.

Fitzgerald W. F., Clarkson T.W. 1991 Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. Environ Health Perspect 96:159-66.

Förstner, U. y Wittmann, G. T. W., 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin. 486 pp.

- García-Hernández J., King K. A., Velasco A. L., Shumilin E., Mora M. A. y Gleen E. P., 2001. Selenium, selected inorganic elements, and organochlorine pesticides in bottom material and biota from the Colorado River delta. *Journal of Arid Environments*. 49: 65-89.
- Grubinger V. P., Gutenmann W. H., Doss G. J., Rutzke M., y Lisk D. J., 1994. Chromium in Swiss chard grown on soil amended with tannery meal fertilizer. *Chemosphere*. 28(4):717-720.
- Gutiérrez H. y Helio M., 2000. 28 Years of production at Cerro Prieto Geothermal field. *Proceedings World Geothermal Congress 2000. Kyushu - Tohoku, Japan*. CFE, Residencia General de Cerro Prieto, México. 859 pp.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G., y Aguilar-Flores, A., 1988. Mercury in freshwater fish and clams from the Cerro Prieto Geothermal field of Baja California, México. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* Aug.41(2): 201-7.
- Halffter C. R., Ibarra A. y Ochoa A., 1973. Estudio de la contaminación en el Bajo Río Coatzacoalcas. Informe final correspondiente a la segunda etapa de trabajo. Presentado a la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN, México.

- Holburt, M. B., 1984. The 1983 high flows on the Colorado River and their aftermath. *Water International*. 9: 99-105.
- Horowitz, A.J., 1991. A primer on sediments-trace element chemistry. 2nd ed., Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan. 132 pp.
- Hurley, J. P., D. P. Krabbenhoft, C. L. Babiarz, y A. W. Andren. 1994. Cycling of mercury across the sediment-water interface in seepage lakes. In *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs*, Ed. L.A. Baker, American Chemical Society, Washington, DC. 425-450.
- Iglesias R. E., Arellano G. V. y Torres R. R. J., 2005. Estimación del recurso y prospectiva tecnológica de la geotermia en México. *INFORME IIE* No. 3753: 63.
- Jorgensen, B., Bang M. y Blackburn T., 1990. Anaerobic mineralization in marine sediments from the Baltic Sea-North Sea transition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 59: 39-54.
- Krauskopf K. B., 1956. Factors controlling the concentrations of thirteen rare metals in sea-water. *Geochim. Cosmochim Acta* 9:1-32.

Kuehl, S.A., Haur, T.A., y Moore, W.S., 1990. Shelf sedimentation off the Ganges-Brahmaputra river system: evidence for sediment bypassing to the Bengal fan. *Geology*. 17: 1132-1145.

Langer, C.S., Fitzgerald, W.F., Visscher, P.T y Vandal G.M. (2001) Biogeochemical cycling of mercury at Barn Salt Marsh, Stonington, CT, USA. *Wetlands Ecology and Management* 9: 295-310.

Long, E. R., y Morgan L. G., 1990. The Potential for Biological Effects of Sediment-Sorbed Contaminants Tested in the National States and Trends Program. National Oceanic Atmospheric Administration (NOAA) Technical Memorandum No. 5, OMA52, NOAA National Ocean Service, Seattle, Washington.

Luecke D. F., J. Pitt, C. Congdon, E. Glenn, Valdés, C. y Griggs, M., 1999. A Delta Once More: Restoring Riparian and Wetland Habitat in the Colorado River Delta. Washington, DC: Environment Defense Publication. 51 pp.

Mason, R. P., Fitzgerald, W. F., Hurley, J., Donaghay, P. L. y Seiburth, L. P., 1999. Mercury biogeochemical cycling in a stratified estuary. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1227-1241.

McGrath, S. P. y Smith, S., 1990. Chromium and nickel. In Alloway, B.J. (ed.)
Heavy Metals in Soils. Blackie, J Willey & Sons, Inc., New York.
83-99.

McLaren S. J. y Kim N. D., 1995. Evidence for a seasonal fluctuaction of arsenic
in New Zealand's longest river and the effect of treatment on
concentrations in drinking water. Environ. Pollut. 90: 67-73.

Mirlean N., Andrus V. E., y Baisch P., 2003. Mercury pollution sources in
sediments of Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. Marine
Pollution Bulletin. 46:331-334.

National Academy of Sciences, 1974. Research needs in water quality criteria.
Chromium. U.S. Govenment Printing Office. Washington D.C. 89
pp.

Nimick D. A., Moore J. N., Dalby C. E., y Savka M. W., 1998. The fate of
geothermal arsenic in the Madison and Missouri Rivers, Montana
and Wyoming. Water Resour. Res. 34: 3051- 3067.

Palacios Fest, M. R., 1990. The Modern Colorado River Delta. In: Davis, O.K.
(Ed.), Quaternary Geology of Bahia Adair and the Gran Desierto

Region. Tucson, AZ: Special Publication IGCP 252. UNESCO. 31 pp.

Palanques, A., Plana, F. y Maldonado, A., 1990. Recent influence of man on the Ebro margin sedimentation system, northwestern Mediterranean Sea Marine Geology. 95: 247-263.

Persuad, D., Jaagumagi, R. y Hayton A., 1992. Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Queen's Printer for Ontario. 45 pp.

Piotrowska-Szypryt, M. y Pemkowiak, J., 1997. The comparison of the properties of humic acids from the surface and subsurface layers of marine bottom sediments (in Polish with English summary). In: Gonet, S., Zaujec, A. (Eds.), Humic Substances in the Environment. Proceedings of Polish-Slovak International Scientific Conference. PTSH, Poland. 1: 119-128.

Pfeiffer, W. C., deLacerda, L. D., Malm, O., Souza, C. M. M., da Silveira, E. G. y Bastos, W. R., 1989. Mercury concentrations in inland waters of goldmining areas in Rondônia, Brazil. Sci. Total. Environ. 87 (88): 233-240.

- Ram A., Rokade M. A., Borole D. V. y Zingde M. D., 2003. Mercury in sediments of Ulhas estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 46:846-857.
- Rencher C. A., 1934. *Methods of Multivariate Análisis*. Brigham Young University. Second Edition. Edit. Wiley-Interscience. 708 pp.
- Ribeiro G. S., Masseferro J., Villaros G., Arribére, M. y Rizzo A., 2002. Heavy metal contamination in sediments of Lake Nahuel Huapi, Nahuel Huapi National Park, Northern Patagonia, Argentina. *Water, Air, and Soil Pollution*. 137: 21-44.
- Riveroll S. E. G., 1985. *Distribución de materia orgánica en sedimentos de la Bahía de Todos Santos, Baja California (Tesis)*. Universidad Autónoma de Baja California, Escuela Superior de Ciencias Marinas. 60 pp.
- Robinson B., Outred H., Brooks R., y Kirkman J., 1995. The distribution and fate of arsenic in the Waikato River System, North Island, New Zealand. *Chem. Special. Bioavail.* 7: 89-96.
- Rosas P. I., Bélmont R., Báez A. y Villalobos-Pietrini R., 1989. Some aspects of the environmental exposure to chromium residues in Mexico. *Water, Air and Soil Pollut.* 48: 463-475.

- Rosales H. L., Carranza E.A. y Alvarez R.U., 1986. Sedimentological and chemical studies in sediments from Alvarado lagoon system, Veracruz, México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México. 13: 19-28.
- Rudolf J., Gardinali R. P., Caia Y., Sudburry A. y Fernández A., Hay J. B., 2003. Organic compounds and trace metals of anthropogenic origin in sediments from Montego Bay, Jamaica: assessment of sources and distribution pathways. Environmental Pollution. 123: 291–299.
- Salomons, W. y Förstner, U., 1984. Metals in the Hydrocycle, Springer, New York. 349 pp.
- Schroeder W.H., Munthes, J., 1998 Atmospheric mercury -an overview. Atmos Environ 32: 809-822.
- Shumilin E. N., Carriquiry J. D., Camacho-Ibar V. F., Sapozhnikov D., Kalmaykov S., Sánchez A., Aguiñiga-García S. y Sapozhnikov Y. A., 2002. Spatial and vertical distributions of elements in sediments of the Colorado River delta and Upper Gulf of California. Marine Chemistry. 79: 113-131.

- Smith J. D. y Hamilton T. F., 1992. Modelling of ^{210}Pb behaviour in the catchmente and sediment of Lake Tali Karng, Victoria, and estimation of recent sedimentation rates. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 36(1): 15 – 22.
- Sorensen J. A., Glass G. E., Schimidt, K. W., Huber J. K. y Rapp G. R. Jr., 1990. Airborne Mercury Deposition and Watershed Characteristics in Relation to Mercury Concentrations in Water, Sediments, Plankton, and Fish of Eighty Northern Minnesota Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 24: 1727-1731.
- Spencer L. K., 2002. Spatial variability of metals in the inter-tidal sediments of the Medway Estuary, Kent, UK. *Marine Pollution Bulletin.* 44: 933–944.
- Stanley, D. J., 1989. Sediment transport on the coast and shelf between the Nike delta and Israeli margin as determined by heavy-minerals. *Journal of Coastal Research.* 5: 813-828.
- Stanley, D. J., Nir, Y., y Galili, E., 1998. Clay mineral distribution to interpret Nile cell provenance and dispersal: III. Offshore margin between Nile

Delta and northern Israel. *Journal of Coastal Research*. 14: 196-217.

Stumm, W. y. Morgan J., 1981. *Aquatic Chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural water*. John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

Sykes, G., 1937. *The Colorado Delta*. Publication No. 460. Washington, DC: Carnegie Institution. 193 pp.

Trask, P. D., 1938. Organic content of recent marine sediments. In. *Recent Marine Sediments*. Parker D. Trask (ed). Dover Publications, Inc. New York. 428-453.

Tarbuck, E. J., Lutgens, F. K., y Tasa, D., 2005.. *Ciencias de la Tierra. Una Introducción a la geología física*. Editorial Pearson Prentice Hall. 736 pp.

Thompson, R. W., 1968. Tidal flat sedimentation on the Colorado River delta, northwestern Gulf of California. *Geol. Soc. Amer. Bull., Mem.* 107: 133 pp.

- Valdés-Casillas, C., Hinojosa O., Carrillo Y., Zamora F., Muñoz M., Delgado S. y Ruiz G., 1998. Information Database and Local Outreach Program for the Restoration of the Hardy River Wetlands, Lower Colorado River Delta, Baja California and Sonora, México. Guaymas, Sonora, México: Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey (ITESM), Campus Guaymas. 102 pp.
- Vaux, P. D., 1992. Manejo de los embalses del Río Colorado. Ing. Hidráulica México. 7: 122-131.
- Villalobos-Pietrini R., 1977. Efectos biológicos del cromo. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México. 48: 115-162.
- Villanueva F. S. y Botello A. V., 1992. Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe mexicano: Una revisión. Rev. Int. Contaminación Ambiental 8 (I): 47-61.
- Weller, M. J., 1958. Stratigraphic facies differentiation and nomenclature. Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists. 42: 3: 609-639.
- Wellerer A. O. M, Kot F. S., Shumilin E. N., Lutsarev S., y Rodríguez A. J. M., 2003. Mercury in Bottom Sediments of the Tropical Rio

Marabasco, Its Estuary, and Laguna de Navidad, Mexico. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 70:1213-1219.

Wright L. D. y Davis, R. A., 1978. Coastal sedimentary environments. Editorial Springer Verlag, 716 pp.

Whitfield M., Turner D. R. y Dickison A. G., 1981. Speciation of dissolved constituents in estuaries. En: River inputs to ocean systems. Proceedings of UNESCO/IOC/UNEP Review Workshop, 16-19 March, 1979. New York, United Nations 132-188.

ANEXO

Resultados de granulometría en el núcleo CR1

Muestra	cm	% lodos	% arcilla	% limos	% arenas
3	0-3	98	16	81	3
4	3-4	98	17	81	2
5	4-5	100	19	81	0
6	5-6	98	20	78	3
7	6-7	100	20	80	0
8	7-8	100	22	78	0
9	8-9	100	22	78	0
10	9-10	97	22	75	3
11	10-11	100	22	77	1
12	11-12	99	19	80	1
13	12-13	100	21	79	0
14	13-14	100	26	74	0
15	14-15	100	25	75	0
16	15-16	100	21	79	0
17	16-17	100	26	74	0
18	17-18	99	26	73	1
19	18-19	99	40	59	1
20	19-20	99	35	65	1
21	20-21	100	36	64	0
22	21-22	100	40	60	0
23	22-23	100	44	56	0
24	23-24	99	38	60	1
25	24-25	100	41	59	0
26	25-26	97	39	58	3
27	26-27	97	37	59	3
28	27-28	99	38	61	1
29	28-29	97	41	56	3
30	29-30	99	40	59	1
31	30-31	100	43	57	0
32	31-32	97	43	54	3
33	32-33	99	44	55	1
34	33-34	98	45	53	2
35	34-35	97	41	56	3
36	35-36	98	41	57	1
37	36-37	98	44	54	2
38	37-38	99	47	52	1
39	38-39	100	51	49	0
40	39-40	94	47	47	6
41	40-41	95	46	49	5
42	41-42	97	37	60	3
43	42-43	92	35	57	8

Resultados de granulometría en el núcleo CR1

Muestra	cm	% lodos	% arcilla	% limos	% arenas
44	43-44	85	30	55	15
45	44-45	89	29	60	11
46	45-46	94	34	60	6
47	46-47	98	37	61	2
48	47-48	99	44	55	0
49	48-49	100	46	54	0
50	49-50	100	55	45	0
51	50-51	100	55	45	0
52	51-52	100	55	45	0
53	52-53	100	53	47	0
54	53-54	100	56	44	0
55	54-55	99	53	46	1

Resultados del porcentaje de Carbono Orgánico en el núcleo CR1

Muestra	cm	Carbono orgánico (%)
3	0-3	1.44
4	3-4	1.46
5	4-5	1.47
6	5-6	1.42
7	6-7	1.46
8	7-8	1.33
9	8-9	1.15
10	9-10	1.21
11	10-11	0.82
12	11-12	1.26
13	12-13	1.11
14	13-14	1.12
15	14-15	1.19
16	15-16	1.10
17	16-17	1.11
18	17-18	1.00
19	18-19	1.04
20	19-20	0.87
21	20-21	0.77
22	21-22	0.73
23	22-23	0.54
24	23-24	0.50
25	24-25	0.99
26	25-26	0.52
27	26-27	0.70
28	27-28	0.57

Resultados del porcentaje de Carbono Orgánico en el núcleo CR1

Muestra	cm	Carbono orgánico (%)
29	28-29	0.55
30	29-30	0.65
31	30-31	0.53
32	31-32	0.63
33	32-33	0.63
34	33-34	0.64
35	34-35	0.61
36	35-36	0.58
37	36-37	0.73
38	37-38	0.58
39	38-39	0.51
40	39-40	0.74
41	40-41	0.59
42	41-42	0.45
43	42-43	0.65
44	43-44	0.45
45	44-45	0.37
46	45-46	0.73
47	46-47	0.47
48	47-48	0.73
49	48-49	1.23
50	49-50	1.10
51	50-51	0.73
52	51-52	0.59
53	52-53	0.58
54	53-54	0.57
55	54-55	0.55

Resultados de las concentraciones de Hg, As, Cr y Pb en el núcleo CR1

Muestra	Profundidad (cm)	Concentraciones en $\mu\text{g g}^{-1}$			
		Hg	As	Cr	Pb
7	4	0.032	20	66	28
8	11	0.029	4	63	16
9	40	0.036	9	71	29
10	46	0.033	6	62	28

Resultados de granulometría en el núcleo HR1

Muestra	cm	% lodos	% arcilla	% limos	%arenas
3	0-3	79	13	66	21
4	3-4	100	19	81	0
5	4-5	92	25	67	8
6	5-6	100	44	56	0
7	6-7	100	43	57	0
8	7-8	100	43	57	0
9	8-9	100	66	34	0
10	9-10	97	40	57	4
11	10-11	100	44	56	0
12	11-12	100	45	55	0
13	12-13	100	49	51	0
14	13-14	100	44	56	0
15	14-15	100	45	55	0
16	15-16	100	47	53	0
17	16-17	100	47	53	0
18	17-18	100	46	54	0
19	18-19	100	39	61	0
20	19-20	100	38	62	0
21	20-21	100	39	61	0
22	21-22	100	42	58	0
23	22-23	100	43	57	0
24	23-24	100	44	56	0
25	24-25	100	47	53	0
26	25-26	100	50	50	0
27	26-27	99	51	48	1
28	27-28	98	49	49	2
29	28-29	96	42	54	5
30	29-30	100	47	53	0
31	30-31	100	45	55	0
32	31-32	93	23	70	7
33	32-33	83	17	66	17
34	33-34	81	14	67	19
35	34-35	100	24	76	0
36	35-36	100	34	66	0
37	36-37	94	35	59	6
38	37-38	100	35	65	0
39	38-39	99	36	63	1
40	39-40	98	32	66	2
41	40-41	97	30	67	2
42	41-42	100	32	68	0

Resultados de granulometría en el núcleo HR1

Muestra	cm	% lodos	%arcilla	% limos	%arenas
43	42-43	100	32.7	67	0
44	43-44	100	35	65	0
45	44-45	96	22	74	4
46	45-46	93	19	74	7
47	46-47	90	14	76	10
48	47-48	92	12	80	8
49	48-49	89	12	77	11
50	49-50	94	13	81	6
51	50-51	90	12	78	10
52	51-52	94	14	80	6
53	52-53	81	12	69	19
54	53-54	90	14	76	10
55	54-55	96	16	80	4
56	55-56	96	16	80	4
57	56-57	96	14	82	4
58	57-58	97	15	82	3
59	58-59	99	16	83	1
60	59-60	99	20	79	1
61	60-61	97	20	77	3
62	61-62	100	28	72	0
63	62-63	97	29	70	3
64	63-64	100	49	51	0
65	64-65	100	53	47	0
66	65-66	97	40	57	3
67	66-67	96	39	57	4
68	67-68	93	39	54	7
69	68-69	100	40	60	0
70	69-70	99	42	57	1
71	70-71	99	44	55	1
72	71-72	100	49	51	0
73	72-73	98	43	55	2
74	73-74	98	34	64	2
75	74-75	99	36	63	1
76	75-76	98	37	61	2
77	76-77	100	46	54	0
78	77-78	100	44	56	0
79	78-79	97	29	68	3
80	79-80	100	28	72	0
81	80-81	100	40	60	0
82	81-82	100	41	59	0
83	82-83	98	35	63	2

Resultados de granulometría en el núcleo HR1

Muestra	cm	% lodos	% arcilla	% limos	% arenas
84	83-84	98	40	58	2
85	84-85	100	55	45	0
86	85-86	100	59	41	0
87	86-87	100	61	39	0
88	87-88	100	66	34	0
89	88-89	100	66	34	0
90	89-90	100	56	44	0
91	90-91	100	57	43	0
92	91-92	84	37	47	16
93	92-93	99	47	52	0
94	93-94	82	31	51	18
95	94-95	87	31	56	13

Resultados del porcentaje de Carbono Orgánico en el núcleo HR1

Muestra	cm	Carbono orgánico (%)
3	0-3	0.65
5	4-5	0.60
7	6-7	0.53
9	8-9	0.52
11	10-11	0.53
13	12-13	0.53
15	14-15	0.52
17	16-17	0.54
19	18-19	0.56
21	20-21	0.57
23	22-23	0.57
25	24-25	0.56
27	26-27	0.64
29	28-29	0.64
31	30-31	0.73
33	32-33	0.67
35	34-35	0.77
37	36-37	0.23
39	38-39	0.77
41	40-41	0.81
43	42-43	0.80
45	44-45	0.73
49	48-49	0.83

Resultados del porcentaje de Carbono Orgánico en el núcleo HR1

Muestra	cm	Carbono orgánico (%)
51	50-51	0.38
53	52-53	0.81
55	54-55	0.58
57	56-57	0.83
59	58-59	1.22
61	60-61	1.14
63	62-63	0.76
65	64-65	0.73
67	66-67	0.63
69	68-69	0.57
71	70-71	0.42
73	72-73	0.44
75	74-75	0.39
77	76-77	0.11
79	78-79	0.39
81	80-81	0.49
83	82-83	0.39
85	84-85	0.55
87	86-87	0.45
89	88-89	0.44
91	90-91	0.55
93	92-93	0.48
95	94-95	0.58

Resultados de las concentraciones de Hg, As, Cr y Pb en el núcleo HR1

Muestras	Profundidad (cm)	Concentraciones en $\mu\text{g g}^{-1}$			
		Hg	As	Cr	Pb
1	4	0.031	2	65	22
2	16	0.035	17	77	33
3	28	0.046	30	84	40
4	34	0.026	6	73	24
5	56	0.023	3	53	20
6	86	0.034	6	76	26