

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA**

**FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS**

**INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS**



**Características sedimentarias asociadas a los flujos históricos  
y la acumulación de selenio, uranio y molibdeno en el delta del  
Río Colorado**

**T E S I S**

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

**MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA**

**PRESENTA**

**ALEXANDRO OROZCO DURÁN**

**ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO, AGOSTO 2010.**

# **Características sedimentarias asociadas a los flujos históricos y la acumulación de selenio, uranio y molibdeno en el delta del Río Colorado**

## **RESUMEN**

En este trabajo se estudiaron los cambios ocurridos en la sedimentación y la acumulación de Selenio (Se), Molibdeno (Mo) y Uranio (U) en los canales del Río Colorado (RC) y Río Hardy (RH) en delta del Río Colorado (RC). Se realizó un estudio sedimentológico de cuatro núcleos de sedimento (0.55 a 1.7 m) y geoquímico en dos de ellos (1.47 y 1.7 m). Estratigráficamente los núcleos se dividen en capas alternadas de limos-arcillosos, arcillas-limosas y limos arenosos, las cuales indican procesos sedimentarios variables en esta zona a lo largo del tiempo. En general, los sedimentos presentaron una pobre a muy pobre clasificación; la asimetría mostró un fuerte sesgo hacia los finos (principalmente negativa); la curtosis predominante fue mesocúrtica y platicúrtica. Se demuestra que entre los estratos limosos y limo-arcillosos superficiales y los profundos de los núcleos, existen diferencias estadísticas significativas, lo cual indica que los procesos de sedimentación variaron durante el tiempo. A partir de análisis de clúster y de componentes principales se encontró una asociación entre el Se, Mo y U. La mayor acumulación de estos tres elementos ocurrió en la base del núcleo del RH, con concentraciones de hasta 2.3, 0.95 y 1.8  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Se, Mo y U respectivamente. Esto posiblemente se deba a que fueron acarreados desde la cuenca alta del RC cuando fluía libremente. En el caso del núcleo del CR5 las concentraciones máximas (0.9, 1.42 y 1.7  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Se, Mo y U respectivamente) se encontraron en la superficie del núcleo, asociados con la concentración de carbono orgánico (C-org). El cálculo de factores de enriquecimiento permitió conocer que el Mo y U no se encuentran enriquecidos con respecto a la corteza continental. Sin embargo el Se sí mostró enriquecimiento con respecto a la

corteza continental. La comparación de la concentración de los tres elementos con guías de calidad de sedimento, mostró que la máxima concentración de Selenio puede presentar niveles de afectación. En cambio, la máxima concentración de Molibdeno y Uranio no representa un riesgo toxicológico para los organismos bentónicos. El posible origen de la presencia del Se, Mo y U en el sedimento del delta del RC se asocia con las rocas sedimentarias ricas en Se en la cuenca alta del RC, además de la extracción minera de Mo y U a lo largo de la cuenca y en la meseta de Colorado. Con base en las bajas concentraciones encontradas, es probable que las fuentes locales de Se y Mo (Ej. fertilizantes en los campos agrícolas y geotermia en Cerro Prieto) no sean significativas.

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS

POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

**Características sedimentarias asociadas a los flujos históricos  
y la acumulación de selenio, uranio y molibdeno en el delta del  
Río Colorado**

T E S I S

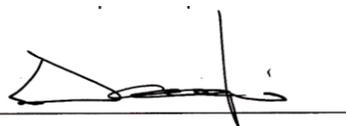
QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS  
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

PRESENTA

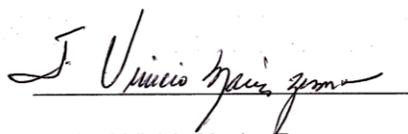
ALEXANDRO OROZCO DURÁN

Aprobada por:



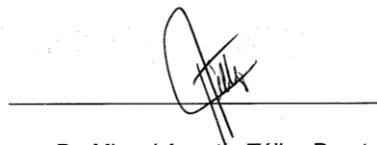
Dr. Luis Walter Daesslé Heuser

Director de tesis



Dr. José Vinicio Macías Zamora

Sinodal



Dr. Miguel Agustín Téllez Duarte

Sinodal

## ***Dedicatoria***

***A mi Madre Bertha que aunque ya no se encuentra entre nosotros, me brindo todo su apoyo y amor para continuar con mis estudios de posgrado.***

***A mi Padre Carlos Humberto por motivarme siempre a seguir adelante.***

***A mi hermano Karlos que siempre estuvo al pendiente de mis avances académicos y por proporcionarme su apoyo incondicional.***

***A Massyel Soledad por permitirme formar parte de su vida y acompañarme durante la realización de mis estudios de maestría.***

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de los estudios de maestría en Ciencias en Oceanografía Costera con número de becario 217449.

Al proyecto “ACUMULACIÓN HISTÓRICA DE AGROQUÍMICOS Y ELEMENTOS GENOTÓXICOS EN EL RÍO HARDY, DELTA DEL RÍO COLORADO, BAJA CALIFORNIA, MEXICO” del cual forma parte este proyecto de tesis

Al Dr. L. Walter Daesslé H. por su ayuda, consejos, buena compañía y por su amistad a lo largo de dos años durante mi estancia en esta programa de maestría, que además de mostrarme el lado divertido del método científico me mostró el lado humano de la ciencia.

A los miembros de mi comité de tesis: Dr. L. Walter Daesslé, Dr. Vinicio Macías y Dr. Miguel A. Téllez, por sus acertadas observaciones que contribuyeron para que este trabajo fuera mejor.

A LA M. en C. Karina Lugo Ibarra por toda su ayuda en trabajo de campo y de laboratorio, además por brindarme una sincera amistad.

Al M. en C. Eduardo Ortiz por su ayuda en el campo y laboratorio y por las buenas charlas durante el trabajo.

A mi Padre por su motivación y a mi hermano Karlos por todo su apoyo, sé que siempre cuento con ustedes.

A toda la familia Orozco quienes desde lejos estuvieron al pendiente de mi vida en Ensenada y siempre me mostraron su apoyo. En especial a la familia Rosas Orozco quienes me apoyaron para iniciar esta aventura.

A cada uno de los integrantes de la Familia Ramírez Pérez que me brindaron su casa y su amistad sin ningún interés y contribuyeron para sentirme como en casa, gracias.

A la Oc. Massyel Soledad por su todo su amor, apoyo y compañía.

A mis compañeros de generación con los cuales pasamos buenos momentos durante esta etapa de mi vida.

A todos mis amigos por todos los buenos momentos que hemos pasado.

## Índice

1	Introducción.....	1
1.1	Importancia ambiental del Selenio (Se), Molibdeno (Mo) y Uranio (U).....	3
1.1.1	Se.....	4
1.1.2	Mo.....	6
1.1.3	U.....	7
1.2	Se, Mo y U en la cuenca del RC.....	8
1.3	Se, Mo y U en el delta del RC.....	11
2	Hipótesis.....	13
3	Objetivo general.....	13
3.3	Objetivos específicos.....	13
4	Metodología.....	14
4.1	Área de estudio.....	14
4.2	Colecta de muestras.....	15
4.3	Técnicas analíticas.....	16
4.3.1	Tamaño de grano.....	16
4.3.2	Análisis Químicos y control de calidad.....	16
4.3.3	Carbono Orgánico (C-org).....	17
4.4	Tratamiento de datos.....	18
4.4.1	Factor de Enriquecimiento.....	18
4.4.2	Análisis Estadísticos.....	19

5 Resultados.....	20
5.1 Composición textural .....	20
5.2 Facies sedimentarias.....	23
5.3 Se, Mo y U en el delta del RC.....	27
5.4 C-org.....	29
6 Discusiones.....	32
6.1 Composición textural .....	32
6.2 Facies Sedimentarias.....	33
6.3 Se, Mo y U en sedimento del delta del RC.....	35
6.3.1 Posible origen del Se, Mo y U en sedimento del delta del RC. ....	35
6.3.2 Se, Mo y U en sedimento del núcleo HR2.....	38
6.3.3 Se, Mo y U en sedimento del núcleo CR5 .....	40
6.4 Comparación con diferentes partes del mundo (Se, Mo y U).....	41
6.5 Guías de Calidad de Sedimento .....	42
6.6 FE.....	44
6.8 Comentarios sobre cronología.....	46
7 Conclusiones .....	47
8 Bibliografía .....	49
Anexo I.- .....	56
Anexo I.- .....	57
Anexo II.- .....	58

## Índice de Tablas

Tabla I.- Intervalos de variación de los parámetros texturales de núcleos de sedimento obtenidos en el RC (CR1 y CR2) y HR (HR1 y HR2). .....	21
Tabla II.- Comparación de la concentración Se, Mo y U en sedimentos del delta del RC con otras partes del mundo. ....	42
Tabla III.- Comparación de la concentración de Se, Mo y U, con guías de calidad de sedimento de efectos probables en organismos bentónicos: Nivel de Efecto Bajo (NEB), Nivel de Efecto Severo (NES) (Thompson et al., 2005); No Efectos (NE), Nivel de Afectación (NA) y Umbral de Toxicidad (UT) (U.S. Department of the Interior, 2001). ....	43
Anexo I.- Concentración en sedimento en $\mu\text{g g}^{-1}$ (ppm) de los elementos analizados de los núcleos HR2 y CR5 a partir de ICP/MS.....	56
Anexo I.- Continuación.....	57
Anexo II.- Análisis de componentes principales de los elementos analizados en el sedimento del núcleo HR2 y CR5 (n=30) empleando método Varimax como factor de Rotación. Los valores subrayados son considerados como significativos tomando en cuenta el valor del coeficiente de correlación de Pearson de 0.36 ( $\alpha=0.05$ , n=30).....	58

## Índice de Figuras

Figura 1.- Promedio de descarga anual del RC en la frontera Internacional México-Estados Unidos, 1910-2007. Datos 1910-1949 de Cohen et al. (2001); Promedio de descarga 1950-2007 de International Border Water Commission (2010), (Modificado de Daesslé et al., 2009).....	2
Figura 2.- Concentración de Se $\mu\text{g g}^{-1}$ (ppm) en suelos de Estados Unidos, resalta en color amarillo el RC y su cuenca (modificado de USGS, 2009).....	8
Figura 3.- Cuenca baja del Río Colorado y localización del área de estudio (Modificado de Daesslé <i>et al.</i> , 2009).....	15
Figura 4.- Diagramas binarios de tamaño de grano ( $Mz\Phi$ ) vs. Selección ( $\sigma\Phi$ ), asimetría (As) y Curtosis (Cur). Los valores (r) son los coeficientes de correlación de Pearson. MPS: Muy Pobremente Sorteado; PS: Pobremente Sorteado; MS: Moderadamente sorteado; MN: Muy negativa; N: Negativa; AS: Aproximadamente simétrica; P: Positiva; MP: Muy Positiva; MLe: Muy Leptocúrtica; Le: Leptocúrtica; Me: Mesocúrtica; Pl: Platicúrtica; MPI: Muy Platicúrtica. ....	22
Figura 5.- Diagramas ternarios de clasificación sedimentaria aplicado a los sedimentos de los núcleos HR1(a); HR2 (b); CR1(c) y CR5 (d).....	25
Figura 6.- Distribución de los porcentajes de arenas, limos, arcillas y facies sedimentarias identificadas en núcleos extraídos en el Río Hardy y Río Colorado. Los eventos de flujo sugeridos posteriores a la construcción de presas en la cuenca del Río son identificados a la derecha de cada núcleo.....	26
Figura 7.- Agrupamiento de clúster aplicado a los resultados de tamaño de grano, carbono orgánico y los resultados obtenidos a partir del ICP-MS del sedimento del núcleo HR2, se observa el agrupamiento de Se, Mo y U. ....	28
Figura 8.- Perfiles de concentración de Se, Mo, U, Mn en ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y Fe (%) en sedimentos del núcleo HR2 y CR5. ....	29
Figura 9.- Porcentajes de Carbono orgánico y tamaño de grano en el sedimento de los núcleos HR2 y CR5.....	31
Figura 10.- Factores de enriquecimiento (FE) calculados para Se, Mo y U en sedimento del delta del RC. El FE se obtuvo a partir de la ecuación: $FE = [E/Sc]_{\text{muestra}} / [E/Sc]_{\text{referencia}}$ . Los valores del material de referencia corresponde a las concentraciones promedio de los suelos a nivel mundial y son: 7; 0.3, 1.2 y 2 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Sc, Se, Mo y U respectivamente (Martin y Whitfield,1983; Reimann y Caritat de, 1998). La línea punteada marca el límite de enriquecimiento (>1), o empobrecimiento (<1) de los elementos con respecto a la corteza terrestre.. ....	45

## 1 Introducción

La composición textural de los sedimentos es una herramienta para entender los procesos sedimentarios, ya que refleja las características climáticas y geológicas de las cuencas de drenaje y las condiciones hidrográficas de las cuencas receptoras. Asimismo, provee información sobre el origen, las condiciones de transporte y la deposición del sedimento. Estas características pueden asociarse con procesos naturales y/o antropogénicos (Ej. construcción de presas y estructuras de protección costera, etc.) que afectan las condiciones ambientales bajo las cuales ocurre la sedimentación (Folk y Ward, 1957; Friedman, 1961; Sahu, 1964).

En el caso del Río Colorado (RC), durante los últimos 100 años la intervención humana ha modificado los flujos de agua y de sedimento hacia su delta (Figura 1). Desde 1932 el flujo de agua que pasaba a través de la frontera México-Estados Unidos fue significativamente reducido por la construcción de la presa Hoover. Posteriormente, durante 1960-1979, prácticamente no fluyó agua a través de la frontera de ambos países debido al llenado de la presa Glenn Canyon. La cantidad de agua suministrada por arriba de la cuota que corresponde a México ( $1\ 850 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ) fue solo alcanzada hasta 1980 después del llenado de la presa Glenn Canyon. A partir de entonces el agua solo se liberó hacia el delta del RC durante eventos de precipitaciones inusuales (El Niño) y/o de intensificación de deshielo en la cuenca alta (Cohen

et al., 2001; Daesslé et al., 2009; International Border Water Commission, 2010).

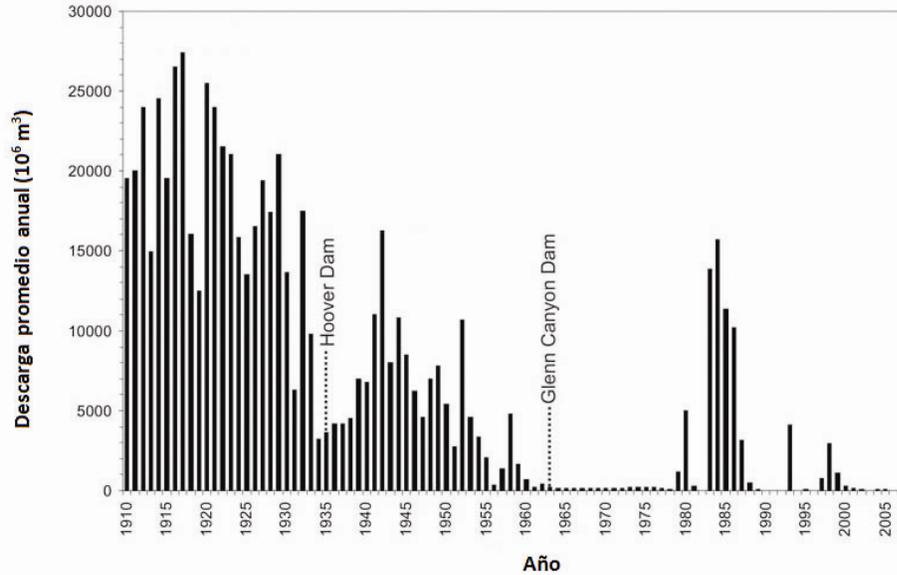


Figura 1.- Promedio de descarga anual del RC en la frontera Internacional México-Estados Unidos, 1910-2007. Datos 1910-1949 de Cohen et al. (2001); Promedio de descarga 1950-2007 de International Border Water Commission (2010), (Modificado de Daesslé et al., 2009).

Los estudios sedimentológicos en la región, se han enfocado principalmente en el Norte del Golfo de California y el delta submarino (Thompson, 1968, Carriquiry y Sánchez, 1999; Carriquiry et al., 2001; Daesslé et al., 2002, 2004). Recientemente se publicó el primer trabajo sobre núcleos de sedimento en la parte estuarina del delta (Daesslé et al., 2009). De acuerdo a estos autores, la presencia de las facies arcillosas puede ser interpretada como periodos de flujos de inundación ocurridos después de la construcción de presas en la cuenca del RC. Lo anterior fue sugerido ya que se han observado

estratos arcillosos masivos en sedimentos depositados en el alto golfo de California antes del represamiento del RC.

En cuanto a estudios de geoquímica orgánica e inorgánica se han realizado algunos trabajos en el delta del RC (Shumilin et al., 2002; García-Hernández et al. 2000, 2001; Daesslé et al. 2009). En el estudio de Daesslé et al. (2009) se describe un incremento en las concentraciones de As, Cu y Pb en la parte media de un núcleo (HR1) colectado en el Río Hardy (RH), lo cual se asocia al uso de pesticidas arsenatados durante la primera mitad del siglo XX. En el núcleo HR1 y en uno de los núcleos estudiados en el presente trabajo (CR5), Lugo-Ibarra et al. (2010) estudiaron Pesticidas Organoclorados (POC's) y Bifenilos Policlorados (PCB's). Dichos autores encuentran picos máximos de estos contaminantes y los asocian con la fecha de máxima aplicación a nivel mundial (1970) y con eventos de flujo de inundación del RC (~1984 y 1997).

### **1.1 Importancia ambiental del Selenio (Se), Molibdeno (Mo) y Uranio (U)**

Excepto por el Se, los elementos químicos como el Mo y U no han sido estudiados en el delta del RC. Estos elementos en el ambiente son de peculiar interés por su comportamiento geoquímico similar entre ellos y distinto con respecto al de otros elementos, ya que presentan similitud en su química redox. El Se y el U son insolubles bajo condiciones reductoras y solubles en condiciones oxidantes (Drever, 1997). El Mo en conjunto con el Se son empleados en fertilizantes para hacer más productivos los suelos (Eisler, 1989;

U. S. Department of the Interior, 2001). Asimismo, se conocen la presencia de niveles tóxicos de Se en el Salton Sea, (U. S. Department of the Interior, 1998), y yacimientos de U y Mo a lo largo de la cuenca del RC en los Estados Unidos (Magyar, 2003; USEPA, 2006b; USEPA, 2008).

### 1.1.1 Se

El Se es un elemento que naturalmente se presenta como metaloide. Es esencial para la salud de humanos y otros animales en cantidades traza pero en exceso es dañino. De todos los elementos, el Se tiene uno de los más estrechos intervalos entre deficiencia en la dieta ( $<40 \mu\text{g dia}^{-1}$ ) y niveles tóxicos ( $>400 \mu\text{g dia}^{-1}$ ). Esto hace necesario tener cuidado en el control de niveles de exposición por humanos y otros animales, y es por ello que es importante entender las relaciones entre la exposición ambiental y la salud (Fordyce, 2005). El Se en cuerpos de agua puede existir en cuatro diferentes estados de oxidación (-II, 0, IV y VI) y en una variedad de componentes orgánicos (Cutter, 1985). Se sabe que los sedimentos estuarinos contienen la mayor parte del Se total existente debido a los mecanismos de adsorción y/o precipitación que ahí ocurren (Peters et al., 1999).

La biodisponibilidad del Se en los ambientes acuáticos depende en gran medida del estado de oxidación en el que se encuentra. El selenato [Se (VI)], selenito [Se (IV)] y formas orgánicas del selenio, son especies en las que el Se se encuentra disponible para los organismos acuáticos. El Se elemental [Se (0)]

es considerado como una especie no disponible debido a que es insoluble. Sin embargo, el Se (0) es uno de los más grandes reservorios de Se en los sistemas acuáticos llegando a representar del 30 al 60 % del Se total en sedimentos (Zhang et al., 2004).

La contaminación por Se es un fenómeno distribuido por todo el mundo. Algunos de los sitios donde se han descrito daños a organismos se encuentran en diversos lugares de Estados Unidos; Yukon, Ontario y Alberta en Canadá; Buenos Aires, Argentina; Londres, Reino Unido; El Cairo, Egipto; Nueva Delhi, India; Wan Chai, Hong Kong, Nueva Gales del Sur y Australia entre otros (Lemly, 2002). Debido a lo antes mencionado, la agencia de protección al ambiente de los Estados Unidos (USEPA por sus siglas en inglés) ha colocado al Se en la lista de contaminantes inorgánicos regulados; establece  $0.05 \text{ mg l}^{-1}$  como nivel máximo de contaminante (MCL) en agua de uso humano. El consumo por arriba de este valor puede provocar efectos crónicos tales como selenosis, pérdida de cabello y/o uñas, daño en riñones, hígado, sistema circulatorio y nervioso (USEPA, 2006a). En lo que se refiere a México, la normatividad mexicana establece que la concentración máxima de Se en el agua potable es de  $10 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  (Secretaría de Salud, 2002). Sin embargo, no existe una normatividad mexicana que regule límites de Se en el ambiente para la protección de la vida silvestre.

### 1.1.2 Mo

En lo que respecta al Mo en la naturaleza, este elemento no se encuentra en forma libre, solo es encontrado en combinación con otros elementos (Ej. azufre, plomo, uranio, hierro, etc.) siendo la molibdenita ( $\text{MoS}_2$ ) el principal mineral de extracción. Se encuentra distribuido en todo el planeta; la abundancia promedio en la corteza terrestre se estima entre 1 a 2  $\mu\text{g g}^{-1}$ . El principal uso del Mo es en aleaciones de alta resistencia, ya que permite que el acero soporte altas temperaturas y sea más resistente a la corrosión. Estas aleaciones son utilizadas principalmente en la construcción de aviones y automóviles (Windholz, 1996).

En algunos sitios la concentración de Mo puede llegar hasta  $>40 \mu\text{g g}^{-1}$  (U. S. Department of the interior, 1998). Se han detectado concentraciones de Mo en sedimentos de ríos de los Estados Unidos entre 5 - 57  $\mu\text{g g}^{-1}$ , y en sedimentos cercanos a minas de Mo se han reportado concentraciones de hasta 1800  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Friberg et al., 1975). En aguas de ríos de los Estados Unidos se han encontrado concentraciones entre 2 - 1500  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Sin embargo, en agua de consumo humano rara vez exceden 10  $\mu\text{g l}^{-1}$ . En áreas cercanas a minas, la concentración en aguas puede ser mayor a 200  $\mu\text{g l}^{-1}$  (WHO, 1996). En la cuenca alta del RC específicamente en el estado de Nevada las concentraciones de Mo en agua se han reportado de hasta 25  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Tetra Tech Inc., 2008).

La USEPA no ha desarrollado un criterio de aguas nacionales para la protección de la vida silvestre para Mo, probablemente se deba a la baja toxicidad y raros casos de toxicidad por Mo que se han presentado en los Estados Unidos (Seiler et al., 2003; Tetra Tech Inc., 2008). En el caso de las leyes mexicanas no existe una regulación ambiental para este elemento. A diferencia del U, el Mo es un elemento esencial en concentraciones traza ya que es indispensable para un desarrollo normal de plantas y animales. En mamíferos, el Mo provee protección contra intoxicación por cobre, mercurio y probablemente otros metales y puede tener propiedades anticancerígenas. Sin embargo, se han reportado efectos adversos por Mo en aves cuyas concentraciones en dietas fueron de 200 - 300  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Eisler, 1989).

### **1.1.3 U**

Por su parte el U, es un elemento muy común en la corteza terrestre; su abundancia promedio es de 4  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Hammond, 2000). En la corteza terrestre el U es más abundante que el oro, plata mercurio, antimonio y cadmio, y es menos abundante que el estaño, cobalto, plomo, molibdeno y arsénico. En la actualidad el principal uso del U es como combustible para los reactores nucleares que producen energía eléctrica (Lide, 2001). Su presencia es mayor en sitios cercanos a minas donde es altamente móvil y soluble bajo condiciones oxidantes, es decir, cercanas a la superficie. Es en estos sitios donde es más peligroso ya que puede estar directamente expuesto a humanos y animales (Siegel y Bryan, 2004).

La exposición al U puede afectar el funcionamiento normal del riñón, cerebro, hígado, corazón, y otros sistemas, porque, además de ser radiactivo, el U es un metal tóxico. Por tal motivo se ha establecido que  $0.6 \mu\text{g Kg}^{-1}$  de peso del cuerpo por día es la ingesta tolerable para este elemento (WHO, 1998).

## 1.2 Se, Mo y U en la cuenca del RC

En la cuenca alta del RC, los depósitos de rocas sedimentarias marinas del Cretácico, son ampliamente reconocidos como fuente de Se. Estas rocas se encuentran distribuidas en la cuenca alta del RC, por lo que el conocimiento de la presencia, distribución y transporte de Se en agua es esencial para identificar y mitigar los problemas relacionados con el Se en toda la cuenca del RC (Engberg, 1999; USGS, 2009; Figura 2).

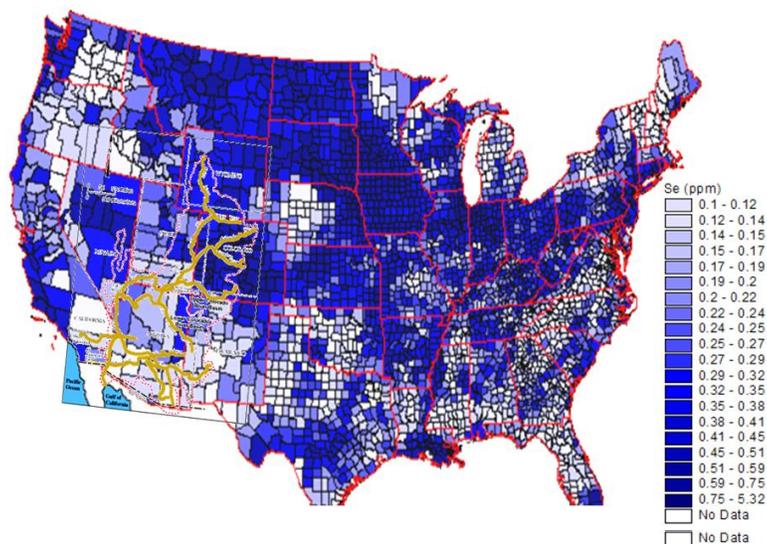


Figura 2.- Concentración de Se  $\mu\text{g g}^{-1}$ (ppm) en suelos de Estados Unidos, resalta en color amarillo el RC y su cuenca (modificado de USGS, 2009).

El gobierno de Estados Unidos descubrió en 1982 mortalidad, malformaciones en crías y fallas reproductivas en aves acuáticas causadas por

el Se proveniente de aguas de desecho de agricultura que se vertían en el refugio nacional de vida silvestre de Kesterson, California. Desde entonces, el programa nacional de calidad de agua de riego (NIWQP, por sus siglas en inglés) ha investigado la calidad del agua de desecho de la agricultura en otros proyectos de riego en el oeste de los Estados Unidos. Siete de los 26 proyectos de riego investigados se localizan en la cuenca del RC (U.S. Department of the Interior, 2001).

Un ejemplo de los efectos nocivos provocados por el Se en los ecosistemas acuáticos, fue el que se presentó en el Refugio Nacional para la Vida Silvestre Imperial. Durante 1992 se realizó una evaluación de la contaminación ambiental de las comunidades acuáticas de este refugio en sedimentos, detritos, plantas acuáticas, invertebrados, y peces, encontrándose elevadas concentraciones del metaloide en sedimentos, detritus y en peces (Lusk, 1993). Posteriormente en 1993 en un grupo de cinco diferentes tipos de aves acuáticas se realizó un estudio donde se encontró que el 83 % de las aves estudiadas presentaron niveles de Se en hígado y riñón por encima del umbral de daño reproductivo o embriotoxicidad ( $10 \mu\text{g g}^{-1}$  en peso seco en hígado), siendo las especies herbívoras las que menores cantidades de Se presentaron en comparación a las que comían alimento de origen animal (Martínez, 1994).

Estados Unidos es el mayor productor del Mundo de Mo, este metal es minado principalmente en los Estados de Colorado y Arizona (Magyar, 2003). Aunque no se han detectado afectaciones a la vida silvestre por Mo, el Estado

de California, (basándose en la regulación de drenes agrícolas del río San Joaquín) adoptó el valor de  $19 \mu\text{g l}^{-1}$  de uso benéfico para la protección de la vida acuática. Este valor es considerado como parcial y no tiene fundamentos toxicológicos, por lo que en el estado de Nevada se propuso como  $6.16 \text{ mg l}^{-1}$  el criterio agudo y de  $1.65 \text{ mg l}^{-1}$  el criterio crónico para la protección de la vida silvestre (Tetra Tech Inc., 2008).

En lo que respecta al U, la mayor zona de actividad minera de U en los Estados Unidos se realiza en la meseta del Colorado en la cuenca alta del RC. En estos yacimientos el U coexiste con otra variedad de minerales como el Mo (USEPA, 2006b; USEPA, 2008; Ludington y Plumlee, 2009).

Aunque no se han reportado afectaciones a la vida silvestre relacionadas con U en un estudio llevado a cabo por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés), si encontraron que en  $>25\%$  de muestras de sedimento en los distritos de riego del oeste de Estados Unidos, la concentración de U excedió las guías de calidad para sedimento. Cinco de esas zonas de muestreo se ubicaron en la cuenca alta del RC. Estas altas concentraciones de U son asociadas a la lixiviación de suelos y rocas por irrigación y meteorización. Dicha actividad puede provocar que el U y Mo se disuelvan y lleguen a los suministros de agua tales como ríos y lagos; posteriormente al sedimento (Seiler et al., 2003).

### 1.3 Se, Mo y U en el delta del RC

En México se han realizado pocos estudios sobre exposición ambiental al Se. En un estudio llevado a cabo en los Altos de Jalisco, se evaluó la exposición de los habitantes al Se vía agua potable, lo que representa un riesgo potencial para la población. Sin embargo, las concentraciones encontradas no son tan elevadas como para esperar ocurrencia de selenosis (Hurtado Jiménez y Gardea-Torresdey, 2007). En el delta del RC en un estudio sobre genotoxicidad por la exposición a contaminantes ambientales entre ellos el Se, Arellano García (2010), menciona que la concentración promedio en orina de los pobladores del delta se encuentra por arriba de los valores permisibles por las normas oficiales mexicanas. Sin embargo, plantea que quedan interrogantes sobre las rutas de Se en esta zona y sus efectos en la salud de los pobladores del delta. Asimismo, se ha reportado que en la Ciénaga de Santa Clara en Sonora (un humedal sustentado por las aguas de desecho de agricultura de los Estados Unidos), las concentraciones de Se en agua se encuentran por encima del máximo permisible por la USEPA para la protección de la vida silvestre. Sin embargo, la concentración de Se en sedimentos, plantas acuáticas y peces no excede dichos niveles (García Hernández et al., 2000).

En muestras de sedimento del delta del RC analizadas para Se, se ha encontrado que exceden el umbral de toxicidad. Las concentraciones se han reportado en el intervalo de 0.6 - 5.0  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Los sitios con elevadas concentraciones de Se en sedimentos han sido localizados en zonas de aguas

estancadas con condiciones reductoras, donde alternan la inundación y la retracción, o donde se han realizado acciones de dragado y que reciben aguas de desecho de agricultura. En tales sitios el pH es alcalino y el potencial redox (Eh) del agua es bajo. En lo que respecta al tamaño de grano de los sedimentos, las fracciones dominantes son limos y arcillas. De manera contraria los sitios donde se han encontrado las menores concentraciones de Se fue en lugares donde el pH del agua es ácido y el Eh es alto (positivo); en tales zonas el agua no se estanca y no han ocurrido disturbios físicos en el material de fondo. Asimismo las arenas son la fracción dominante en los sedimentos. Algunos de los sitios donde se encontraron altas concentraciones de Se en sedimentos son: Ciénaga de Santa Clara, El Indio, Campo Rafael, El Mayor y RH. En contraparte lugares que presentaron bajas concentraciones de Se en sedimentos fueron en la zona del RC, Bocana y Cucapá (García Hernández *et al.*, 2001).

En México, el U y el Mo son metales que no han sido reportados como contaminantes ambientales. Del U se sabe que México posee reservas probadas del orden de 9 682 t de  $U_3O_8$  distribuidas principalmente en los estados del norte y noroeste del país, sin embargo aun no han sido explotadas (Castillo Nieto, 2007). En el caso del Mo, Sonora es la única región en México donde se extrae este mineral con una producción de 6491 toneladas en el 2007 (INEGI, 2007).

## **2 Hipótesis**

La modificación en el curso natural del RC por la construcción de presas en su cuenca alta durante el siglo XX, ha cambiado las características ambientales en su delta. Estas modificaciones pudieron cambiar los procesos sedimentarios en el delta, lo cual se ve reflejado en los grupos sedimentarios y en la concentración de potenciales contaminantes depositados en el sedimento. Debido a lo anterior en el presente estudio se esperan encontrar cambios en el sedimento tanto en su composición geoquímica, como en las características del sedimento, antes y después de la modificación del curso natural del RC.

## **3 Objetivo general**

Estudiar las características sedimentarias del delta del RC y asociarlas con los eventos de flujo de inundación durante el siglo XX, así como la acumulación de potenciales contaminantes (Se, Mo y U) acarreados desde la cuenca del RC.

### **3.3 Objetivos específicos**

- 3.1.1. Correlacionar los eventos de flujos de inundación recientes e históricos con las variaciones texturales del sedimento aplicando herramientas sedimentológicas y estadísticas.
- 3.1.2 Determinar la variabilidad histórica de la abundancia de Se, Mo y U en el delta del Río Colorado y su correlación con los eventos de flujo y aporte de sedimento registrados.

## 4 Metodología

### 4.1 Área de estudio

El área de estudio se localiza en la intersección de los ríos H y C al sur de la ciudad de Mexicali, Baja California, México (Figura 3). El clima en el delta del RC es seco, con veranos calurosos e inviernos templados, en el lugar se presentan altas tasas de evaporación ( $>2 \text{ m a}^{-1}$ ) y bajas tasas de precipitación ( $<100 \text{ mm a}^{-1}$ ) (Palacios Fest, 1990). En la zona la principal actividad económica es la agricultura, la cual es sustentada principalmente por el agua del RC. Las zonas agrícolas de los valles de Mexicali y San Luis Río Colorado, localizadas en la porción noroeste del delta del RC, abarcan un área de 250000 ha y ahí se emplean el 52 % de la cuota de agua del RC de  $1.8 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$  que le corresponden a México (Valdés Casillas et al., 1998).

El RH, es un canal que confluye hacia el RC; recorre 26 km desde su inicio hasta su unión con el RC. Descarga principalmente aguas empleadas en agricultura del Valle de Mexicali y los efluentes de la planta geotérmica de Cerro Prieto (Valdés Casillas et al., 1998). La mayoría de los canales que forman el RC son canales de riego. En total, 17 canales drenan el valle de Mexicali y fluyen hacia el RH con un volumen anual de  $63.3 \times 10^6 \text{ m}^3$ ; esto ha creado el complejo de humedales Río Hardy-Cucapá (García Hernández et al., 2001).

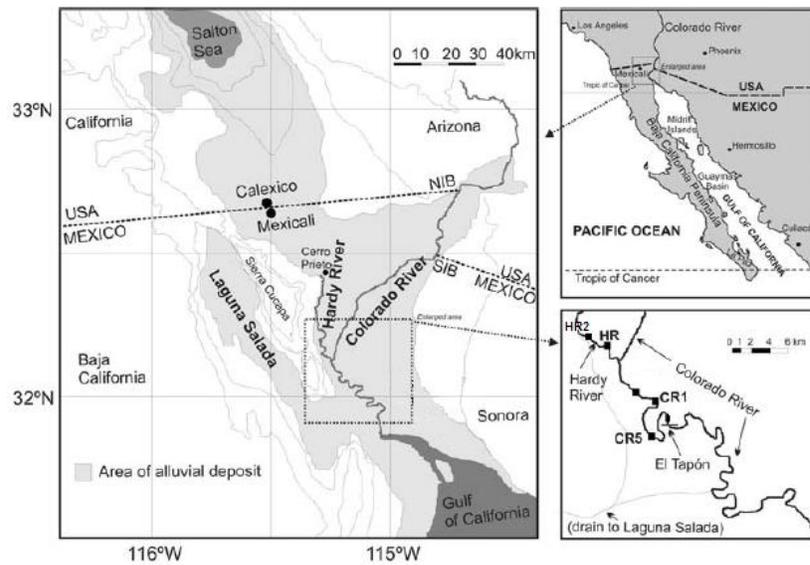


Figura 3.- Cuenca baja del Río Colorado y localización del área de estudio (Modificado de Daesslé *et al.*, 2009).

#### 4.2 Colecta de muestras

De los núcleos descritos para este estudio, tres núcleos fueron colectados por Daesslé *et al.*, 2009: RH (HR1) y RC (CR1 y CR5), más uno más colectado para este estudio en el RH (HR2). Los núcleos fueron extraídos del fondo del río con un tubo de acrílico directamente desde una embarcación menor y buceando en el sitio de muestreo, cerca del centro del curso de agua. Los núcleos se conservaron refrigerados. En el laboratorio cada núcleo fue seccionado longitudinalmente en intervalos de 1 cm. Cada sección fue liofilizada para su posterior análisis químico y sedimentológico.

### **4.3 Técnicas analíticas**

#### **4.3.1 Tamaño de grano**

El análisis del tamaño de grano fue realizado a los núcleos CR1, CR5, HR1 y HR2 siguiendo la técnica descrita por Daesslé *et al.* (2002). La técnica consiste en medir el área de la sección transversal de las partículas mediante un analizador laser de tamaño de partículas HORIBA LA910 (intervalo de detección de 0.02- 1000  $\mu\text{m}$ ), se emplea el índice de refracción del cuarzo en agua y hexametáfosfato de sodio como dispersante. Los pulsos ultrasónicos del equipo son empleados durante 30 segundos para asegurar la segregación de las partículas. La eficiencia del equipo se verifica por medio de material de referencia para análisis de tamices (NIST 8010D) y esferas de 0.9  $\mu\text{m}$  de poliestireno (NIST 1690).

#### **4.3.2 Análisis Químicos y control de calidad**

Algunos horizontes de los núcleos HR2 y CR5 fueron seleccionados para los análisis químicos. Aproximadamente 0.5 g de cada muestra fueron sometidas a digestión durante 2 horas con agua regia a 95° C. La muestra fue enfriada y diluida con agua desionizada, y se homogeniza para su posterior análisis. Esta digestión permite una lixiviación de todas las fases geoquímicas, excepto los silicatos más refractarios. Las muestras digeridas fueron diluidas y analizadas mediante la técnica de espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado (ICP-MS, del nombre en inglés Inductively Coupled Plasma Mass

Spectrometry) empleando un Perkin Elmer Sciex ELAN 6100. Los elementos analizados fueron Ca, Sc, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Cs, La, Au, Tl, Pb, Th y U. El control de calidad se llevó a cabo utilizando el material de referencia OREAS 13P (Ore Research y Exploration Pty Ltd Assay Standards) para los elementos Fe, Ni, Cu y Au. Para el resto de los elementos se empleo el material de referencia GXR-1 y GRX-4 (USGS Geochemical Exploration Reference Materials). Los porcentajes de recuperación variaron de 82.2 – 95.6 % para OREAS 13P; 81.7 – 131.1 % para GXR-1 y 68.2 – 111.1 % para GXR-4. Los límites de detección analítica en  $\mu\text{g g}^{-1}$ : Sc = 0.1, Mn = 1, Co = 0.1, Ni = 0.1, Cu = 0.01, Zn = 0.1, As = 0.1, Se = 0.1, Rb = 0.1, Sr = 0.5, Mo = 0.01, Ag = 0.002, Cd = 0.01, Sn = 0.05, Sb = 0.02, Cs = 0.02, La = 0.05, Tl = 0.02, Pb = 0.01, Th = 0.1 y U = 0.1; en  $\mu\text{g kg}^{-1}$ : Au = 0.5 y en %: Ca = 0.01, Fe = 0.01.

#### **4.3.3 Carbono Orgánico (C-org)**

Para la medición de C-org, se seleccionaron muestras a diferente profundidad de los núcleos HR2 y CR5. A cada muestra se analizó el C-org, el cual fue analizado después de un pre tratamiento con HCl 1 N, empleando un analizador elemental LECO CHNS-932 calibrado con el material de referencia de sedimento marino MAG1 del USGS.

## 4.4 Tratamiento de datos

### 4.4.1 Factor de Enriquecimiento

Para identificar si la concentración de Se, Mo y U en el sedimento del delta del RC se encuentra enriquecida con respecto a la matriz de sedimento que los contiene (Ej. Por aporte antropogénico), se calculó el factor de enriquecimiento (FE), empleando el Escandio (Sc) como normalizador y mediante la aplicación de la siguiente ecuación:

$$FE = \frac{\left[ \frac{E}{Sc} \right]_{muestra}}{\left[ \frac{E}{Sc} \right]_{referencia}}$$

donde  $[E/Sc]_{muestra}$  y  $[E/Sc]_{referencia}$  son las concentraciones de los elementos y del Sc en la muestra y en material de referencia geológico global. Los valores del material de referencia corresponden a las concentraciones promedio de los suelos a nivel mundial: Sc = 7, Se = 0.3, Mo = 1.2 y U = 2  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Martin y Whitfield, 1983; Reimann y Caritat de, 1998). Si el valor que se obtiene del FE es  $>1$  se considera que el elemento en cuestión en la muestra se encuentra enriquecido con respecto a la concentración de fondo; de manera contraria, si el valor obtenido es menor a  $<1$  el elemento se encuentra empobrecido.

#### **4.4.2 Análisis Estadísticos**

Los parámetros texturales de los núcleos extraídos en el RH y RC fueron obtenidos mediante la aplicación de la ecuación de Folk y Ward (1957). A partir de esta ecuación se obtuvo el grado de sorteamiento, asimetría y curtosis del sedimento. Se determinaron 4 facies y se emplearon las medias texturales de cada facies para hacer comparaciones de t-student (coeficiente de significancia,  $\alpha = 0.05$ ) y así identificar con mayor detalle las propiedades y/o procesos ambientales que influyeron en cada facies. Asimismo se realizaron correlaciones de Pearson entre la media y el grado de sorteamiento, asimetría y curtosis a un nivel de significancia del 95 %.

Para identificar similitudes de la abundancia en el sedimento de los elementos químicos analizados, se les realizó un análisis de clúster y de componentes principales empleando el método Varimax como factor de rotación, y aplicando el coeficiente de correlación de Pearson. Asimismo, se realizaron correlaciones de Pearson para describir la asociación del C-org con el tamaño de grano.

## 5 Resultados

### 5.1 Composición textural

Los intervalos de variación en los parámetros texturales se muestran en la Tabla I y las gráficas de los parámetros estadísticos encontrados se presentan en la Figura 4. En todos los núcleos analizados la media del tamaño de grano presentó en un intervalo entre 4.5 y 7.6  $\Phi$ , lo que sugiere una composición predominantemente limosa. En lo que se refiere a la clasificación o grado de sorteamiento del sedimento, éste se encuentra pobre a muy pobremente clasificado ( $\sigma = 1 - 2 \Phi$ ) siendo las muestras más finas, las más pobremente clasificadas. Por lo general la asimetría mostró una tendencia hacia valores positivos (tamaño de grano finos) predominando una asimetría positiva a muy positiva. Sin embargo, en algunos horizontes se encontró una asimetría aproximadamente simétrica y negativa, siendo esta última para los sedimentos más gruesos. El grado de agudeza o curtosis mostró valores de 0.7 como mínimo en el núcleo HR1 y de 2.1 como máximo en el núcleo CR5. Para los núcleos CR5, HR1 y HR2 esto corresponde a una clasificación que va de platicúrtica hasta muy leptocúrtica. En el núcleo CR1 solo se encontró una distribución platicúrtica y mesocúrtica. La tendencia mostrada por este parámetro es que los granos más finos presentan una curtosis platicúrtica (Fig. 4).

Tabla I.- Intervalos de variación de los parámetros texturales de núcleos de sedimento obtenidos en el RC (CR1 y CR2) y HR (HR1 y HR2).

Núcleo	Longitud (cm)	Media ( $M_z\phi$ )		Selección ( $\sigma\phi$ )		Asimetría ( $A_s$ )		Curtosis ( $C_u$ )	
		Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.
CR1	55	7.22	5.74	2.00	1.28	0.36	-0.12	1.06	0.72
CR5	146	7.22	4.93	2.11	1.36	0.62	-0.08	2.02	0.72
HR1	95	7.58	4.56	2.18	1.32	0.47	-0.07	1.51	0.67
HR2	172	7.17	4.49	2.00	1.04	0.43	-0.30	1.83	0.80

Excepto entre la selección y la media en el núcleo CR5, el valor crítico de Pearson (HR1= 0.207; HR2= 0.139; CR1=0.361; CR5=0.279), mostró que todas las correlaciones realizadas entre la media, selección, asimetría y curtosis muestran una correlación significativa (Fig. 4). La mejor correlación encontrada fue entre la asimetría y la media en el núcleo CR1.

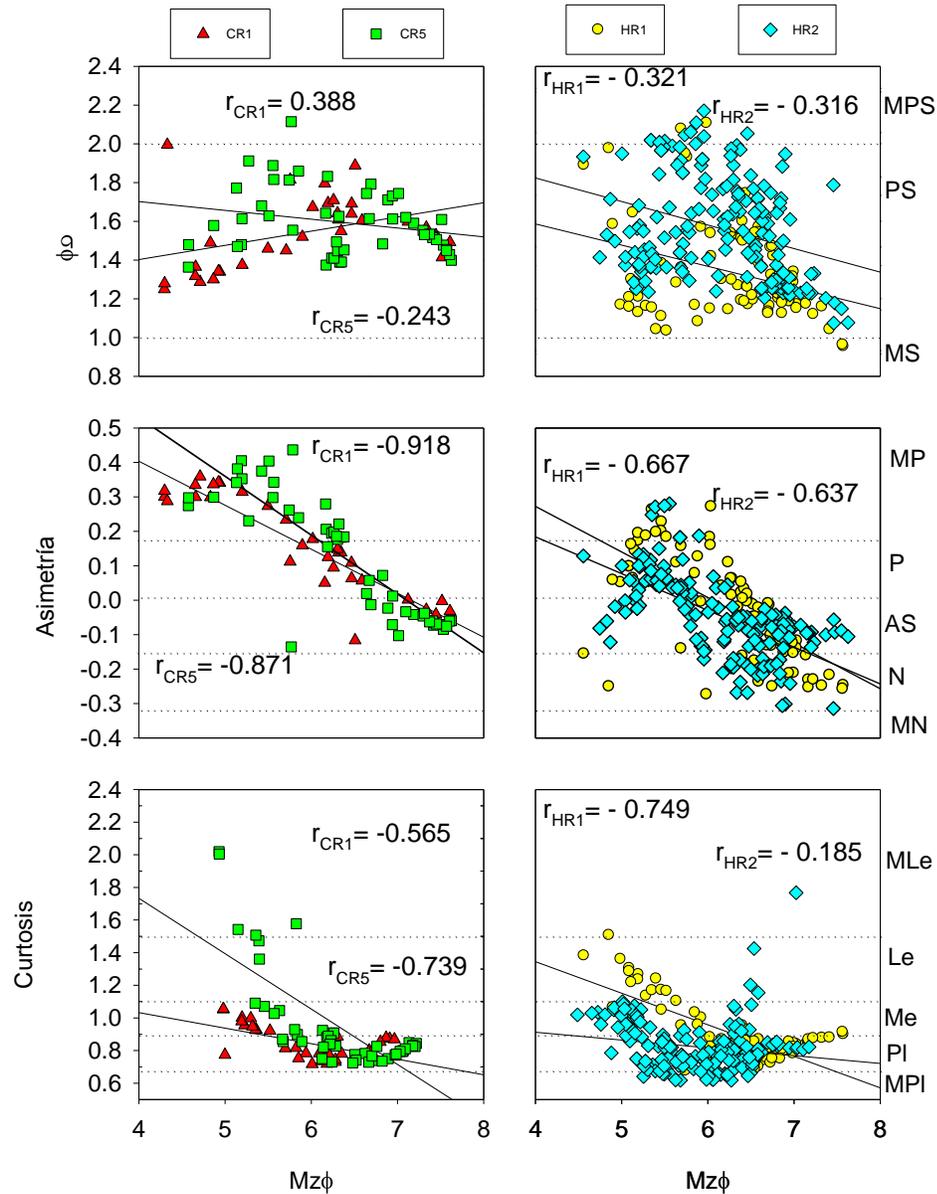


Figura 4.- Diagramas bivariados de tamaño de grano ( $Mz\phi$ ): Selección ( $\sigma\phi$ ), asimetría (As) y Curtosis (Cur). Los valores ( $r$ ) son los coeficientes de correlación de Pearson. MPS: Muy Pobremente Sorteado; PS: Pobremente Sorteado; MS: Moderadamente sorteado; MN: Muy negativa; N: Negativa; AS: Aproximadamente simétrica; P: Positiva; MP: Muy Positiva; MLe: Muy Leptocúrtica; Le: Leptocúrtica; Me: Mesocúrtica; PI: Platicúrtica; MPI: Muy Platicúrtica.

## 5.2 Facies sedimentarias

Aplicando la clasificación sedimentaria propuesta por Shepard (1954) al sedimento de los núcleos del RH y RC se distinguen cuatro grupos o facies sedimentarias: En todos los núcleos los Limos arcillosos (LArc) fueron la fracción más abundante, seguida de los Limos (L) y en menor presencia las fracciones Arcillas limosas (ArcL) y Limos Arenosos (LAr). En el caso de los núcleos CR1 y CR5 no se observó la presencia de LAr (Figs. 5 y 6).

Basándose en los grupos sedimentarios encontrados a partir de los diagramas ternarios, se distinguen en los núcleos HR1, HR2, cuatro facies y en los núcleos CR1 y CR5 tres facies sedimentarias. Dichas facies se caracterizan por presentarse en diferentes intervalos de profundidad y grosor de capa variable. Las facies identificadas fueron las siguientes (Fig. 6):

I.- Facies L: presente en la parte superficial de los núcleos HR2 y CR1. En los núcleos HR1 y CR5 se presentó por debajo de la superficie del núcleo. El grosor de capa de esta facies fue distinto en cada núcleo, siendo desde 1 cm (núcleo HR1) hasta 13 cm (núcleo CR1). Sin embargo dejó de ser la fracción más abundante en la base de todos los núcleos.

II.- Facies LAr: presente solo en los núcleos extraídos del RH; en el núcleo HR2 se presentó en una capa gruesa (~13 cm) de grosor a los 149 cm de profundidad, en el caso del núcleo HR1 se presentó en un horizonte

superficial, posteriormente se vuelve a presentar a los 33 y 54 cm de profundidad con un espesor de 1 cm.

III. Facies LArc: Fue el grupo sedimentario más abundante de todos los núcleos analizados, se caracterizó por estar presente en capas gruesas (de hasta 32 cm de grosor en el núcleo HR2) y por estar subyacentes a la facies Limos; por lo general su presencia estuvo enmarcada en sedimentos profundos, lo cual se pudo apreciar en los todos los núcleos, siendo en el núcleo CR5 la facies sedimentaria más profunda que se pudo apreciar.

IV.- Facies ArcL: Esta facies estuvo presente en los cuatro núcleos analizados, con la característica de presentarse en profundidades mayores a 50 cm de profundidad. Por lo general fue una facies poco abundante.

Las comparaciones de las medias texturales ( $\bar{x}$ ) a partir de t-student mostraron que existen diferencias significativas entre las facies más recientes comparadas con facies del mismo nombre encontradas en sedimentos más profundos de todos los núcleos. Por ejemplo, la facie LArc sub superficial del núcleo CR1 ( $n=17$ ,  $\bar{x}=6.43$ ) comparada con la facie LArc profunda del núcleo HR2 ( $n=7$ ,  $\bar{x}=5.93$ ) mostró diferencias estadísticamente significativas ( $t_{calculada}=2.98$ ,  $t_{crítica}=2.07$ ). Asimismo no se distinguieron diferencias significativas entre facies similares que se encontraron en profundidades semejantes en los diferentes núcleos. Ejemplo de lo anterior es la facie LArc profunda del núcleo CR5 ( $n=7$ ,  $\bar{x}=5.65$ ) comparada con la facie profunda del

HR1 (n=26,  $\bar{x}=6.23$ ) no mostró diferencias estadísticas significativas ( $t_{calculada}=1.65$ ,  $t_{critica}=2.36$ ).

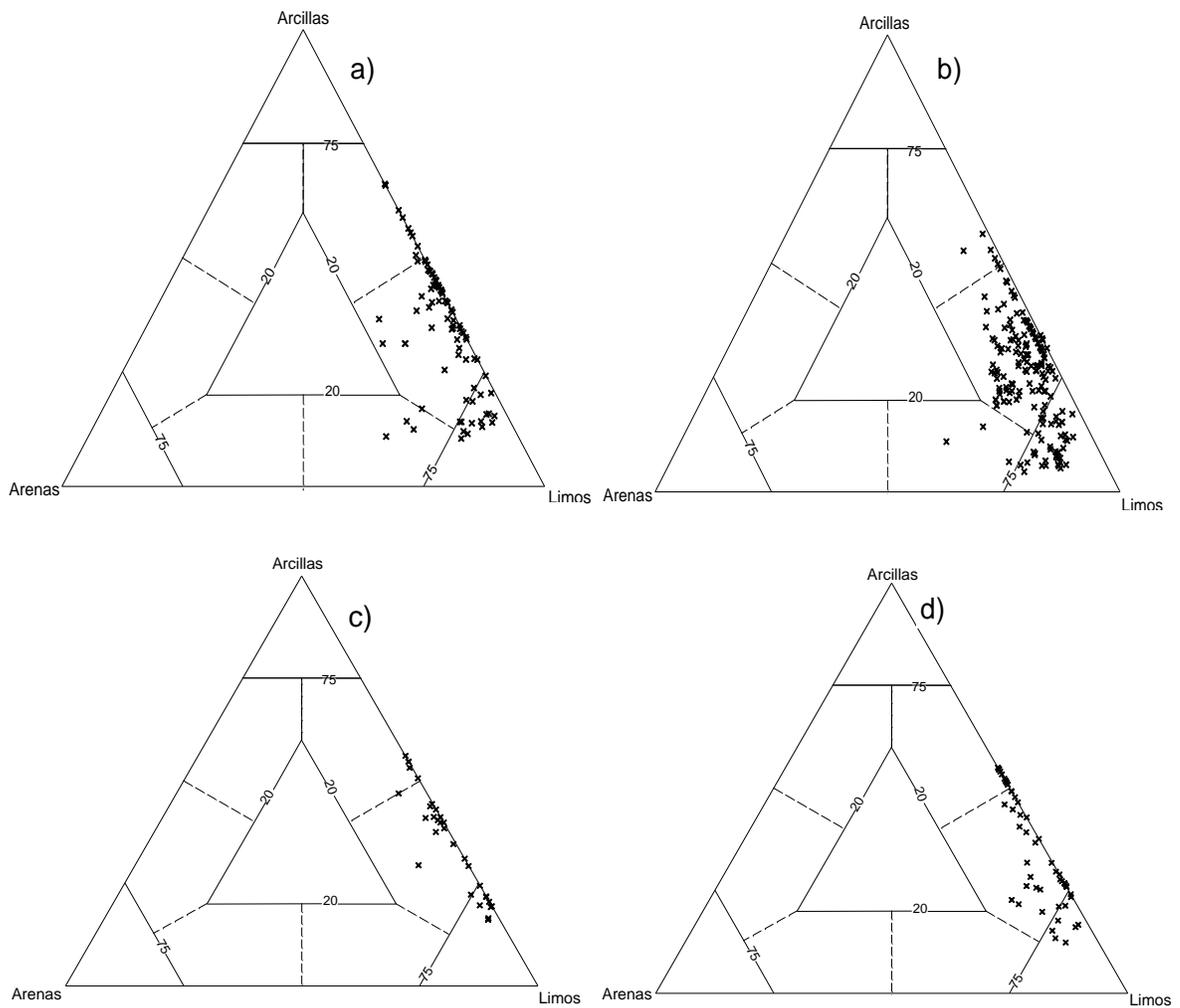


Figura 5.- Diagramas ternarios de clasificación sedimentaria aplicado a los sedimentos de los núcleos HR1(a); HR2 (b); CR1(c) y CR5 (d).

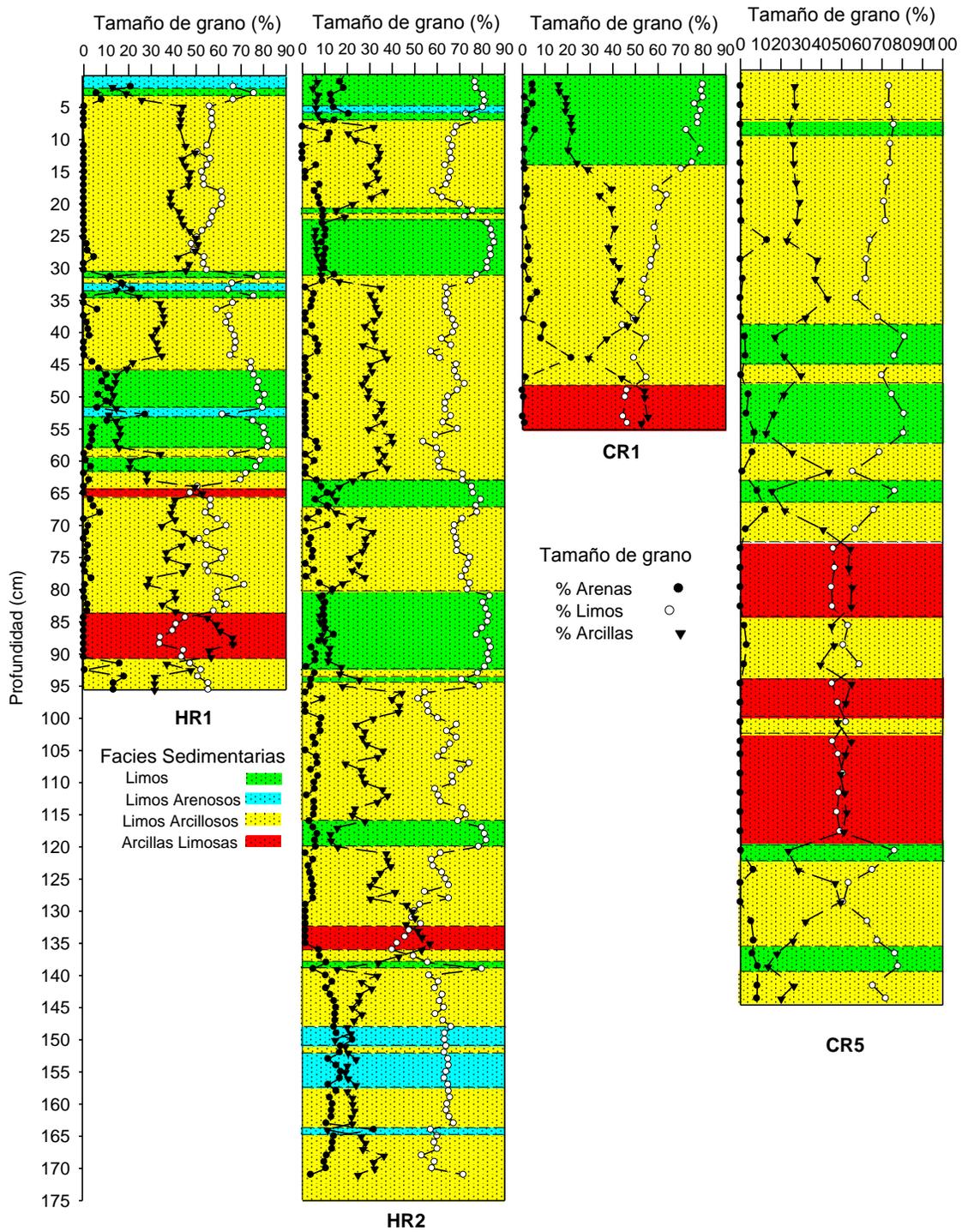


Figura 6 .- Distribución de los porcentajes de arenas, limos, arcillas y facies sedimentarias identificadas en núcleos extraídos en el RH y RC.

### 5.3 Se, Mo y U en el delta del RC

La concentración de todos los elementos químicos estudiados se muestran en el Anexo I. A partir del análisis de clúster (Fig. 7) y de componentes principales (Anexo II) aplicados a los elementos químicos analizados, se encontró que existe una asociación particular entre el Se, Mo y U (Figura 7), misma que coincide con la covariación en las distribuciones de estos elementos a lo largo de los núcleos (Fig. 8). Estos elementos no han sido estudiados anteriormente en núcleos de la zona. Debido a esto y a la peculiar geoquímica del Se, Mo y U, los resultados químicos del presente estudio se enfocaron solamente en estos tres elementos que mostraron una similitud en el análisis de clúster mayor al 85 % (Fig. 7) y una asociación significativa en el componente 4 del análisis de componentes principales (Anexo II).

Los perfiles de Se, Mo y U en el núcleo HR2 se muestran en la Figura 8 y se comparan con las de Fe y Mn. El mínimo de Se ( $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ ), Mo ( $0.24 \mu\text{g g}^{-1}$ ) y U ( $0.7 \mu\text{g g}^{-1}$ ) coincidió en la misma profundidad del núcleo a los 120 cm, y de manera contraria las máximas concentraciones ( $2.3$ ,  $0.95$  y  $1.8 \mu\text{g g}^{-1}$  para Se, Mo y U respectivamente) se encontraron cercanas a la base del núcleo a los 150 cm de profundidad. Asimismo, los tres elementos aumentan en concentración entre los 40 y 80 cm. Realizando una correlación visual en la Figura 8 se puede observar que prácticamente el Se, Mo y U presentan el

mismo comportamiento con la profundidad, ya que cuando cualquiera de ellos muestra incrementos los otros de igual forma los presentan.

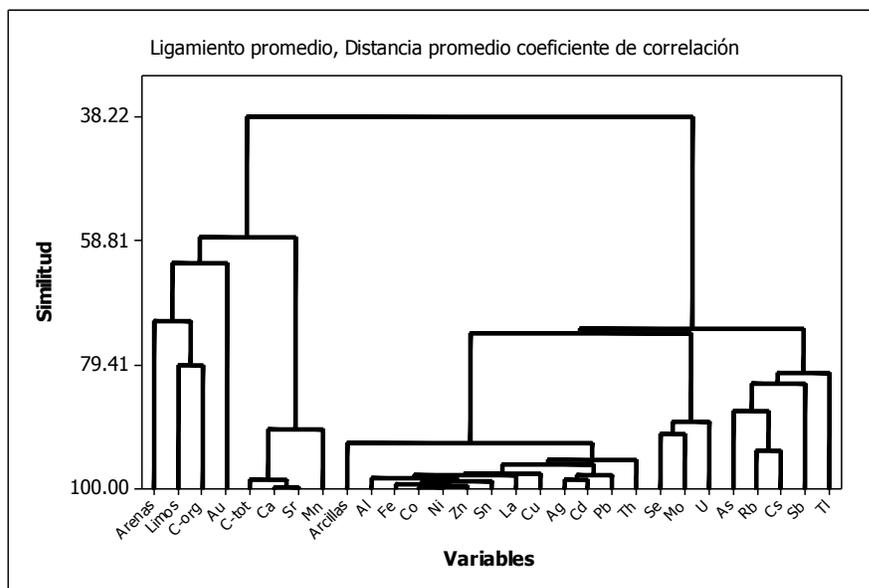


Figura 7.- Agrupamiento de clúster aplicado a los resultados de tamaño de grano, carbono orgánico y los resultados obtenidos a partir del ICP-MS del sedimento del núcleo HR2, se observa el agrupamiento de Se, Mo y U.

A diferencia del núcleo HR2, en el núcleo CR5 (Figura 8) las máximas concentraciones de Se, Mo y U ( $0.9$ ,  $1.42$  y  $1.7 \mu\text{g g}^{-1}$  respectivamente) se presentaron en la superficie y hasta los 25 cm de profundidad. Más abajo, se presenta un decremento en la concentración para los tres elementos e incluso en el caso del Se algunos horizontes cercanos a la base del núcleo presentaron concentraciones por debajo del límite de detección. Comparando las concentraciones de Se entre el núcleo HR2 y CR5 se observa que en el

sedimento del núcleo HR2 las concentraciones son mayores; para Mo son superiores en la superficie de CR5 pero inferiores a HR2 por debajo de los 25 cm; las concentraciones de U son similares entre ambos núcleos.

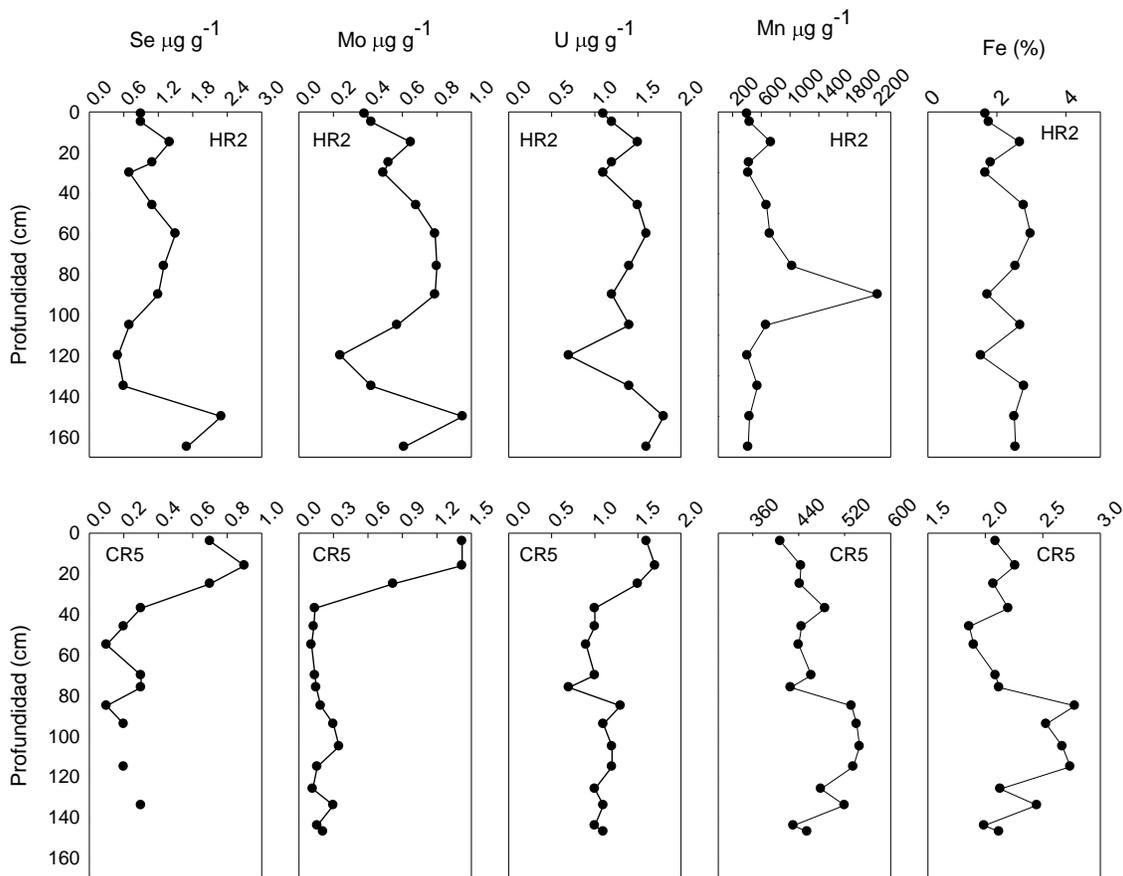


Figura 8.- Perfiles de concentración de Se, Mo, U, Mn en ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) y Fe (%) en sedimentos del núcleo HR2 y CR5.

#### 5.4 C-org

La distribución de C-org en el sedimento de los núcleos HR2 y CR5 se muestra en la Figura 9. Las concentraciones promedio encontradas fueron 0.70 % en el núcleo HR2 y de 0.91 % en el núcleo CR5. En el núcleo HR2 los valores

variaron entre 0.31 -1.55 % a los 118 y 25cm de profundidad respectivamente. En el núcleo CR5 los porcentajes de C-org se presentaron entre 0.30 - 1.70 % a los 43 y 13 cm de profundidad respectivamente. Las correlaciones lineales encontradas entre el tamaño de grano y el C-org en el núcleo HR2 (N=113, valor crítico de Pearson: 0.197,  $\alpha=0.05$ ) muestran que existe una correlación significativa entre los limos y la presencia de carbono orgánico ( $r= 0.537$ ) y de forma negativa con las arcillas ( $r= -0.569$ ), lo que sugiere que la presencia de limos es un factor ambiental que controla la distribución de C-org. Sin embargo, haciendo una correlación visual se observa que pequeños picos de C-org subyacen a las capas arcillosas (Fig. 9). En el caso del núcleo CR5 los coeficientes de correlación lineal (N=50, valor crítico de Pearson: 0.279,  $\alpha=0.05$ ) presentaron valores más bajos que los encontrados en el núcleo HR2, pero se conservó la correlación positiva entre los limos y el C-org ( $r= 0.392$ ) y negativa entre las arcillas y el C-org ( $r= -0.383$ ). De manera similar a lo encontrado en el núcleo HR2, haciendo una correlación visual, en el núcleo CR5 los mayores porcentajes de C-org se ubican en profundidades donde la fracción dominante fueron los limos, esto se pudo observar de forma más clara en los primeros 20 cm de profundidad y de nueva cuenta a partir de los 120 cm de profundidad y hasta el fondo del núcleo.

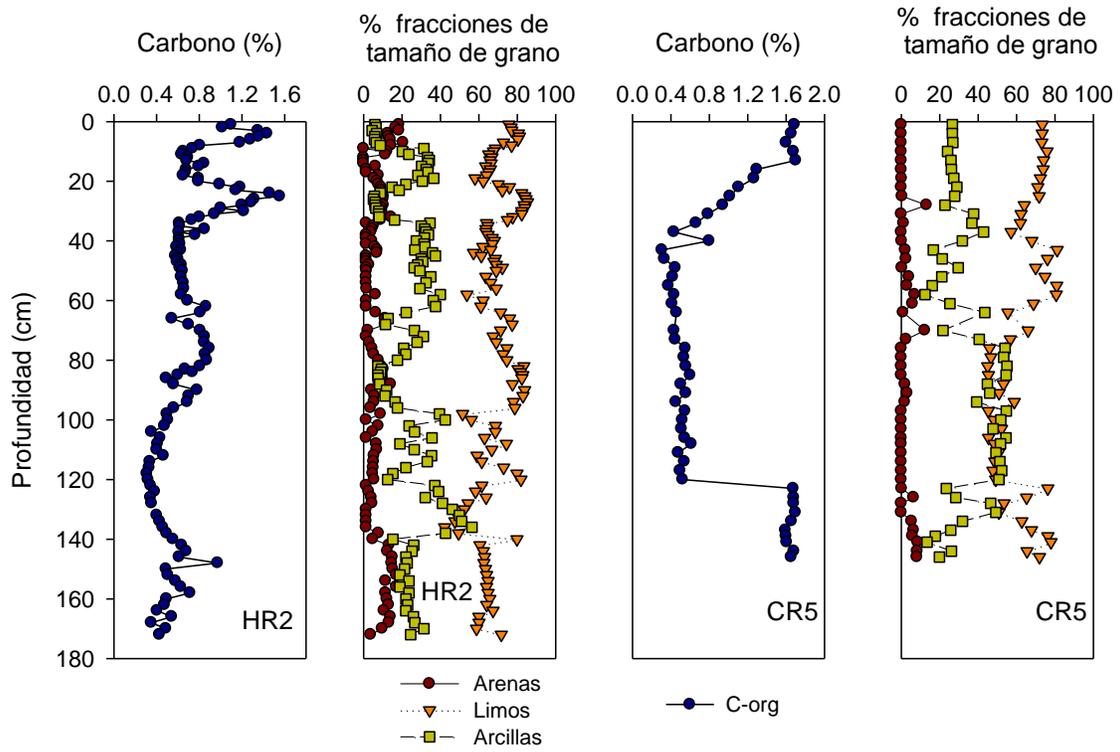


Figura 9.- Porcentajes de Carbono orgánico y tamaño de grano en el sedimento de los núcleos HR2 y CR5.

## **6 Discusiones**

### **6.1 Composición textural**

La media textural es un parámetro a partir del cual podemos conocer la magnitud de la fuerza aplicada por el viento y/o el agua sobre los sedimentos y el transporte al que han sido sometidos; los sedimentos finos son los que más han sido re TRABAJADOS (Mclaren, 1981). Los tamaños de grano medios encontrados en este estudio (entre 4.5 y 7.6  $\Phi$ ) sugieren que son sedimentos maduros. Esto concuerdan con resultados encontrados en otros deltas con condiciones hídricas similares a las del RC, tales como delta del Río Amarillo, el delta del Río Nilo y delta del Río Ganges-Brahmaputra (Zhang *et al.*, 1990; Frihy y Gamai, 1991; Goodbred y Kuehl, 1998).

La desviación estándar o grado de sorteamiento de los sedimentos limosos estudiados, es indicativa de que fueron sometidos a poca selectividad al momento del transporte y deposición. Este sedimento se encuentra en el intervalo del grado de sorteamiento para sedimentos fluviales (Mclaren y Bowles, 1985).

De los parámetros estadísticos obtenidos en los análisis sedimentarios, la asimetría es una herramienta muy útil en la identificación de ambientes sedimentarios. En el caso de los ambientes fluviales, el sedimento se caracteriza por presentar una asimetría positiva (Friedman, 1979), lo que concuerda con lo encontrado en este estudio. Se ha reportado que los

ambientes de dunas de playa y de desierto se caracterizan por no presentar asimetría o solo una asimetría negativa (Kasper-Zubillaga y Carranza-Edwards, 2005). Esto sugiere que las facies LAr encontradas en el núcleo HR2 (por debajo de la superficie y a 149 cm de profundidad) y en el núcleo HR1 (en la superficie y a los 33 y 54 cm de profundidad) pudieron haberse transportado desde el del desierto adyacente al delta.

Aunque la curtosis no es una herramienta ambiente-sensitiva para distinguir ambientes de depósito como lo es la asimetría (Friedman, 1961), el hecho de encontrar una predominancia de valores platicúrticos y mesocúrticos en el sedimento del delta del RC sugiere que no existe la dominancia de una sola fuente de sedimento. Asimismo, de acuerdo con Sahu (1964) el sedimento fluvial deltaico presenta un rango de curtosis que va desde mesocúrtico hasta extremadamente leptocúrtico, esto concuerda con lo encontrado en este estudio donde se encontró el mismo rango de variación de curtosis.

## **6.2 Facies Sedimentarias**

Los grupos sedimentarios identificados en este estudio son similares a los encontrados por otros autores en ambientes deltaicos con historias hidrológicas similares a las del RC; es decir con una disminución en el flujo de descarga de agua hacia el mar y en la carga de sedimentos aportados por el río en los últimos 50 años. Algunos ríos con una historia similar son los Ríos Nilo, Amarillo y Ganges-Brahmaputra (Zhang et al., 1990; Goodbred y Kuehl, 1998; Li, et al., 1998). En el caso del delta del Río Amarillo y del delta del Río Ganges-

Brahmaputra la historia sedimentaria coincide con lo reportado en este estudio donde los sedimentos profundos son más finos (llegando a presentarse capas ArcL). Esto no se presenta en el sedimento más reciente, ya que predomina el sedimento Larc (Li et al., 1998; Goodbred y Kuehl, 1998).

La relativa abundancia de tamaños de grano arcilloso y limoso a lo largo del núcleo es empleado como una herramienta para identificar eventos de flujo del RC, ya que permite identificar cambios en el ambiente de deposición. Esto es sugerido debido a que el tamaño de grano arcilla fue el principal componente sedimentario acarreado por el río hacia el Golfo de California antes de que su flujo fuera interrumpido (Daesslé et al., 2004; Daesslé et al., 2009). A partir de esto se puede asociar los eventos de descarga del RC tras el inicio del represamiento. De igual forma se puede identificar que a partir de la presencia de la facie ArcL hacia la base, representa el cambio en las condiciones naturales del flujo del RC (Fig. 6).

Las diferencias estadísticas encontradas entre las facies antiguas comparadas con las recientes, sugiere que incluso en facies del mismo tipo existieron cambios hidrodinámicos a lo largo del núcleo (Figura 6). Por otra parte la facies ArcL solo existe en partes más profundas de los núcleos, lo que sugiere que se depositó bajo condiciones hidrológicas distintas a las que ocurrieron en tiempos más recientes.

### **6.3 Se, Mo y U en sedimento del delta del RC**

#### **6.3.1 Posible origen del Se, Mo y U en sedimento del delta del RC.**

La asociación entre Se, Mo y U en el sedimento del delta del RC, probablemente sea por la similitud en su química redox. Los tres elementos son insolubles bajo condiciones reductoras y solubles en condiciones oxidantes. (Drever, 1997, Lemly, 1999). En los Estados Unidos se ha documentado que los residuos de minas de U incrementan la concentración de especies disueltas de U, Mo y Se en agua de ríos y en agua subterránea (Van Metre y Gray, 1992; Magyar, 2003; USEPA, 2006b; USEPA, 2008; Ludington y Plumlee, 2009). Sin embargo, no todo el impacto se debe a la actividad minera, ya que en acuíferos de Wyoming y Nuevo México (cuenca alta del RC) se han reportado altas concentraciones de U y otros elementos en agua fluvial y subterránea, previo al inicio de las actividades mineras (Thompson et al., 2005; USEPA 2006b; USEPA, 2008). También las técnicas de extracción minera de U pueden incrementar la concentración de Se en agua subterránea. En Wyoming, la inyección de lixiviantes alcalinos para movilizar U, también movilizan al Se. De igual forma, la percolación alcalina y el oxígeno disuelto del agua de riego que pasa través del suelo, pueden movilizar U y Se (Naftz y Rice, 1989). Asimismo el Se es abundante en rocas sedimentarias asociadas con depósitos de U en el oeste de los Estados Unidos (Engberg, 1999; Levinson, 1980 en Seiler *et al.*, 2003; USGS, 2009). Ésto puede provocar que exista un aumento en la

concentración de Se, Mo y U en la cuenca alta del RC y posteriormente ser arrastrados río abajo en forma disuelta o particulada.

El Se tiende a migrar hacia los márgenes continentales, en forma disuelta ó adsorbido a partículas coloidales y posteriormente se deposita con sedimento fino y con materia orgánica de lagos, ríos y del mar. Es en gran parte removido del agua antes de alcanzar el mar y por ello su concentración en agua de mar es muy baja (Malisa, 2001).

El aumento en concentraciones de Mo en el ambiente puede estar relacionado con las actividades mineras y también a zonas agrícolas debido a su uso en fertilizantes (Eisler, 1989). Otra posible fuente puede deberse a que el Mo es más móvil en condiciones alcalinas que en condiciones ácidas, por lo que es factible que se encuentre disuelto en la cuenca alta del RC donde se conoce que el agua del río es ligeramente alcalina (Bluter y Von Guerard, 1996). Posteriormente, en el delta es adsorbido y precipita al sedimento debido a las condiciones reductoras que en algunas zonas del delta prevalecen (García Hernández et al., 2001). Se ha reportado que con la disminución del pH, la absorción de Mo incrementa. En condiciones ácidas, los reservorios poseen cargas positivas y esto hace posible que el anión molibdato ( $\text{MoO}_4^{2-}$ ) tenga parte en la reacción de adsorción. El contenido de materia orgánica también tiene un importante rol en la adsorción de Mo (Goldberg, 2009).

El sedimento de algunos humedales contiene elevadas concentraciones de U debido a que es altamente absorbido del agua por la abundante materia orgánica presente en el sedimento de estos cuerpos de agua. La absorción es más eficiente en estos sitios porque el ión Uranil ( $\text{UO}_2^{2+}$ ) forma fuertes complejantes con los abundantes ácidos húmicos y fúlvicos presentes en el sedimento (Owen, 1990).

Por lo anteriormente descrito, es posible que previo al represamiento del RC las concentraciones de Se, Mo y U fueran mayores en el agua del RC y esto se vea reflejado en el sedimento de la base del núcleo HR2. Es probable que en la base del núcleo CR5 se hayan encontrado menores concentraciones debido a dilución por enjuague hacia río abajo por estar más expuestos a flujos de inundación intermitentes del RC y pulsos de marea (Daesslé *et al.*, 2009).

Algunas fuentes locales pueden deberse a las aguas de desecho de la agricultura. Se conoce que el Se y Mo son utilizados como aditivos en los fertilizantes que se utilizan en los campos agrícolas. Sin embargo, a diferencia de Salton Sea, donde se ha reportado un incremento en la concentración de Se, Mo y U a raíz de las descargas de los drenes agrícolas (Schroeder y Orem, 2000), las bajas concentraciones de estos elementos encontradas en este estudio sugieren que el uso de fertilizantes en el valle de Mexicali no tuvo repercusiones significativas sobre la concentración de estos elementos en el sedimento del delta.

Aunque los efluentes geotérmicos se conocen como fuentes de metales, entre ellos el Mo (Sabadell y Axtmann, 1975), es poco probable que la actividad geotérmica en Cerro Prieto sea una fuente importante de Mo, ya que la actividad inició operaciones en 1973 y el sedimento de la base del núcleo HR2, donde se encontraron las mayores concentraciones del núcleo HR2, se depositó antes de esa fecha.

### **6.3.2 Se, Mo y U en sedimento del núcleo HR2**

El aumento de Se entre los 40 y 80 cm en núcleo HR2 puede deberse a que en esa profundidad prevalecen condiciones reductoras. Es conocido que el Se es soluble en condiciones oxidantes y es inmóvil bajo condiciones reductoras. Por lo tanto, la acumulación de Se es debida a que en condiciones reductoras, el selenato y selenito se reducen a selenuros o  $\text{Se}_0$  los cuales precipitan formando compuestos con el Fe ( $\text{FeSe}$ ) y se acumulan en el sedimento (Zhang y Moore, 1997; Tokunaga et al., 1998; Peters et al., 1999; Lemly, 1999). Puede incluso estar presente si ocurre formación de sulfuros en el sedimento (Seby et al., 2001 en Crusius y Thomson, 2003). De acuerdo a lo anterior el aumento en la concentración de Se entre los 40 y 80 cm del núcleo HR2 puede estar relacionado con las condiciones reductoras toda vez que el Fe

muestra un aumento en el mismo intervalo de profundidad en el Se también lo muestra (Fig. 8).

El incremento de Mo en la misma sección del núcleo HR2, donde aumentó el Se, es posible que ocurra ya que conforme el sedimento es más profundo predominan condiciones más reductoras. Se sabe que el sedimento con condiciones reductoras acumula Mo, provocando que exista precipitación de Mo del agua intersticial hacia el sedimento (Morford y Emerson, 1999; Zheng et al. 2000). La precipitación de sulfuros de Mo es viable junto con sulfuros de Fe cuando la concentración de sulfuros en agua intersticial es baja ( $\sim 0.1 \mu\text{M}$ ), si existe un agotamiento de sulfuros de Fe, la precipitación de Mo puede ocurrir con  $\text{H}_2\text{S}$  (Zheng et al., 2000; Sundby et al, 2004). Sin embargo, excepto por el incremento sub superficial en el núcleo HR1, no existe una asociación entre Se, Mo y U con Fe o Mn (Fig. 8).

El pequeño incremento de U entre los 40 y 80 cm en sedimento del núcleo HR2 sugieren que se precipitaron desde el agua intersticial, Es conocido que en sedimento donde la penetración de oxígeno es  $\leq 1$  cm favorece la formación de condiciones reductoras y por lo tanto el U presente un enriquecimiento (Morford y Emerson, 1999; Morford et al., 2009). De la misma manera, y como se puede observar en el perfil de Fe (Fig. 8), la reducción de U se presenta a similar potencial redox donde ocurre la reducción de Fe (III) a Fe (II), sin embargo también se puede presentar en condiciones más reductoras como lo es la reducción de sulfato (Barnes y Cochran 1993; Zheng et al., 2002).

De igual forma en la parte superior del núcleo HR2 se encontró un pico subsuperficial de Se, Mo, U, Mn y Fe, mismo que coincide con una capa rica en carbono orgánico, por lo que se deduce que al menos en ese horizonte la acumulación se debió a la absorción con el material orgánico que aun no ha sido diagenetizado.

### **6.3.3 Se, Mo y U en sedimento del núcleo CR5**

El enriquecimiento superficial de Se, Mo y U en el núcleo CR5 (Fig. 8) coincide con un aumento en la concentración de carbono orgánico (Fig. 9). Esto indica la absorción de estos elementos por la materia orgánica, misma que no ha sido completamente oxidada por el proceso de diagénesis. Asimismo, en la misma parte del núcleo se encontró un ligero incremento de Mn y Fe (Fig. 8) lo cual puede deberse también a su asociación con la materia orgánica. El enriquecimiento de U cercano a la superficie del núcleo CR5 probablemente se deba a su precipitación a partir del agua intersticial, ya que la principal fuente de U hacia el sedimento es la difusión a través de la interfase sedimento-agua dentro de sedimentos con condiciones reductoras y ricos en material orgánico. Esta acumulación es controlada por la cinética bacteriana, y por la disponibilidad de materia orgánica en el sedimento (Mo et al., 1973; Owen, 1990; Sunby et al., 2004; Morford et al., 2009).

#### **6.4 Comparación con diferentes partes del mundo (Se, Mo y U)**

Existen pocos estudios donde se reporten asociación de Se, Mo y U en sedimento. En la Tabla II, se muestran algunos resultados para estos tres elementos en sedimento de diferentes partes del mundo. Por lo general las concentraciones encontradas en sedimento del delta del RC para Se, Mo y U son menores en comparación a las reportadas en otros sitios.

El rango de concentraciones de Se ( $< 0.1 - 2.3 \mu\text{g g}^{-1}$ ) se encuentra por debajo de los sedimentos descritos para otras partes del mundo, incluyendo los sedimentos superficiales previamente reportados para el delta del RC (Tabla II). Sin embargo, supera a las concentraciones reportadas para la Ciénaga de Santa Clara.

En lo que respecta al Mo, el rango de concentración ( $0.11 - 1.42 \mu\text{g g}^{-1}$ ) en sedimento del delta del RC es menor a todos los sitios que se muestran en la Tabla II, incluso el valor máximo encontrado en este estudio no supera a las concentraciones que se han reportado en otras partes del mundo.

El U en el delta del RC presentó uno de los valores más bajos comparado con otros lugares. El intervalo de concentración para este estudio ( $0.7 - 1.8 \mu\text{g g}^{-1}$ ) solo fue superior al valor mínimo encontrado en la plataforma de Yucatán. Incluso el rango de concentración encontrado en este estudio no supera al mínimo reportado en otros sitios como lo es en el sedimento de

Rhode Island, Costa central de California, Plataforma continental de Mazatlán y Chile.

Tabla II.- Comparación de la concentración Se, Mo y U en sedimentos del delta del RC con otras partes del mundo.

Localidad	Sedimento (ug g-1)		
	Se	Mo	U
Delta del Rio Colorado <sup>1</sup>	< 0.1 - 2.3	0.11 - 1.42	0.7 - 1.8
Plataforma de Yucatán <sup>2</sup>			0.44 - 3.23
Pettaquanocutt River (Rhode Island E. U.) <sup>2</sup>			5.4 - 29.5
Costa Noreste de Estados Unidos <sup>3</sup>		0.59 - 3.37	1.53 - 3.58
Costa central de California <sup>4</sup>		1.34 - 2.38	2.99 - 5.47
Plataforma continental Mazatlan <sup>4</sup>		6.26 - 16.8	4.29 - 17.32
Plataforma continental Chile <sup>4</sup>		0.85 - 1.61	1.85 - 5.57
Bahía Mannering, Australia <sup>5</sup>	0.7 - 16.5		
Sedimento superficial delta del Rio Colorado <sup>6</sup>	0.6 - 5		
Ciénaga de Santa Clara, Sonora <sup>7</sup>	0.8 - 1.8		

<sup>1</sup> Este estudio; <sup>2</sup> Mo et al. (1973); <sup>3</sup> Morford and Emerson (1999); <sup>4</sup> McManus et al. (2006); <sup>5</sup> Peters et al. (1999); <sup>6</sup> García Hernández et al. (2001); <sup>7</sup> García Hernández et al. (2000).

## 6.5 Guías de Calidad de Sedimento

Se compararon las concentraciones de Se, Mo y U del sedimento del delta del RC con guías de calidad de sedimento (SQG, por sus siglas en inglés) de agua dulce (U.S. Department of the Interior, 1998; Thompson *et al.*, 2005). Las SQG representan el umbral de concentraciones químicas que pueden

provocar efectos biológicos en comunidades de invertebrados bentónicos (MacDonald et al., 2000). Son empleadas debido a que la medición de la concentración de contaminantes por si solas, no proveen una base efectiva para la estimación del potencial de efectos adversos hacia organismos vivos (Long et al., 1995).

En la Tabla III, se muestra la profundidad en los núcleos HR2 y CR5 donde se encontraron las máximas concentraciones de Se, Mo y U. En el núcleo HR2 la máxima concentración de Se se encuentra dentro del intervalo de Nivel de Afectación (NA), en contraste con el núcleo CR5 la máxima concentración de Se se encuentra por debajo del valor de todas las guías. Con respecto al Mo y U, la concentración en el sedimento de ambos núcleos se encontró muy por debajo de los valores de las guías.

Tabla III.- Comparación de la concentración de Se, Mo y U, con guías de calidad de sedimento de efectos probables en organismos bentónicos: Nivel de Efecto Bajo (NEB), Nivel de Efecto Severo (NES) (Thompson et al., 2005); No Efectos (NE), Nivel de Afectación (NA) y Umbral de Toxicidad (UT) (U.S. Department of the Interior, 2001).

	Sedimento de ecosistemas dulceacuícolas ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )					Delta del Rio Colorado ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	
	NEB	NES	NE	NA	UT	CR5 16 cm	HR2 165 cm
Se	1.9	16.1	< 1	1 - 4	> 4	0.9	1.7
Mo	13.8	1238.5				1.42	0.95
U	104.4	5874.1				1.7	1.8

## 6.6 FE

Con el objeto de diferenciar entre la contaminación antropogénica de las concentraciones naturales en sedimentos, se ha empleado la normalización. La normalización geoquímica es la estimación del radio entre la concentración de varios metales y la concentración de elementos conservativos, tales como Al, Sc ó Li. En este estudio se usó como normalizante el Sc, el cual de acuerdo con De Groot (1995) muestra un comportamiento muy conservativo dentro de los cuerpos de agua como son los estuarios. Asimismo como valor de fondo se emplearon las concentraciones promedio de los suelos a nivel mundial de Sc, Mo y U obtenidos de Martin y Whitfield (1983) y para Se de Reimann y Caritat de (1998) para identificar si el Se, Mo y U en el sedimento del delta del RC se encuentran enriquecidos con respecto a las concentraciones normales de los suelos del mundo.

En la Figura 10 se muestran los FE calculados para Se, Mo y U en sedimento del delta del RC. La parte superficial del núcleo CR5, mostró un FE >1 para Se, Mo y U. Asimismo, en el caso del Se entre los 70 y 76 cm de profundidad presento un FE>1 Se. Estos enriquecimientos superficiales en el núcleo CR5, coinciden con el aumento de C-org en la superficie.

El Se presentó el mayor FE de los tres elementos siendo en la base del núcleo HR2 donde mayor FE presentó. En general el Mo se encuentra empobrecido con respecto a los valores de fondo. Sin embargo, como ya se mencionó en la parte superior del núcleo CR5 presentó un ligero

enriquecimiento. En general el U en los núcleos estudiados se encuentra empobrecido con respecto a la corteza continental. Sin embargo, tres muestras, dos cercanas a la superficie y otra a los 85 cm en el núcleo HR2 presentaron un pequeño enriquecimiento. Este enriquecimiento coincide en el mismo horizonte con enriquecimiento significativos encontrados para Se.

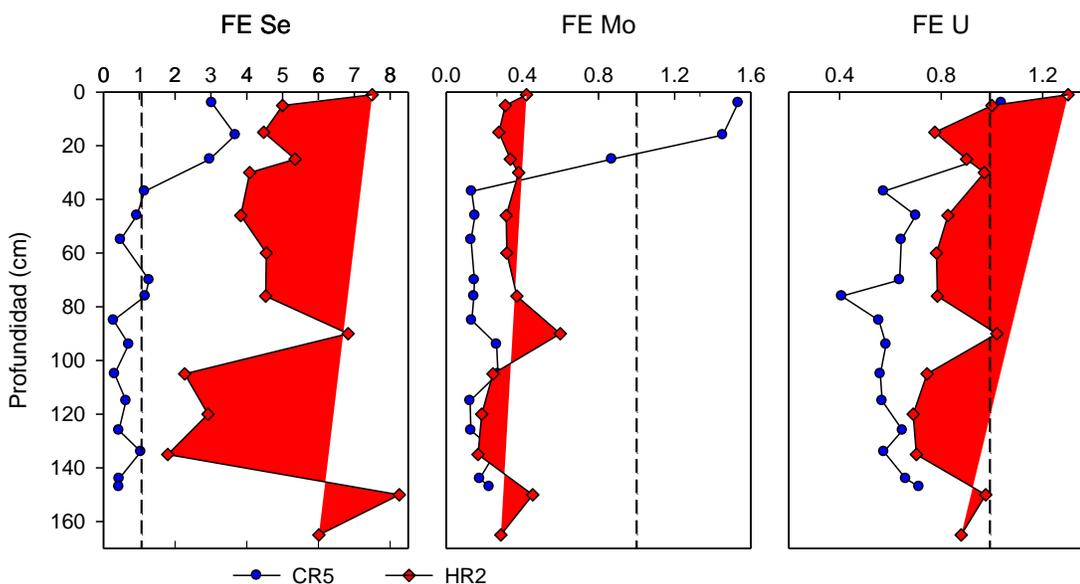


Figura 10.- Factores de enriquecimiento (FE) calculados para Se, Mo y U en sedimento del delta del RC. El FE se obtuvo a partir de la ecuación:  $FE = [E/Sc]_{\text{muestra}} / [E/Sc]_{\text{referencia}}$ . Los valores del material de referencia corresponde a las concentraciones promedio de los suelos a nivel mundial y son: 7; 0.3, 1.2 y 2  $\mu\text{g g}^{-1}$  para Sc, Se, Mo y U respectivamente (Martin y Whitfield, 1983; Reimann y Caritat de, 1998). La línea punteada marca el límite de enriquecimiento (>1), o empobrecimiento (<1) de los elementos con respecto a la corteza terrestre.

## 6.8 Comentarios sobre cronología

En dos trabajos realizados anteriormente sobre la geoquímica sedimentaria de los núcleos en el delta del RC (Daesslé et al., 2009; Lugo-Ibarra et al., 2010), se da información sobre la cronología en algunos de los núcleos. Los estudios con Pb-210 en exceso (atmosférico), indican que existe actividad de este elemento al menos hasta los 51 cm en el núcleo HR1. Esto sugiere una edad  $\geq 100$  años para esa profundidad, la cual se correlaciona estratigráficamente con ~85 cm en el HR2. Sin embargo, los autores discuten la dificultad de fechar sedimentos en esta zona debido al empobrecimiento natural de este isótopo en la cuenca del RC. Sin embargo, el análisis de contaminantes orgánicos particulados (PCBs y OCPs) y su fecha de primera aparición sugiere que la bases del núcleo CR5 y HR1 tienen una fecha de deposición ~1935 (Lugo-Ibarra et al., 2010). Esta profundidad se correlaciona estratigráficamente con los 135 cm del núcleo HR2 (Fig. 6). Es debajo de los 135 cm en el núcleo HR2 que se localiza el enriquecimiento de Se, Mo y U. Esto sugiere que dicho enriquecimiento es anterior al represamiento del RC en la presa Hoover. El horizonte de arcilla limosa por encima de este enriquecimiento también sugiere que dicha capa impermeable pudo impedir la removilización diagenética de estos elementos hacia la superficie.

## 7 Conclusiones

En el delta del RC la presencia de arcillas limosas en las porciones más profundas de los núcleos coincide con la distribución de sedimento en ríos en el mundo que han sido represados, con la consecuente disminución del aporte de arcillas hacia sus deltas.

Las comparaciones estadísticas entre facies del mismo nombre permitieron encontrar diferencias entre facies depositadas recientemente con las de mayor antigüedad, lo que sugiere que se depositaron bajo condiciones hidrológicas distintas a las que actualmente prevalecen. Asimismo muestran correlación estratigráfica entre las facies de diferentes núcleos.

A partir de la aplicación de los parámetros texturales se pudo identificar que los sedimentos del delta del RC se encuentran dentro del intervalo descrito por otros autores para sedimento de ambientes fluviales-deltaicos, con una contribución parcial de sedimento eólico del desierto adyacente en los núcleos extraídos en el RH.

Las máximas concentraciones de Se, Mo y U en la base del núcleo HR2 sugieren que esos sedimentos fueron depositados con condiciones hidrológicas distintas a las que actualmente prevalecen, ya que estos tres elementos se encuentran particularmente relacionados en la cuenca alta del Río Colorado y pudieron ser acarreados por el río y depositados en el delta cuando el río fluía libremente antes de 1935. Esto se constata con el FE para Se en la base del núcleo HR2.

Las máximas concentraciones de Se, Mo y U encontradas en la parte superior del núcleo CR5 se asocian al máximo de carbono orgánico e indican que estos elementos no han sido aun desabsorbidos y/o removilizados diagenéticamente.

A excepción del Se, que en la base del núcleo HR2 presenta nivel de afectación, el Mo y el U no rebasan los límites propuestos para efectos toxicológicos en organismo bentónicos.

## 8 Bibliografía

- Arellano García M. E. 2010. Genotoxicidad por exposición a mezclas de contaminantes en residentes próximos al río Hardy-Colorado, Baja California. Tesis doctorado en Medio Ambiente y Desarrollo. Universidad Autónoma de Baja California. 180 pp.
- Barnes C. E. y Cochran J. K. 1993. Uranium geochemistry in estuarine sediments: Controls on removal and release processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 57: 555-569.
- Butler D. L. y Von Guerard P. 1996. Salinity in the Colorado River in the Grand Valley, Western Colorado, 1994-95. USGS, Water Resources of Colorado. Fact Sheet 215-96. En línea: <http://pubs.usgs.gov/fs/fs-215-96/>. Consultado: 22 junio 2010.
- Carriquiry J. D. y Sánchez A. 1999. Sedimentation in the Colorado River delta and Upper Gulf of California after nearly a century of discharge loss. *Marine Geology* 158: 125–145.
- Carriquiry J. D., Sánchez A., Camacho-Ibar V. F. 2001. Sedimentation in the northern Gulf of California after cessation of the Colorado River discharge. *Sedimentary Geology*. 144: 37-62.
- Castillo Nieto F. 2007. Potencial de los minerales radiactivos en México. Memorias del III Congreso Nacional de la academia de Ingeniería. 17-19 de Octubre 2007.
- Cohen MJ, Henges Jeck C, Castillo Moreno G. 2001. A preliminary water balance for the Colorado River delta, 1992–1998. *Journal of Arid Environments* 49:35–48. doi:10.1006/jare.2001.0834.
- Crusius J. y Thomson J. 2003. Mobility of authigenic rhenium, silver, and selenium during postdepositional oxidation in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67: 265–273.
- Cutter G. A. 1985. Determination of Selenium Speciation in Biogenic Particles and Sediments. *Analytical Chemistry* 57: 2951-2955.
- Daesslé L. W., Ramos S. E., Carriquiry J. D., Camacho-Ibar V. F. 2002. Clay dispersal and the geochemistry of manganese in the Northern Gulf of California. *Continental Shelf Research* 22:1311-1323.
- Daesslé LW., Camacho-Ibar VF., Carriquiry JD., Ortiz-Hernández MC. 2004. The geochemistry and sources of metals and phosphorus in the recent sediments from the Northern Gulf California. *Continental Shelf Research* 24:2093–2106. doi:10.1016/j.csr.2004.06.022.
- Daesslé L. W., Lugo Ibarra K. C., Tobschall H. J., Melo M., Gutiérrez Galindo E.A., García Hernández J. Álvarez L. G. 2009. Accumulation of As, Pb and Cu Associated with the Recent Sedimentary Processes in the Colorado Delta, South of the United States-Mexico Boundary. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 680-692.
- De Groot, A.J., 1995, Metal and sediments: A global perspective. En *Metal Contaminated Aquatic Sediments*. Allen, H.E. (editor). Ann Arbor Press, 1-20.

- Drever, J.I., 1997. The geochemistry of natural waters: surface and groundwater environments (3a ed.): Upper sanddle River, N.J., Prentice Hall, 436 p.
- Eisler, R. 1989. Molybdenum hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.19).
- Engberg R. A., 1999. Selenium Budgets for Lake Powell and the Upper Colorado River Basin. *Journal of the American Water Resources*. 35: 771 - 786.
- Folk R. L, y Ward W. C. 1957. Brazos River Bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*. 27: 3–26.
- Fordyce F. 2005. Selenium deficiency and toxicity in the environment. IN: Selinus O, Alloway B, Centeno JA, Finkelman RB, Fuge R, Lindh U. 2005. *Essentials of Medical Geology: Impacts of the Natural Environment on Public Health*. Amsterdam:Elsevier Academic Press.
- Friberg, L., P. Boston, G. Nordberg, M. Piscator, and K. H. Robert. 1975. Molybdenum-a toxicological appraisal. U. S. Environmental Protection Agency Rep. 600/1-75-004. 142 pp.
- Friedman, G. M. 1961. Distinction Between Dune, Beach, and River Sands from their Textural Characteristics. *Journal of Sedimentary Petrology*. 31: 514-529.
- Friedman G. M., 1979. Differences in size distributions of population of particles among sands of various origins. *Sedimentology*, 26: 3-32.
- Frihy O. y Gamai H. 1991. Facies Analysis of Nile Delta Continental Shelf Sediments Off Egypt. *Netherlands Journal of Sea Research*. 27 (2): 165-171.
- García Hernández J., Glenn E. P., Artiola J. Baumgartner J. D. 2000. Bioaccumulation of Selenium (Se) in the Cienega de Santa Clara Wetland, Sonora, Mexico. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46:298-304.
- García Hernández J., King K. A., Velasco A. L., Shumilin E., Mora M. A., Glenn 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.
- Goldberg S. 2009. Influence of soil solution salinity on molybdenum adsorption by soils. *Soil Science* 174: 9-13.
- Goodbred S. y Kuehl S. 1998. Floodplain processes in the Bengal Basin and the storage of Ganges–Brahmaputra river sediment: an accretion study using <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb geochronology. *Sedimentary Geology* 121: 239–258.
- Hammond C. R. 2000. The Elements, in *Handbook of Chemistry and Physics* 81st edition. CRC press. ISBN 0849304814. En línea: [http://www-d0.fnal.gov/hardware/cal/lvps\\_info/engineering/elements.pdf](http://www-d0.fnal.gov/hardware/cal/lvps_info/engineering/elements.pdf). Consultado: 13 marzo 2010.

- Herut B. y Sandler A. 2006. Normalization methods for pollutants in marine sediments: review and recommendations for the Mediterranean. Draft Final Report. IOLR Report H18/2006.
- Hurtado Jiménez R y Gardea Torresdey J. 2007. Evaluación de la exposición a selenio en Los Altos de Jalisco, México. *Salud Pública México* 49: 312-315.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2007. Volumen de producción de metales industriales no ferrosos por entidad federativa, 2007. <http://cuentame.inegi.gob.mx/economia/secundario/mineria/default.aspx?tema=E> consultado: 10 de junio 2010.
- International Border Water Commission. 2010. Colorado River at Southerly International Boundary. En línea:<http://www.ibwc.state.gov/wad/ddqsibco.htm>. Consulta 15 de marzo 2010.
- Kasper Zubillaga J. J. y Carranza Edwards A. 2005. Grain size discrimination between sands of desert and coastal dunes from northwestern Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 22: 383-390.
- Lemly A. D. 2002. *Selenium Assessment in Aquatic Ecosystems: A Guide for Hazard Evaluation and Water Quality Criteria*. New York: Springer-Verlag 161 pp.
- Lemly A. D. 1999. *Selenium Transport and Bioaccumulation in Aquatic Ecosystems: A Proposal for Water Quality Criteria Based on Hydrological Units*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 42: 150-156.
- Li G. X., Wei H. L., Han Y. S., Chen Y. J. 1998. Sedimentation in the Yellow River delta, part II: suspended sediment dispersal and deposition on the subaqueous delta. *Marine Geology* 149: 113–131.
- Lide D. R. 2001. *Handbook of Chemistry and Physics: a ready-reference book of chemical and physical data*. CRC. 2408 pp.
- Long E. R., Macdonald D. D., Smith S. L. y Calder F. D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-97.
- Ludington S. and Plumlee G. S. 2009, Climax-type porphyry molybdenum deposits: U.S. Geological Survey Open-File Report 2009–1215, 16 p.
- Lugo Ibarra K., Daesslé L., Macías Zamora, V. Ramírez Álvarez, N. 2010. Persistent organic pollutants associated to water fluxes and sedimentary processes in the Colorado River delta. Baja California, Mexico. Sometido a *Environmental Pollution*.
- Lusk J. D. 1993. *El Selenio en hábitats acuáticos en el Refugio de Fauna Silvestre Imperial*. Tesis de maestría. Universidad de Arizona. Tucson, Arizona. 150 pp.
- MacDonald D. D., Ingersoll C. G. and Berger T. A.: 2000, 'Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater

- ecosystems'. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 20–31.
- Magyar M. J. 2003. Molybdenum. U.S. Geological Survey Minerals Yearbook. En <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/molybdenum/molybmyb03.pdf> Consultado: 20 Mayo 2010. línea:
- Malisa E.P. 2001. The Behavior of Selenium in Geological Processes. *Environmental Geochemistry and Health* 23: 137–158.
- Martin J. M. y Whitfield M. 1983. The significance of the river input of chemical elements to the ocean. En *Trace metals in sea water*. C. S. Wong, E. A. Boyle, K. W. Bruland, J. D. Burton y E. D. Goldberg (Editores). 265-296 pp.
- Martinez, C. T. 1994. Niveles de selenio en especies seleccionadas de aves acuáticas en el Refugio Nacional para la Vida Silvestre Imperial. Tesis de Maestría. Tucson, Arizona. 74 pp.
- Mclaren P. 1981 An Interpretation of trends in Grain Size Measures. *Journal of Sedimentary Petrology* 51: 611-624.
- Mclaren P. y Bowles D. 1985. The effects of Sediment Transporto on Grain-Size Distributions. *Journal of Sedimentary Petrology* 54: 457-470.
- McManus J. , Berelson W. M., Severmann S., Poulson R. L., Hammond D. E., Klinkhammer G. P., Holm C. 2006. Molybdenum and uranium geochemistry in continental margin sediments: Paleoproxy potential. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70: 4643–4662.
- Mo T., Suttle A. D. y Sackett W. M. 1973. Uranium concentrations in marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 37: 35-51.
- Morford J. L. y Emerson S. 1999. The geochemistry of redox sensitive trace metals in sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63: 1735–1750.
- Morford J. L., Martin W. R. y Carney C. M. 2009. Uranium diagenesis in sediments underlying bottom waters with high oxygen content. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 73: 2920–2937.
- Naftz, D.L., and Rice, J.A., 1989, Geochemical processes controlling selenium in ground water after mining, Powder River Basin, Wyoming, U.S.A.: *Applied Geochemistry* 4: 565–575.
- Owen D. 1990. Uraniferous Wetlandsm-Young Uranium Deposits. Short Papers of the U.S. Geological Survey Uranium Workshop. Edited Kendell A. Dickinson. 13-14 pp.
- 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.
- Peters G.M., Maher W.A., Jolley D., Carroll B.I., Gomes V.G., Jenkinson A.V., McOrist G.D. 1999. Selenium contamination, redistribution and remobilization in sediments of Lake Macquarie, NSW. *Organic Geochemistry* 30:1287-1300.

- Reimann C. y Caritat P. de. 1998. *Chemical Elements in the Environment: Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist*. Espringer - Verlag. 398 pp.
- Sabadell E. y Axtmann R. 1975. Heavy Metal Contamination from Geothermal Sources. *Environmental Health Perspectives* 12:1-7.
- Sahu B. K. 1964. Depositional mechanisms from the size analysis of clastic sediments. *Journal of Sedimentary Petrology* 40: 73–83.
- Schroeder R. A. y Orem W. H. 2000. Nutrient Dynamics in the Salton Basin- Implications from Calcium, Uranium, Molybdenum, and Selenium. Reunión anual: American Geophysical Union. En línea: [http://pubs.usgs.gov/post/pos01-001/pdf/AGU\\_Poster.pdf](http://pubs.usgs.gov/post/pos01-001/pdf/AGU_Poster.pdf). Consulta: 20 de julio 2010.
- Secretaría de Salud. Norma Oficial Mexicana: NOM 201-SSA1-2002. Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados y a granel. Especificaciones sanitarias. México, DF: Diario Oficial de la Federación DLXXXIX 17, 18 octubre 2002:21.
- Seiler R. L., Skorupa J. P., Naftz D. L y Nolan B.T. 2003. Irrigation-Induced Contamination of Water, Sediment, and Biota in the Western United States—Synthesis of Data from the National Irrigation Water Quality Program. U.S. Geological Survey professional paper ; 1655.
- Shepard F. P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology* 24: 151-158.
- Shumilin E. N., Carriquiry J. D., Camacho-Ibar V.F., Sapozhnikov D., Kalmykov S., Sánchez A., Aguíñiga-García S., 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.
- Siegel M. D. y Bryan C.R. 2004 Environmental Geochemistry of Radioactive Contamination. Pp. 205-263. In: *Environmental Geochemistry*. (Ed.B. S. Lollar) Vol. 9 *Treatise on Geochemistry* (eds. H. D. Holland and K.K. Turekian), Elseiver-Pergamon, Oxford.
- Sundby B., Martinez P. y Gobeil C. 2004. Comparative geochemistry of cadmium, rhenium, uranium, and molybdenum in continental margin sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68: 2485–2493 doi:10.1016/j.gca.2003.08.011
- Tetra Tech Inc. 2008. Aquatic Life Water Quality Criteria for Molybdenum. Prepared for: Nevada Division of Environmental Protection Bureau of Water Quality Planning. 61 pp.
- Thompson, R. W. 1968. Tidal flat sedimentation on the Colorado River Delta, northwestern Gulf of California. *Geological Society of America Memoir* 107, 133 p.
- Thompson P. A., Kurias J. And Mihok S. 2005. Derivation and use of sediment quality guidelines for ecological risk assessment of metals and radionuclides released to the environment from uranium mining and

- milling activities in Canada. Environmental Monitoring and Assessment. 110: 71–85. DOI: 10.1007/s10661-005-6291-0
- Tokunaga T. K., Sutton A. R., Bajt S., Nuessle P. McCarthy G. S. 1998. Selenium Diffusion and Reduction at the Water-Sediment Boundary: Micro-XANES Spectroscopy of Reactive Transport. Environmental Science Technology 32:1092-1098.
- United States Department of the Interior. 1998. Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. National Irrigation Quality Program Information Report No. 3. Denver CO. 214 pp.
- United States Department of the interior. 2001. National Irrigation Water Quality Program Brochure. En línea: <http://www.usbr.gov/niwqp/> consulta: 12 de agosto 2009.
- United States Environmental Protection Agency. 2006a. Inorganic Contaminant Accumulation in Potable Water Distribution Systems. En línea: <http://www.epa.gov/safewater/disinfection/tcr/index.html>. Consulta 12 agosto 2009.
- \_\_\_\_\_. 2006b. Uranium Location Database Compilation. En línea: <http://www.epa.gov/rpdweb00/docs/tenorm/402-r-05-009.pdf>. Consulta: 20 mayo 2010.
- \_\_\_\_\_. 2008. Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials from Uranium Mining. Volume 1: Mining and Reclamation Background. EPA 402-R-08-005.
- United States Geological Survey. 2009. Selenium in Counties of the Conterminous States. National Geochemical Survey. En línea: <http://tin.er.usgs.gov/geochem/doc/averages/se/usa.html> consulta 12 agosto 2009.
- Valdés Casillas, C., Hinojosa Huerta, O., Carrillo Guerrero, Y., Zamora Arroyo, F., Muñoz Viveros, M., Delgado García, S. y López Camacho, V. 1998. Wetland and Management Restoration in the Colorado River Delta: The First Steps. Guaymas, Sonora: Special Publication of CECARENA-ITESM Campus Guaymas and NAWCC. 32 pp.
- Van Metre P. C., Gray J. R. 1992. Effects of uranium mining discharges on water quality in the Puerco River basin, Arizona and New Mexico. Hydrological Sciences -Journal- des Sciences Hydrologiques 37: 5-10.
- Windholz M. 1996. The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals, 12th ed. Merck y Co. Whitehouse Station, New Jersey.
- World Health Organization. 1996. Molybdenum in Drinking-water. In: Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Geneva, 1996.
- \_\_\_\_\_. 1998 Guidelines for Drinking-water Quality, Second edition, Addendum to Volume 2: Health Criteria and Other Supporting Information, WHO/EOS/98.1. 283 p.

- Zhang J., Huang W. W. y Shi M. C. Huanghe. 1990 (Yellow River) and its Estuary: Sediment Origin, Transport and Deposition. *Journal of Hydrology* 120: 203-223.
- Zhang Y. Q. and Moore J. N. 1997. Interaction of selenate with a wetland sediment. *Applied Geochemistry* 12: 685-691.
- Zhang Y., Zahir A. Z. y Frankenberger W.T. 2004. Fate of Colloidal-Particulate Elemental Selenium in Aquatic Systems. *Journal of Environmental Quality*. 33: 559–564.
- Zheng Y. Anderson R. F. Van Geen A. y Fleisher M. Q. 2002. Remobilization of authigenic uranium in marine sediments by bioturbation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 66: 1759–1772.
- Zheng Y., Anderson R. F., Van Geen A. y Kuwabara J. 2000. Authigenic molybdenum formation in marine sediments: A link to pore water sulfide in the Santa Barbara Basin. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64: 4165–4178.

**Anexo I.-** Concentración en sedimento en  $\mu\text{g g}^{-1}$  (ppm) de los elementos analizados de los núcleos HR2 y CR5 a partir de ICP/MS.

Elemento	Ca	Sc	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Rb	Sr	
Unidad de medición	%	ppm	ppm	%	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	
Limite de detección	0.01	0.1	1	0.01	0.1	0.1	0.01	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	
HR2 Profundidad (cm)	1	5.81	2.8	403	1.67	6.7	17.7	18.9	60.8	7.2	0.9	38.5	330
	5	6.75	4.2	439	1.77	7.3	19.9	20.2	60.2	7.2	0.9	40.5	395
	15	4.97	7.3	735	2.67	10.7	28	30.7	96.5	13.9	1.4	69.6	258
	25	6.47	4.8	429	1.82	7.3	19.8	21.2	66.9	8.3	1.1	44.2	372
	30	6.59	4	419	1.67	6.4	17.8	18.2	54.4	7.6	0.7	40.4	353
	46	4.49	6.7	672	2.78	10.4	27.2	28.4	89.1	16.5	1.1	72.5	227
	60	4.75	7.7	719	2.98	10.8	28.3	32.4	102	15.6	1.5	89	268
	76	6.47	6.7	1030	2.54	10	27.2	35	93.3	24.3	1.3	84.3	377
	90	12.7	4.1	2220	1.73	6.7	18.3	17.2	56.2	15.8	1.2	48.5	768
	105	4.66	7.2	667	2.68	10.3	27.2	30.4	95.3	7.1	0.7	64.1	221
	120	3.86	4	406	1.54	6.3	16.7	15.4	52.2	0.3	0.5	34.6	144
	135	3.88	7.8	549	2.79	10.6	29	30.8	99.8	2.5	0.6	58.8	210
150	4.48	6.5	437	2.51	9.4	25.4	26.9	86.2	4.1	2.3	66.9	233	
165	4.01	6.6	418	2.54	9.9	26.6	28	87.2	4.9	1.7	57	201	
CR5 Profundidad (cm)	4	5.66	5.4	408	2.09	8.4	21.2	19.4	62.6	2.7	0.7	45.8	316
	16	5.7	5.7	444	2.26	8.9	23.1	20.7	70.9	6	0.9	49.1	326
	25	5.81	5.5	442	2.07	8.3	21.4	19	67.2	4	0.7	43.4	321
	37	4.67	6.1	486	2.2	8.7	22.3	17.3	69.1	3	0.3	41.5	189
	46	4.97	5	445	1.86	7.5	19.3	13.9	56.6	1.6	0.2	34.1	168
	55	4.72	4.9	440	1.9	7.9	19.7	14.3	57	2.9	0.1	36.1	163
	70	4.55	5.5	462	2.09	8.3	22.1	17	63.3	2.5	0.3	42.3	167
	76	2.95	6	426	2.12	8.3	20.1	17.2	68.6	3.1	0.3	43.9	152
	85	3.79	8.2	532	2.78	11.3	26.7	24.1	88.8	5.3	0.1	55.4	187
	94	4.27	6.6	541	2.53	9.8	23.6	18.3	72.5	3.7	0.2	48.6	181
	105	4.45	7.5	546	2.67	11.1	26.3	21.4	91.3	6	< 0.1	51.9	204
	115	3.95	7.4	535	2.74	10.6	25.8	21.1	80	3.5	0.2	53	178
	126	4.61	5.4	479	2.13	8.4	20.9	15.9	64.3	3.1	< 0.1	41.5	163
	134	4.58	6.7	520	2.45	10.2	24.3	19.6	74.1	6.7	0.3	51.5	185
	144	4.37	5.3	431	1.99	8	20	15.6	59.7	1.8	< 0.1	40.1	151
147	4.43	5.4	455	2.12	8.5	20.6	15.9	62.9	2.9	< 0.1	41.9	162	

## Anexo II.- Continuación...

Elemento	Mo	Ag	Cd	Sn	Sb	Cs	La	Au	Tl	Pb	Th	U	
Unidad de medición	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppb	ppm	ppm	ppm	ppm	
Limite de detección	0.01	0.002	0.01	0.05	0.02	0.02	0.5	0.5	0.02	0.01	0.1	0.1	
HR2 Profundidad (cm)	1	0.38	0.071	0.25	0.82	0.27	5.8	15.1	1.7	0.52	12.7	2.4	1.1
	5	0.42	0.086	0.27	0.79	0.17	5.8	15.3	2.5	0.55	12.4	4	1.2
	15	0.65	0.149	0.43	1.28	0.55	12	25.3	4.6	0.36	29.6	7.7	1.5
	25	0.52	0.08	0.3	0.95	0.43	6.5	16.2	3.2	0.52	13.2	5.5	1.2
	30	0.49	0.08	0.27	0.73	0.27	7.2	14	0.9	0.49	12.1	4.8	1.1
	46	0.68	0.134	0.37	1.33	0.34	17	23.2	< 0.5	0.55	27.5	8.5	1.5
	60	0.79	0.148	0.46	1.41	0.41	23	23.9	1.5	0.58	29.9	9	1.6
	76	0.8	0.148	0.45	1.24	0.49	24	21.4	2.7	1.17	24.7	7.5	1.4
	90	0.79	0.067	0.24	0.76	0.23	11	12.9	0.6	0.29	13.3	5	1.2
	105	0.57	0.147	0.4	1.23	0.21	7.3	23.5	0.6	0.3	25	8.1	1.4
	120	0.24	0.077	0.23	0.56	0.15	3.2	15.1	< 0.5	0.15	11.4	4.2	0.7
	135	0.42	0.149	0.43	1.28	0.22	6.9	24.8	< 0.5	0.31	28.5	9.4	1.4
150	0.95	0.108	0.32	1.15	0.3	12.5	19	< 0.5	0.36	18.6	7.7	1.8	
165	0.61	0.091	0.3	1.2	0.25	4.4	21.1	3.2	0.33	17.7	7.6	1.6	
CR5 Profundidad (cm)	4	1.42	0.056	0.22	0.85	0.12	4.8	18.5	2.9	0.31	14.6	7	1.6
	16	1.42	0.068	0.23	0.92	0.18	5.1	18.8	< 0.5	0.31	15.5	7	1.7
	25	0.82	0.075	0.24	0.86	0.12	4.4	17.7	0.7	0.31	15	6.8	1.5
	37	0.14	0.054	0.21	0.93	0.09	3	20.6	< 0.5	0.23	15.1	7	1
	46	0.13	0.052	0.17	0.72	0.1	2.7	19.3	< 0.5	0.21	12	6.6	1
	55	0.11	0.062	0.17	0.66	0.09	2.9	18.4	< 0.5	0.22	11.3	6.3	0.9
	70	0.14	0.059	0.2	0.82	0.11	3.4	20.2	< 0.5	0.25	13.2	6.9	1
	76	0.15	0.038	0.19	0.94	0.11	2.8	17.6	< 0.5	0.17	13.7	5.3	0.7
	85	0.19	0.049	0.2	1.23	0.13	3.5	23.1	< 0.5	0.29	22.5	9.2	1.3
	94	0.3	0.043	0.2	1	0.12	3.5	21.1	< 0.5	0.25	17.8	8.2	1.1
	105	0.35	0.052	0.2	1.15	0.14	3.6	23.9	< 0.5	0.28	20.2	8.8	1.2
	115	0.16	0.045	0.18	1.14	0.13	3.7	23.1	< 0.5	0.28	21.7	9.3	1.2
	126	0.12	0.064	0.18	0.84	0.1	3.05	20.1	< 0.5	0.22	14.8	7.2	1
	134	0.3	0.059	0.2	1.02	0.13	4.1	22.4	< 0.5	0.26	17.8	7.9	1.1
144	0.16	0.051	0.17	0.78	0.12	3.1	20.3	< 0.5	0.21	13.8	7.1	1	
147	0.21	0.049	0.18	0.83	0.12	3.4	20.3	< 0.5	0.21	14.5	7.3	1.1	

**Anexo III.-** Análisis de componentes principales de los elementos analizados en el sedimento del núcleo HR2 y CR5 (n=30) empleando método Varimax como factor de Rotación. Los valores subrayados son considerados como significativos tomando en cuenta el valor del coeficiente de correlación de Pearson de 0.36 ( $\alpha=0.05$ , n=30).

Variable	Componentes			
	1	2	3	4
<b>Limos</b>	<u>-0.83</u>	0.23	0.21	0.20
<b>C-org</b>	-0.35	-0.07	-0.07	<u>0.58</u>
<b>Al</b>	<u>0.98</u>	0.12	-0.06	-0.02
<b>Ca</b>	<u>-0.42</u>	0.13	<u>0.85</u>	0.21
<b>Mn</b>	0.05	0.16	<u>0.95</u>	-0.08
<b>Fe</b>	<u>0.97</u>	0.18	-0.05	0.06
<b>Co</b>	<u>0.97</u>	0.11	-0.09	0.05
<b>Ni</b>	<u>0.93</u>	0.32	-0.05	0.11
<b>Cu</b>	<u>0.63</u>	<u>0.73</u>	0.04	0.18
<b>Zn</b>	<u>0.87</u>	<u>0.45</u>	-0.04	0.07
<b>As</b>	0.17	<u>0.74</u>	<u>0.54</u>	0.04
<b>Se</b>	0.04	<u>0.69</u>	0.18	<u>0.48</u>
<b>Rb</b>	<u>0.68</u>	<u>0.66</u>	0.18	0.14
<b>Sr</b>	-0.32	0.26	<u>0.82</u>	0.31
<b>Mo</b>	0.07	0.29	0.27	<u>0.82</u>
<b>Ag</b>	0.35	<u>0.83</u>	0.06	0.08
<b>Cd</b>	0.36	<u>0.87</u>	0.09	0.12
<b>Sn</b>	<u>0.86</u>	0.45	0.00	0.11
<b>Sb</b>	0.11	<u>0.91</u>	0.13	0.17
<b>Cs</b>	0.27	<u>0.81</u>	0.35	0.10
<b>La</b>	<u>0.91</u>	0.09	-0.25	-0.08
<b>Au</b>	-0.14	<u>0.64</u>	-0.13	0.37
<b>Tl</b>	0.00	<u>0.81</u>	0.19	0.11
<b>Pb</b>	<u>0.84</u>	<u>0.49</u>	0.05	0.01
<b>Th</b>	<u>0.93</u>	-0.10	-0.06	0.07
<b>U</b>	<u>0.46</u>	<u>0.36</u>	0.12	<u>0.76</u>
<b>% Varianza total</b>	39.00	28.00	12.00	9.00