



UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLOGICAS

"DISTRIBUCION DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE BAHIA SAN
QUINTIN, BAJA CALIFORNIA, MEXICO".

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
P R E S E N T A :
VICTOR HUGO MARTINEZ MAGAÑA

Ensenada, Baja California,

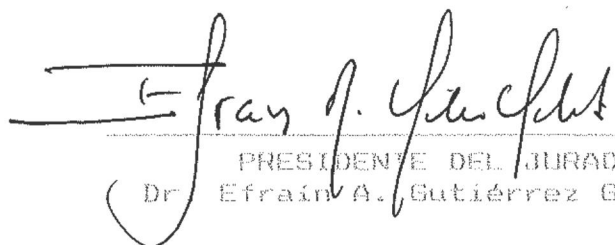
Abril de 1995.

DISTRIBUCION DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE BAHIA SAN
QUINTIN, BAJA CALIFORNIA, MEXICO.

TESIS PROPUESTA A LA
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA

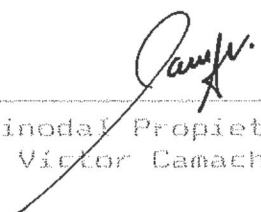
POR
VICTOR HUGO MARTINEZ MAGANA

APROBADA POR:

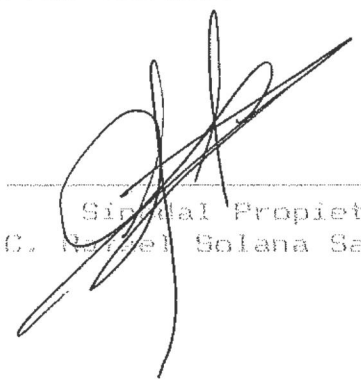


PRESIDENTE DEL JURADO

(Dr. Efraín A. Gutiérrez Galindo



Sinodal Propietario
Dr. Victor Camacho Ibarra



Sinodal Propietario
M.C. Hazel Solana Sansores

RESUMEN

Durante 1972 se realizó una campaña de muestreo de sedimentos superficiales en 39 estaciones en la Bahía de San Quintín, B.C., México. El objetivo del estudio fue conocer la distribución de las concentraciones de los metales pesados totales Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn en tres áreas principales: Bahía Falsa, boca principal y Bahía San Quintín ubicadas en el área de estudio. Se calcularon factores de enriquecimiento de metales pesados en los sedimentos colectados con base en una normalización geoquímica relativa al aluminio. Se determinó la granulometría, el contenido de materia orgánica y carbonatos de calcio para conocer los efectos en la distribución de los elementos en la bahía. Los resultados indicaron una concentración promedio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, peso seco), en la bahía para el Al (39.6 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$), Cd (0.2), Cr (43.0), Cu (8.43), Fe (8.04 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$), Mn (635.1), Ni (45) y Zn (47.9). El análisis de la distribución de los elementos revelaron que las regiones de acumulación se presentaron en los ambientes sedimentarios de marismas y en los biodepositos ostrícolas. En general, las características químicas de los sedimentos locales mostraron un alto contenido de Al en la fracción arenosa pero en los demás metales las concentraciones estuvieron dentro de los niveles naturales. Las altas concentraciones de Al en arenas redujeron la covariación metales:Al en los sedimentos de la localidad. No fue posible reducir el efecto del tamaño de grano en las muestras. Se calcularon los factores de enriquecimiento, advirtiéndose que la interpretación de éstos resultados (y la del análisis univariado), lleva implícito el efecto de las proporciones. La aplicación de técnicas analíticas multivariadas, permitieron asociar los metales analizados en grupos de características similares. El análisis de componentes principales confirman la agrupación del Cd, en el primero; la del Cr y Ni, en el segundo y la del Cu, Fe, Mn y Zn en el tercer conjunto mostrado gráficamente con la localización geográfica de cada uno de éstos, pudiéndose inferir fuentes potenciales de metales al sedimento del área de estudio. Se concluye que la aplicación de la normalización geoquímica no es universal. En Bahía de San Quintín esta técnica no es aplicable por los niveles extremos de Al, típicos de rocas ígneas. Las fuentes potenciales e importantes de metales son las surgencias, el complejo volcánico de Bahía de San Quintín y la descarga de la Cuenca San Simón.

"Quién se alaba se ensucia"
Dicho popular

*Por que nuestro saber y nuestra capacidad son incompletas,
en todas las ciencias nos vemos obligados a emitir juicios
aventurados, pero, esforzándonos, hemos aprendido a reducir
dicho error en límites conocidos y dentro de los cuales
pueda corregirse.*

Sobre la estupidez. Robert Musil. Viena (1934).

DEDICATORIA

A mi madre y hermanos con amor y alegría

A Olqa, Olin y Cuauhtli con amor y felicidad

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Universidad Autónoma de Baja California que, a través del Instituto de Investigaciones Oceanológicas, recibí el apoyo para la realización del presente trabajo, el cual forma parte de los proyectos de investigación que se realizan en la División de Oceanología Química.

A Gilberto Flores Muñoz por su apoyo académico, fundamental para la realización de esta tesis. Además, por su importantísimo apoyo físico, económico y moral.

Al Dr. Victor Camacho Ibar y al M.C. Rafael Solana Sansores por aceptar su participación como sinodales en este trabajo, por su profesional ayuda, así como por sus valiosos comentarios e importantes aportaciones para la realización de esta tesis. Por el especial interés de ambos en mi situación académica, quedo en deuda.

Al M.C. Jorge Ledezma Vázquez, al Dr. Eduardo Santamaría del Angel y a los miembros del Comité de Estudios de Posgrado por su valiosísima ayuda, comprensión y apoyo para poder terminar mis estudios y obtener el grado profesional.

A Ignacio Romero y Julio Villaescusa por su grandiosa ayuda en el trabajo de campo, laboratorio e importantes comentarios y sugerencias.

A Ramón Moreno por su contribución en las figuras de esta tesis.

A los jefes y técnicos de las demás Divisiones del I.I.O., de la misma manera que a las secretarías, mi gratitud por su fina atención.

A todas las personas amables que de una u otra forma me ayudaron a superar el lado áspero de la vida profesional con alegría y aún así permanecer en el anonimato. A todas ellas, mi corazón.

"Es esencial entender y normalizar los efectos de las distribuciones del tamaño de grano y proveniencia sobre la variabilidad de los metales, antes de que las contribuciones antropogénicas puedan ser determinadas"
Loring (1991).

CONTENIDO

	Página
1. INTRODUCCION	1
1.1 Antecedentes	6
1.2 Hipótesis	10
1.3 Objetivos	11
2. MATERIALES Y METODOS	
2.1 Area de estudio	12
2.2 Diseño de muestreo	12
2.3 Muestreo de campo	13
2.4 Análisis químico	
2.4.1 Extracción total de metales pesados en sedimentos	15
2.4.2 Evaluación de materia orgánica en sedimentos	17
2.4.3 Evaluación de carbonato de calcio	17
2.5 Análisis granulométrico	19
2.6 Análisis estadístico	19
3. RESULTADOS	
3.1 Caracterización de la contaminación por metales pesados en sedimentos de Bahía San Quintín.	22
3.1.1 Concentraciones absolutas	22
3.1.2 Normalización geoquímica	26
3.1.3 Análisis Univariado	
3.1.3.1 Distribución espacial de Factores de enriquecimiento de metales pesados	29
3.1.3.2 Diagramas de cajas y bigotes (box and whiskers)	32
3.1.4 Análisis multivariado	
3.1.4.1 Análisis de agrupación (cluster analysis)	38
3.1.4.2 Análisis de componentes principales	41
4. DISCUSION	
4.1 Normalización geoquímica y análisis univariado	44
4.2 Análisis multivariado	48
5. CONCLUSIONES	53
6. BIBLIOGRAFIA	54

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	PAGINA
1. Area de estudio y diseño de muestreo de sedimentos en la Bahía San Quintín, Baja California, México.	14
2. Diagrama de flujo para la extracción de metales totales en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.	16
3. Diagrama de flujo para el análisis de materia orgánica en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.	18
4. Diagrama de flujo para el análisis de carbonato de calcio de sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.	20
5. Distribución espacial de FE para Cd, Cr, Cu y Fe en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México	30
6. Distribución espacial de FE para Mn, Ni y en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.	31
7. Diagramas de caja de los factores de enriquecimiento de Cd, Cr, Cu y Fe en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México. Bahía San Quintín (BSQ), boca principal (bp) y Bahía Falsa (BF).	34
8. Diagramas de caja de los factores de enriquecimiento de Mn, Ni y Zn en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México. Bahía San Quintín (BSQ), boca principal (bp) y Bahía Falsa (BF).	35
9. Dendrograma de renglones del análisis de agrupación obtenida usando el método jerárquico aglomerativo de Ward para los metales pesados en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México	40
10. Plano de localización geográfica de las 6 agrupaciones obtenidas del dendrograma de renglones	42

LISTA DE TABLAS

TABLA	Página
I.- Análisis de sedimento marino certificado (PACSS-1) de la National Research Council de Canadá para metales pesados ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	17
II.- Concentración de metales pesados totales en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.	23
III.- Contenido de materia orgánica (MO), carbonato de calcio (CO_3), granulometría y clasificación de sedimentos para Bahía de San Quintín, Baja California, México.	24
IV.- Factores de enriquecimiento (FE) de metales pesados totales y coordenadas de muestreo para sedimentos de Bahía de San Quintín, Baja California, México.	28
V.- Matriz de carga de las tres componentes principales retenidas y varianza total acumulativa de cada una.	43
VI.- Coeficientes de correlación (r) para las relaciones metal:Al, lodos:Al, metal:Fe y lodos:Fe	46

1. INTRODUCCION:

Los elementos químicos medidos en la corteza terrestre que exceden la densidad del calcio son nombrados metales pesados (Förstner y Withmann, 1981). Algunos de estos elementos conforman una parte sustancial de los sedimentos marinos, como el Fe, el Mn y el Al; además, otros actúan como elementos bioactivos en cantidades traza (ppm), por ejemplo el Cd, el Cu, el Ni y el Zn. Sin embargo, en altas concentraciones pueden inhibir el desarrollo de comunidades biológicas (Bruland, *et al*, 1991). Por lo tanto, los metales pesados tienen significación biológica y son importantes desde el punto de vista toxicológico (Martin y Thomas, 1974).

Los metales pesados, en conjunto, producto de la erosión física y química de las rocas, son introducidos al mar en forma disuelta y particulada a través de la carga continental de ríos, vientos, removilización diagenética y actividades antropogénicas (Libes, 1992). Simultáneamente, los metales pesados también son transportados por advección, a través de surgencias, desde la plataforma continental hasta la costa en donde la productividad primaria y la distribución de material en suspensión gobiernan la eficiencia en el reciclaje y removilización de la columna de agua, al grado de controlar el desarrollo y evolución biológica en esteros y lagunas costeras

(Guelorget y Perthuisot, 1992; Martin y Thomas, 1994).

Recientemente, se ha observado que la acumulación de metales se presenta mayormente en los sedimentos superficiales, ya que los elementos descargados en aguas de esteros y lagunas se asocian al material particulado y se incorporan rápidamente a los sedimentos (Förstner, 1987; Hanson *et al.*, 1993).

La acumulación y distribución de los metales en sedimentos costeros provee un registro espacial y temporal de la historia de contaminación. Razón por la cual se considera que el lecho sedimentario lagunar es un sumidero o fuente temporal de metales, dependiente del régimen hidrodinámico y químico del ambiente de depositación, así como de las actividades biológicas (Postma, 1981; Reynoldson, 1987; Cauwet, 1987). Estudios recientes muestran que los sedimentos son una mezcla heterogénea de diversos componentes minerales enlazados a una matriz, a través de uniones relativamente débiles (Buffle, 1988; Fernex, *et al.*, 1986; Horowitz, 1991). El tamaño de grano de la matriz es un sustrato físico de acumulación de metales que interactúa con factores químicos y biológicos. Estos factores determinan la distribución de los elementos sobre fases geoquímicas naturales de carbonato de calcio, hidróxidos de hierro o manganeso, o materia orgánica reciente, entre otros, las cuales recubren a los granos de

sedimento. La fraccionación hidráulica y mineralógica de las partículas depositadas acumula metales pesados en sedimentos de grano fino, principalmente en lodos (limos y arcillas o fracción $>63 \mu\text{m}$).

Tal complejidad fisicoquímica de los sedimentos, asociada a la componente biológica de los sistemas sedimentarios costeros, hacen difícil la comparación directa de concentraciones de metales pesados en sedimentos sin compensar los efectos mineralógicos y de tamaño de grano sobre la variabilidad natural en diferentes muestras, al grado de no poder cuantificar la contribución antropogénica de metales al ambiente (Loring 1991; 1992).

De los diversos métodos utilizados para eliminar o minimizar los efectos señalados, la normalización y análisis de factores geoquímicos son aproximaciones muy empleadas. La primera compensa la variabilidad granular y mineralógica natural. La segunda ayuda a conocer cómo se asocian los sustratos geoquímicos del sedimento que controlan la distribución de metales pesados (Loring, 1991).

El aluminio es químicamente estable y su comportamiento es de tipo conservativo. Además, este elemento es el mayor constituyente de aluminosilicatos de grano fino (arcillas). Por ambas propiedades, el aluminio se utiliza como elemento normalizador de datos de metales pesados en sedimentos

(Horowitz, 1991; Loring, 1991; 1992).

La comparación de razones elementales a través del cálculo de un factor de enriquecimiento ayuda a inferir cuáles factores químicos, mineralógicos o texturales controlan la variabilidad de datos de metales pesados en sedimentos de ambientes lagunares y estuarinos (Loring, 1991).

Las lagunas costeras son cuencas depositacionales muy productivas (Martin y Thomas, 1994), de gran potencial económico (Guelorget y Perthuisot, 1992). Tales cuerpos de agua son utilizados para acuicultura y turismo, entre otras actividades (Péna y Picot, 1991). Una característica típica de estos ambientes son las altas concentraciones de materia orgánica particulada (Martin y Thomas, 1994), la cual acumula metales pesados a través de reacciones de complejación (Büffle, 1988; Bruland *et al*, 1991; 1994). Estas interacciones organometálicas cumplen una función importante en la distribución de fases sólidas y solubles de los metales, acumulándolos en el lecho sedimentario. Consecuentemente, procesos de remineralización de la materia orgánica en la interfase sedimento-agua, pueden provocar una redistribución de los metales pesados (Martin y Thomas, 1994; Bruland, *et al*, 1994), asociada a la reducción bacteriana o desasimilatoria de Fe^{3+} y Mn^{4+} (Lovly, 1991). El Fe^{3+} y el Mn^{4+} son elementos

"depuradores" asociados al ciclo biogeoquímico de la materia orgánica (Bruland, et al, 1991; Martín y Thomas, 1974). No obstante, la inmovilización por sedimentación domina para la mayoría de éstos elementos y hace que su potencial contaminante permanezca en el ambiente tiempo después de haber sido depositados en los sedimentos, pudiendo producir efectos adversos a la flora y fauna silvestres, incluyendo especies cultivadas en lagunas costeras (Nishikawa-Kinomura, 1978a; Reynoldson, 1987; Takayanagi, 1970; Kersten y Förstner, 1991; Peña y Picol, 1991).

Los desarrollos acuícolas pueden ser afectados por un enriquecimiento de metales en sedimentos, ya que los cultivos pueden modificar el ambiente según el arte de cultivo, el nivel de producción y las características biológicas, químicas y físicas del área cultivada (GESAMP, 1991). Los organismos cultivados de interés económico que más impacto ejercen sobre el ambiente acuícola son los filtroalimentadores (moluscos bivalvos), y las modificaciones ambientales más sobresalientes creadas por éste componente biológico del sistema, son aquellas producidas por biodepositación, disminución del contenido de oxígeno y control del desarrollo planctónico (Jørgensen, 1970; GESAMP, 1991). Haven y Morales-Alamo (1966) señalan que la biodepositación de ostiones

cultivados en suspensión a nivel comercial, modifica las características fisicoquímicas y biológicas del medio sedimentario, a causa del traspaso de material orgánico particulado, en forma de excretas, de la columna de agua al sedimento. La biodepositación altera la redistribución de los metales pesados en el ambiente, modificando la partición química de los elementos en el ambiente (Reynoldson, 1987).

En Bahía de San Quintín son escasos los estudios de la distribución espacial de metales pesados en sedimentos, así como la influencia potencial que puedan tener los biodepósitos del ostricultivo ubicados en Bahía Falsa.

1.1 ANTECEDENTES:

Bahía San Quintín es una laguna costera, debido a la poca o nula descarga de agua dulce proveniente de ríos, a la pequeña relación largo/profundidad y a su comunicación permanente con el mar del cual es separado por una barra arenosa (Lankford, 1977). Esta característica determina que el agente dinámico dominante sea la marea astronómica (Vélez, 1986). En consecuencia, la morfología de la cuenca es resultado del efecto direccional del vector momentum de flujos de agua, o "bombeo de marea". La ubicación de canales de transporte relativamente profundos bordeando la orilla Este de Bahía Falsa y la parte Oeste de Bahía San

Quintín, se relacionan con la mayor erosión provocada por flujos concentrados de entrada; mientras que la ubicación de zonas de bajos o mesetas, se relacionan con reflujos dispersos de salida. Además, la asimetría de la marea en esta zona, entre reflujos grandes y flujos menores, explica la estabilidad de la laguna y su capacidad de autodragado de sedimentos, impidiendo el cierre de la boca principal y manteniendo un intercambio constante con el mar adyacente (Martori-Oxamendi, 1989). De esta forma, la hidrodinámica local establece un equilibrio con la sedimentología, al grado de que la distribución de los sedimentos puede relacionarse al gradiente sedimentario de arenas a limos y limos a arcillas, desde la boca principal hacia ambas cabeceras de la laguna (Gorsline y Stewart, 1962).

La Bahía de San Quintín ha sido objeto de diversos estudios y actualmente es reconocida la influencia de aguas de surgencias provenientes del mar adyacente (Alvarez y Alvarez, 1982), las cuales aportan nutrientes a la bahía (Millán-Núñez *et al*, 1982; Lara-Lara *et al*. 1980), y metales pesados asociados, principalmente Cd (Lares-Reyes, 1988; Gutiérrez-Galindo *et al*, 1991; Olmos-Aguilera, 1992). Los aportes de nutrientes de esta fuente oceánica hacen de la laguna un ambiente altamente productivo (Lara-Lara y Alvarez-Borrego, 1975). En segundo orden de importancia están los aportes continentales a través de arroyos o

transporte eólico (Gorsline y Stewart, 1962).

El potencial natural de la bahía ha sostenido el desarrollo acuícola en Bahía Falsa desde hace más de quince años (López-Dado, 1987; Villarreal-Chávez, 1993). Actualmente, es la zona ostrícola de más auge en la región occidental de la península de Baja California (comunicación personal, Delegación Federal de Pesca, 1994). Sin embargo, esta industria representa la carga de aproximadamente 400 kg/día de heces y pseudoheces (Carrillo-Sánchez, 1985). Los biodepositos, a su vez, modifican el ambiente de la localidad, creando condiciones reductoras (Carrillo-Sánchez, 1985; Villarreal-Chávez, 1993), las cuales pueden favorecer la redistribución de los metales pesados, tal como ocurre en otras lagunas ostrícolas del mundo (Haven y Morales-Alamo, 1966; Nishikawa-Kinomura, 1978a; Takayanagi, 1991; Manud et al, 1992, 1993).

Estudios recientes, sugieren que la influencia de los eventos de surgencias determinan la variabilidad de los metales pesados en la bahía (Láres-Reyes, 1988; Gutiérrez-Galindo et al. 1991).

Láres-Reyes (1988), en su estudio sobre la variación de cadmio y mercurio biodisponibles en mejillones y macroalgas del área marina de la bahía, encontró que la fracción disuelta de Cd determinó la asimilación de éste elemento por *Mytilus californianus*, superando en primavera los

límites permitidos por las legislaciones de Australia y E.U.A para marisco de consumo humano ($2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ peso húmedo).

Gutiérrez-Galindo *et al*, (1991), por otro lado, en su estudio de metales pesados sobre ostiones cultivados en Bahía Falsa y sus biodepósitos, sugieren que la acumulación de Al, Cd, Cu, Mn y Zn en el ostión *Crassostrea gigas* depende de la ocurrencia e intensidad de eventos de surgencias y resuspensión de partículas por corrientes de marea. Además, mencionan que los biodepósitos favorecen el enriquecimiento de Cd, Cu y Zn dos veces, mientras que el Al y Mn se acumulan en los sedimentos hasta seis veces más con respecto a una estación control alejada de la zona de cultivo. Esto implicó, que en moluscos para consumo humano, los niveles de Cd fueran ligeramente mayores a los valores máximos recomendados por legislaciones de E.U.A.

Sin embargo, Olmos-Aguilera (1992) en su estudio sobre la variabilidad a corto y largo plazos de Al, Cd, Cu, Mn y Zn en *C. gigas* y *Ulva lactuca* (alga incrustante en las artes de cultivo), de la zona ostrícola del Bahía Falsa, no encontró que las concentraciones de los metales analizados en *Crassostrea gigas* y *Ulva lactuca* registraron significativas y frecuentes fluctuaciones de corto plazo, pero que no mostraron patrones de variación asociados al índice de surgencias, por lo que Olmos-Aguilera sugiere dos

cosas. La primera consiste en que en el interior de Bahía San Quintín las aguas de surgencia pudieran no ser una fuente importante de metales al medio. La segunda es que el periodo o amplitud en que se realizó el estudio fueron insuficientes para resolver dicha asociación. De tal forma, Olmos-Aguilera concluye que la falta de asociación entre el índice de surgencias, fosfatos y clorofila *a* y las concentraciones registradas, indican que las determinaciones en una sola localidad de la bahía (zona de ostricultivo) son insuficientes para representar las fluctuaciones de periodo corto de las variables en cuestión.

Este problema de muestreo también fue observado por Pro-García (1990) en su estudio de metales traza biodisponibles en el ostión *Crassostrea gigas* y en biodepósitos de la zona de maricultivo de Bahía San Quintín, B. C., por lo que sugirió un estudio sistemático que abarcara las otras zonas del Área de estudio para conocer en forma general, cómo se distribuyen los metales en los sedimentos lagunares de la localidad.

1.2 HIPOTESIS:

1.2.1.- Dado que la bahía de San Quintín carece de una actividad industrial metal mecánica, la cual genere grandes masas de metales que repercutan en la calidad química de

los sedimentos de la bahía, la contaminación por estos elementos en la localidad de estudio carece de importancia significativa y sus concentraciones en el sedimento están determinadas fundamentalmente por procesos naturales.

1.2.2.- Los niveles de metales pesados en los sedimentos del área de estudio están asociados con material orgánico e inorgánico de grano fino.

1.3 OBJETIVOS

General:

Caracterizar la distribución espacial y la contaminación por metales pesados en sedimento superficial de la bahía de San Quintín, Baja California, México.

Particulares:

1.3.1.- Determinar la concentración total y la distribución de Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn en los sedimentos superficiales de Bahía Falsa, la boca principal y Bahía San Quintín.

1.3.2.- Calcular los factores de enriquecimiento de metales pesados en sedimentos superficiales, con base en una normalización geoquímica de metales, relativa al aluminio como elemento conservativo.

1.3.3.- Evaluar la granulometría, el contenido de materia orgánica y carbonatos de calcio y determinar su asociación con la distribución espacial de los elementos

examinados en la bahía.

2. MATERIALES Y METODOS:

2.1 Area de Estudio.

La Bahía de San Quintín es una laguna costera poco profunda, de origen tectónico, subtipo volcánico (Lankford, 1977). Se encuentra ubicada en la costa del Pacífico al Norte de Baja California, México, entre los $30^{\circ}24'$ - $30^{\circ}30'$ latitud Norte y $115^{\circ}57'$ - $116^{\circ}01'$ longitud Oeste (Fig.1). Abarca una superficie de 41.6 Km^2 , con profundidad promedio de 2m. El clima semiárido de la región reduce el aporte de agua dulce a la laguna, excepto por los escurrimientos de invierno a través del arroyo San Simón (al sur de la bahía San Quintín). Fisiográficamente puede dividirse en tres partes principales: Bahía San Quintín, al Este; la boca principal, al Sur; y Bahía Falsa, al Oeste. Bahía San Quintín tiene 11.5 Km de largo y se caracteriza por un fondo irregular, con un canal de 10 m en su primer tercio, donde se reportaron corrientes de marea de 1 m/seg. Bahía Falsa presenta 5.6 Km de largo y consiste de una meseta submarina poco profunda (2m). El canal de entrada se mantiene permanentemente abierto al océano y su profundidad máxima es de 15 m, disminuyendo hacia el interior de la laguna (Ocampo, 1980).

2.2 Diseño de Muestreo.

Debido a que el ambiente sedimentario del Área de estudio es muy heterogéneo, se propuso un muestreo en dos etapas (Gilbert, 1987), que permitiera el reconocimiento general de la distribución de los metales pesados en la Bahía de San Quintín.

Considerando la granulometría, la primer etapa del muestreo consistió en dividir el Área de estudio en tres zonas: Bahía San Quintín, boca principal de la laguna y Bahía Falsa. A su vez, en cada sector fueron seleccionados sistemáticamente los transectos con arranque aleatorio. La división de cada zona fue realizada en proporción al tamaño de cada sector, obteniendo un número de muestra particular para cada una: $n_{BSQ} = 9$ transectos; $n_{BF} = 2$ transectos y $n_{BL} = 3$ transectos.

Se tomó una dimensión por cuadrante de 1 m^2 , como superficie óptima (Pringle, 1984), y se determinó un tamaño de muestra definido ($m_i = 3$ cuadrantes por transecto). En la segunda etapa se aplicó también un muestreo con arranque aleatorio.

En la figura 1 puede observarse el arreglo espacial del área de muestreo. En la aplicación del muestreo se consideró que la distribución de los metales pesados es homogénea y que el muestreo es aleatorio e independiente.

2.3 Muestreo de Campo:

Las muestras de sedimento fueron colectadas en treinta y

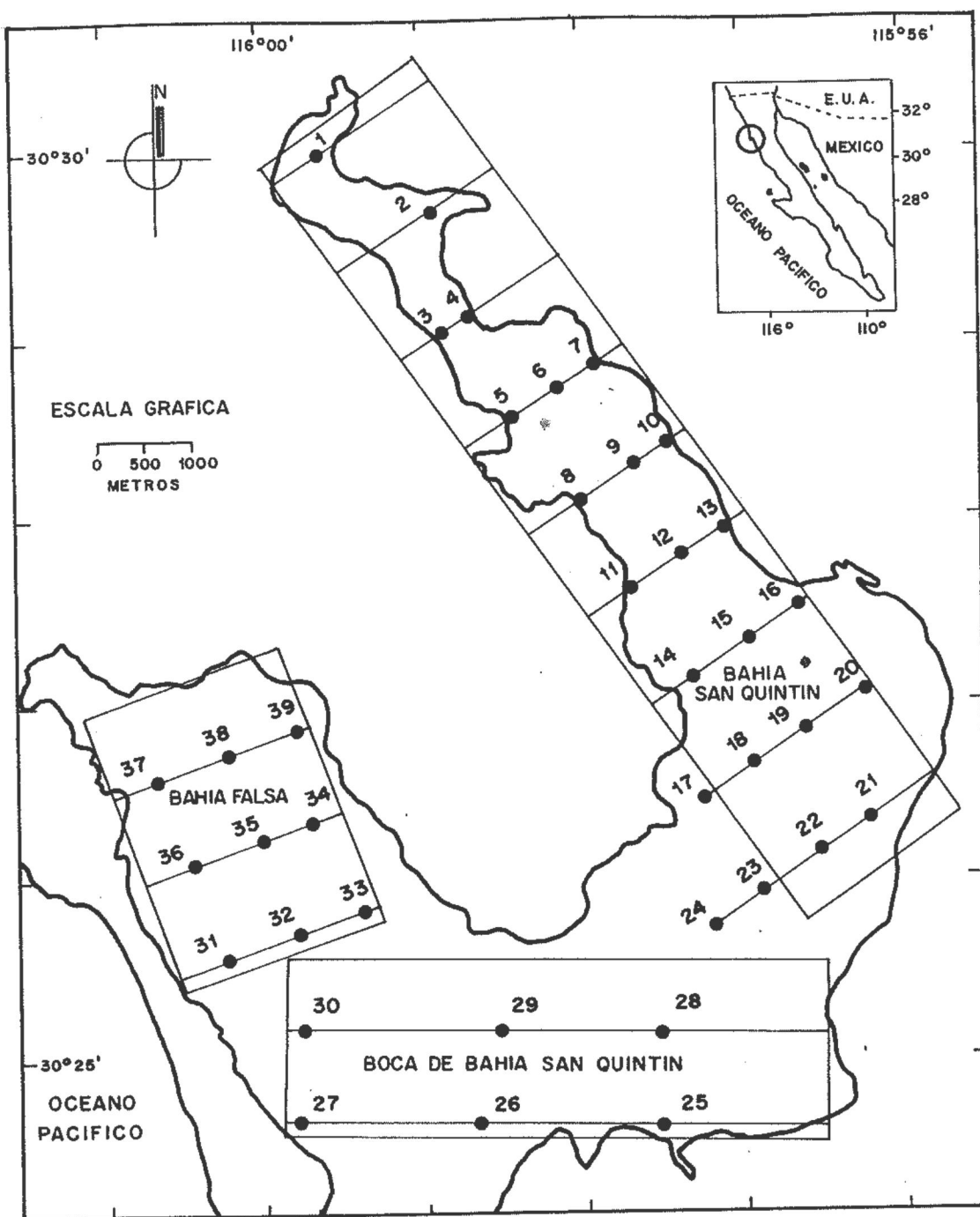


Figura 1.- Area de estudio y diseño de muestreo de sedimentos en la Bahía San Quintín, Baja California, México.

nueve estaciones durante los días 29 y 30 de Octubre y 10 y 11 de Noviembre de 1992. Las estaciones fueron localizadas geográficamente mediante un equipo portátil de navegación personal Transpak GPS. Los sedimentos superficiales fueron colectados por buzos, utilizando nucleadores de polipropileno previamente descontaminados y se mantuvieron en congelación (-20 °C), hasta su posterior análisis en el laboratorio.

2.4 Análisis químico.

2.4.1 Extracción total de metales pesados en sedimentos.

Para el análisis de sedimentos superficiales fué extraída una submuestra de aproximadamente un gramo de sedimento húmedo, tomado de la parte superior de cada núcleo, con el fin de considerar únicamente los niveles más recientes de metales, aplicando la técnica propuesta por Loring y Rantala (1992). La extracción de los elementos consiste en realizar una digestión fuerte con ácidos minerales concentrados, a altas temperaturas, dentro de bombas de presión especiales, con el objeto de disolver la matriz inorgánica (Fig. 2).

Posteriormente, los metales pesados en solución fueron medidos en un espectrofotómetro de absorción atómica, Thermo Jarrell Ash, modelo Smith Hittje 12. Para los elementos Cu, Fe, Mn, Ni y Zn se utilizó una llama de aire y acetileno. Para el Al una llama de acetileno y óxido

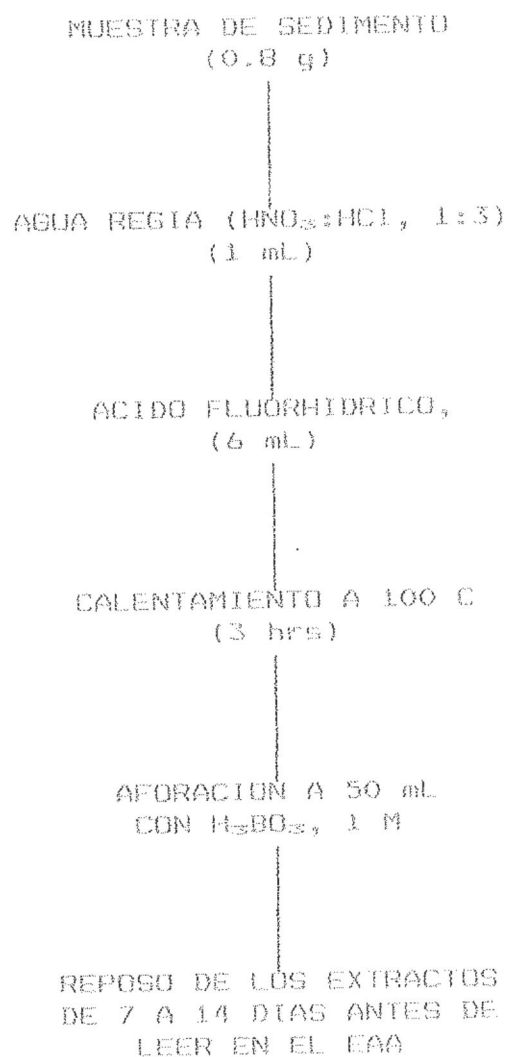


Figura 2.- Diagrama de flujo para la extracción de metales totales en sedimentos de Bahía San Quintín, B.C., México

nitroso, mientras que para el Cd se empleó un horno de grafito con control de temperatura automático, y un sistema de inyección FASTAC. El control de calidad de los análisis en la muestra se llevó a cabo utilizando sedimento certificado (PACS-1) y un blanco en cada corrida de 6 muestras (Tabla I).

Tabla I.- Análisis de sedimento marino certificado (PACSS-1) de la National Research Council de Canadá para metales pesados ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Metal	n	referencia	este estudio	% de recuperación
Al	6	12.2 % $\pm$ 0.22	10.1 $\pm$ 2.96	82.7
Cd	6	2.38 $\pm$ 0.20	2.4 $\pm$ 0.08	101
Cr	4	113 $\pm$ 8	87.2 $\pm$ 44.4	80
Cu	6	452 $\pm$ 16	422.7 $\pm$ 0.01	93.5
Fe	6	6.96% $\pm$ 0.12	7.5 $\pm$ 0.21	107.5
Mn	5	470.0 $\pm$ 12	410.3 $\pm$ 16.8	87.3
Ni	4	44.1 $\pm$ 2	58.6 $\pm$ 27	132.8
Zn	3	824 $\pm$ 22	850.7 $\pm$ 11.9	103.24

2.4.2 Evaluación de materia orgánica en sedimentos.

El contenido de materia orgánica en los sedimentos de Bahía San Quintín fué realizado (Fig.3), según la técnica propuesta por Walkey y Black (1934), modificada por Jackson (1976). Una submuestra de 0.5g de sedimento seco y homogeneizado fué tratado con $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (1 N) y H_2SO_4 concentrado. El exceso de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ fué medido contra $\text{Fe}_2(\text{NH}_4)\text{SO}_4$ (0.5 N). El Ag_2SO_4 fue usado para prevenir la oxidación del ion clorato (ya que son sedimentos de origen marino). El método fué calibrado utilizando dextrosa y cada

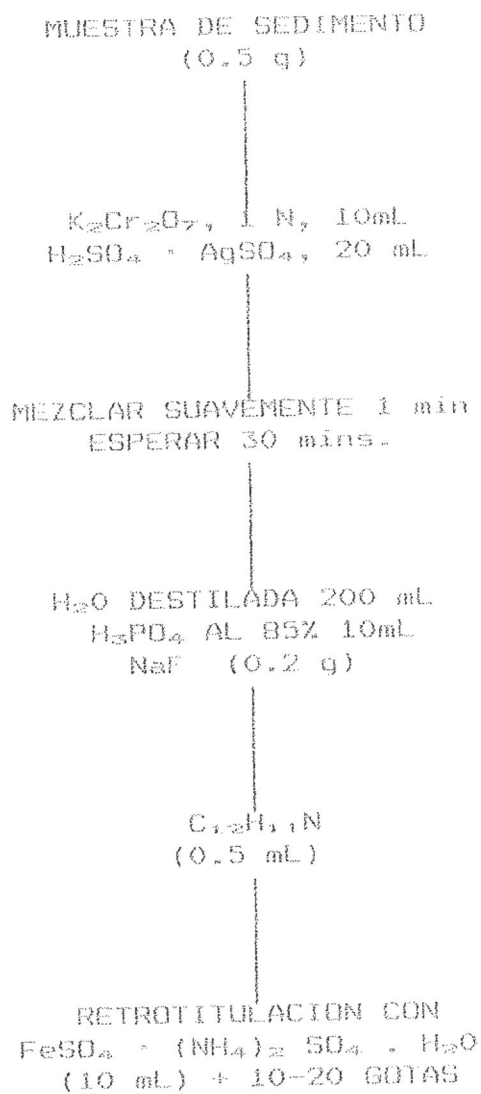


Figura 3.- Diagrama de flujo para el análisis de materia orgánica en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.

muestra fué analizada por triplicado.

2.4.3 Evaluación de carbonato de calcio.

La aplicación de un análisis gravimétrico con base en la ley Boyle/Gay-Lussac a presión, temperatura y volumen constantes, permitió evaluar el contenido de este mineral (Fig. 4), modificando únicamente el peso y volumen propuestos por Loring y Rantala (1992).

2.5 Análisis granulométrico.

Para el análisis granulométrico fueron empleadas las metodologías de separación y clasificación de sedimentos propuestas por Folk (1974). La aplicación de la primer técnica de separación, permitió dividir las arenas de los limos y arcillas, utilizando un tamiz de 63 μm de apertura. Con el segundo procedimiento, fué posible separar los limos de las arcillas empleando el método de pipeta. Con los valores obtenidos, los sedimentos fueron clasificados con diagramas ternarios (arena:limos:arcillas).

2.6 Análisis estadístico.

Para conocer la distribución espacial de los metales pesados, se utilizaron dos técnicas gráficas de exploración univariada de datos. Por un lado, se graficaron los datos de los factores de enriquecimiento para cada muestra y para observar tendencias de acumulación en el área de estudio (distribución general). Por otro lado, para comparar el comportamiento de la distribución de los metales en

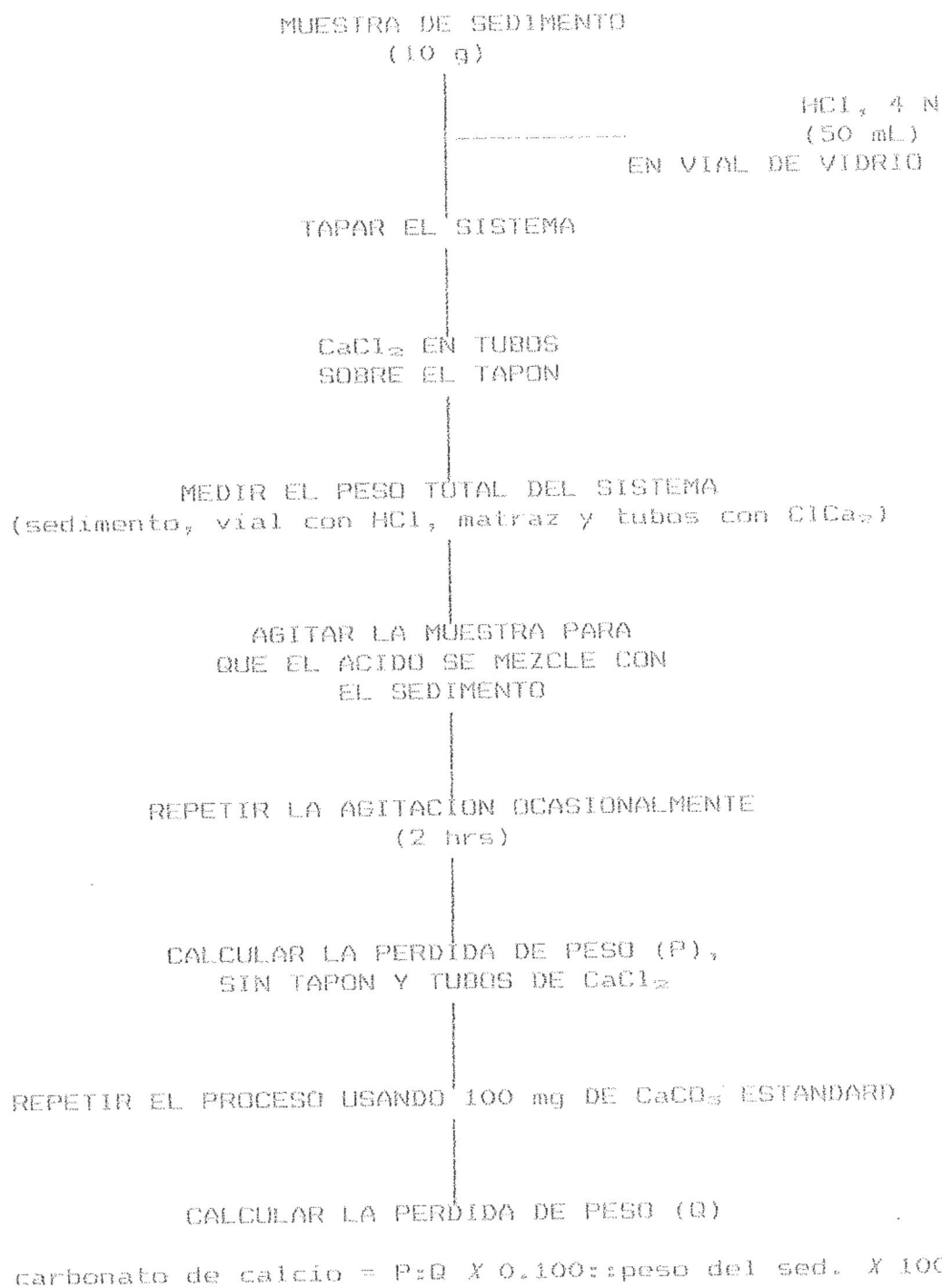


Figura 4.- Diagrama de flujo para el análisis de carbonato de calcio de sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México.

sedimentos de Bahía Falsa, Boca Principal y Bahía San Quintín respectivamente (reparto por zonas), fueron graficados los factores de enriquecimiento en diagramas de caja para cada metal. Las cajas muestran la localización, la dispersión y el sesgo de un conjunto de datos, como recurso para observar la distribución de metales en sedimentos, a través de medidas de tendencia central (mediana y cuartiles) y de variabilidad (intervalo y valores cercanos o extremos de las distribuciones).

El análisis exploratorio de datos mostrados en las gráficas de distribución y diagramas de cajas, representa parte del análisis preliminar, o univariado de esta investigación. Además, para agrupar y asociar los datos de concentración de metales pesados en sedimentos de Bahía de San Quintín se utilizaron dos métodos multivariados: el análisis de agrupación (clusters) y el análisis de componentes principales.

Para identificar la mejor relación entre grupos de observaciones relativamente homogéneos en un conjunto de datos individuales, en el análisis de agrupación se utilizó una matriz de distancias euclidianas estandarizadas y un método jerárquico aglomerativo (de Ward). Sobre la representación gráfica de esta relación (dendrograma) se determina un valor crítico de distancia para delimitar un número de agrupaciones específico.

Se aplicó un análisis de componentes principales para simplificar el estudio de la representación multidimensional de los datos (escalamiento multidimensional), a lo más en dos o tres dimensiones (componentes principales) y poder distinguir la mejor asociación entre variables determinantes de la distribución de metales pesados en sedimentos de Bahía de San Quintín.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con la ayuda del paquete estadístico SYSTAT (Wilkinson, 1987).

3 RESULTADOS:

3.1 Caracterización de la contaminación por metales pesados en sedimentos de Bahía San Quintín.

Los resultados obtenidos de cada uno de los tratamientos son descritos a continuación.

3.1.1 Concentraciones absolutas.

Tanto el Al como el Fe serán manejados como porcentajes. Las concentraciones promedio del Al y Fe, por ejemplo, ($Al_{prom}=39.6 \text{ mg.g}^{-1}$; $Fe_{prom}=8.04 \text{ mg.g}^{-1}$), serán expresadas como $Al_{prom}=3.96\%$ y $Fe_{prom}=.08\%$, respectivamente.

Los datos químicos y texturales (Tablas II y III), mostraron que las arenas de Bahía San Quintín contienen concentraciones promedio de Al (3.96%), relativamente altas (>3%; Loring, 1991). Contrastando, el contenido de materia orgánica fue bajo (<0.3%) en casi todas estas muestras arenosas, excluyendo dos ($x_{12}=3.1$ y $x_{27}=1.38$). Los niveles

23

Tabla 11.- Concentración de metales pesados totales en sedimentos de Bahía de San Quintín, Baja California, México.

Muestra	Al (mg/g)	Cd (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Fe (mg/g)	Mn (µg/g)	Ni (µg/g)	Zn (µg/g)
1	22.2	0.32	57.8	15.86	9.3	678.2	41.8	90.4
2	* 31.2	0.14	30.7	3.93	10.04	778.3	48.1	37.2
3	19.9	0.12	27.1	7.05	8.47	859.7	30.0	66.8
4	49.9	0.13	33.1	5.70	6.47	941.7	47.4	78.0
5	20.5	0.16	34.1	11.04	9.91	653.6	35.8	51.0
6	10.9	0.28	37.5	13.70	10.32	653.4	36.2	85.4
7	45.0	0.15	37.4	6.35	5.57	523.4	44.6	16.3
8	35.7	0.12	19.9	2.35	4.71	453.8	31.8	20.0
9	15.4	0.21	31.4	13.14	10.04	665.6	32.8	42.5
10	11.6	0.16	34.5	9.63	7.66	522.0	34.0	25.2
11	36.3	0.18	92.2	6.76	7.14	429.7	73.8	8.6
12	9.7	0.29	27.6	12.24	9.45	653.4	32.4	34.4
13	* 57.1	0.08	23.6	3.99	3.62	328.0	37.9	13.0
14	24.8	0.27	46.4	10.59	11.25	649.3	55.8	17.7
15	30.6	0.27	57.5	18.11	11.93	802.4	56.3	64.8
16	* 57.4	0.08	21.8	1.84	5.58	430.2	36.2	29.6
17	31.5	0.29	31.6	7.80	8.42	586.4	35.9	55.2
18	37.5	0.15	33.7	9.35	7.84	657.7	40.4	56.4
19	29.9	0.25	44.2	20.52	10.15	631.4	48.0	107.1
20	45.3	0.11	42.2	11.50	9.33	986.8	48.5	69.8
21	50.0	0.11	56.6	13.36	7.69	682.5	50.8	51.6
22	48.2	0.13	48.8	16.21	7.68	781.3	44.3	88.1
23	53.6	0.15	48.6	18.21	7.38	754.5	48.3	81.0
24	32.7	0.30	37.2	12.06	7.97	494.6	41.4	52.3
25	41.1	0.21	42.5	6.71	7.86	734.9	41.5	65.5
26	* 71.5	0.11	40.9	3.04	7.26	792.2	34.1	38.3
27	* 43.0	0.09	24.9	3.05	7.06	345.0	33.1	17.7
28	* 45.5	0.13	53.4	4.67	6.63	392.8	76.7	41.0
29	* 37.6	0.13	55.8	2.35	6.81	596.5	49.3	49.7
30	44.3	0.25	39.1	5.31	7.59	598.4	38.1	40.3
31	* 39.2	0.19	85.2	2.41	7.97	661.0	105.0	41.6
32	28.9	0.15	43.5	6.00	8.43	673.0	25.1	45.7
33	* 66.4	0.17	24.9	3.30	6.56	489.5	29.1	35.3
34	54.2	0.44	45.3	8.51	9.58	611.6	32.7	40.0
35	55.1	0.29	52.1	8.28	9.27	711.6	33.6	63.3
36	60.4	0.25	71.0	4.74	6.31	696.3	88.2	34.8
37	60.6	0.24	48.4	5.61	8.10	714.5	45.1	46.9
38	41.6	0.57	37.9	6.17	7.83	538.7	38.3	31.4
39	49.8	0.30	55.2	7.21	8.48	616.1	53.6	36.3
media	39.6	0.20	43.0	8.43	8.04	635.1	45.0	47.9
máximo	71.5	0.57	92.2	20.52	11.93	986.8	105.0	107.1
mínimo	9.7	0.08	19.9	1.84	3.62	328.0	25.1	8.6

Tabla III.- Contenido de materia orgánica (NO), carbonato de calcio (CO₃), granulometría y clasificación de sedimentos para Bahía de San Quintín, Baja California, México.

Mues	M. D.	CO ₃	Arenas	Limos	Arcilla	Tipo de Sedimento
tra						
1	2.35%	0.10%	39.86%	30.86%	29.28%	ArLi
2 *	<u>0.43%</u>	0.08%	96.80%	3.20%	0.00%	Ar
3	<u>1.86%</u>	<u>4.83%</u>	63.78%	23.64%	7.90%	ArLi
4	<u>1.33%</u>	<u>1.44%</u>	60.08%	25.81%	13.61%	ArLo
5	<u>2.81%</u>	0.08%	44.97%	30.12%	22.46%	ArLo
6	<u>2.78%</u>	0.25%	13.42%	65.52%	21.26%	LiAr
7	<u>1.91%</u>	N.D.	63.79%	23.38%	10.21%	ArLo
8	0.58%	N.D.	71.88%	27.84%	0.77%	ArLi
9	<u>2.66%</u>	0.23%	36.20%	36.38%	22.78%	LoAr
10	<u>2.37%</u>	<u>10.02%</u>	65.82%	18.78%	14.63%	ArLo
11	<u>0.79%</u>	N.D.	84.38%	11.51%	4.11%	ArLi
12	0.00%	0.09%	25.84%	66.09%	8.10%	LiAr
13 *	0.58%	N.D.	86.72%	13.28%	0.00%	ArLi
14	<u>1.55%</u>	N.D.	50.59%	35.64%	12.80%	ArLi
15	<u>3.33%</u>	N.D.	19.77%	44.88%	27.67%	LoAr
16 *	<u>3.10%</u>	0.08%	96.68%	3.32%	0.00%	Ar
17	<u>1.89%</u>	N.D.	54.51%	31.55%	14.86%	ArLo
18	1.40%	0.02%	69.61%	6.59%	21.57%	ArArc
19	2.03%	N.D.	60.08%	25.81%	13.61%	ArLo
20	0.62%	N.D.	74.65%	25.04%	2.36%	ArLi
21	0.76%	N.D.	78.61%	12.34%	9.26%	ArLo
22	1.68%	N.D.	37.77%	35.52%	22.97%	LoAr
23	1.27%	0.10%	42.58%	40.04%	25.89%	LoAr
24	2.23%	0.07%	31.95%	28.86%	24.06%	LoAr
25	0.89%	0.02%	52.38%	24.01%	20.78%	ArLo
26 *	<u>0.43%</u>	0.79%	97.06%	2.90%	0.00%	Ar
27 *	<u>1.38%</u>	N.D.	98.08%	1.92%	0.00%	Ar
28 *	<u>0.48%</u>	0.19%	89.05%	10.95%	0.00%	ArLi
29 *	<u>0.28%</u>	0.04%	98.13%	2.25%	0.00%	Ar
30	0.05%	N.D.	71.78%	17.04%	8.86%	ArLo
31 *	<u>0.37%</u>	N.D.	88.40%	11.79%	0.00%	ArLi
32	<u>1.99%</u>	N.D.	66.82%	21.80%	10.39%	ArLo
33 *	<u>0.26%</u>	N.D.	93.75%	6.25%	0.00%	Ar
34	<u>2.96%</u>	0.01%	51.30%	36.54%	12.52%	ArLi
35	<u>2.21%</u>	N.D.	42.27%	45.83%	6.40%	LiAr
36	<u>0.53%</u>	N.D.	58.99%	33.54%	7.03%	ArLi
37	0.93%	N.D.	30.03%	60.00%	6.05%	LiAr
38	<u>2.57%</u>	0.32%	39.00%	46.14%	15.27%	LiAr
39	<u>1.16%</u>	N.D.	7.26%	72.59%	8.17%	LiAr

de carbonato de calcio también fueron bajos.

El contenido de carbonato de calcio, en general, se considera de poca importancia en este ambiente lagunar, por lo que no será considerado en la descripción de los resultados. Las excepciones a esta generalidad son las muestras ($x_3=4.83$; $x_4=1.44$ y $x_{10}=10\%$), situadas al noreste de Bahía San Quintín (aprox. muelle y molino viejos). En esta región existen sedimentos marinos y arenas de dunas del cuaternario, parcialmente cubiertas por depósitos aluviales recientes (Orme, 1974). El número de muestras arenosas con alto contenido de Al y bajo de materia orgánica, conforman un 25% de la población muestreada ($n=39$).

Los otros metales presentaron valores promedio similares a los niveles reportados para la corteza terrestre promedio (Taylor, 1964). Sin embargo, se observaron algunas muestras con valores altos de todos los metales (subrayados también en Tablas II y III, respectivamente).

El Cd mostró valores relativamente altos ($>0.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) en muestras de sedimentos arenolimosos (ArLi) y limoarenosos (LoAr) de Bahía San Quintín y Bahía Falsa. En esas muestras el contenido de materia orgánica también fue relativamente alto ($>2.4\%$). Fueron sobresalientes las concentraciones en las muestras bajo la región del ostricultivo de Bahía Falsa, las cuales superaron en una,

dos y hasta tres veces el valor promedio ($x_{34}=0.44$; $x_{35}=0.57$ y $x_{36}=0.3\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Más de un 10% de las muestras ($n=5$), presentaron concentraciones 1.5 y hasta más de dos veces los valores promedio respectivos. Las arenas limosas con alto contenido de Ni y Cr ($x_{11}=92.2$ y 73.8 ; $x_{31}=85.2$ y 105 , $x_{36}=71$ y $81.2\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente), no presentaron valores significativos de materia orgánica, excepto $x_1(=57.8\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; para Ni) y $x_{15}(=57.5$ y $56.3\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; para ambos).

El Cu, Fe, Mn y Zn, por su parte, se presentaron con concentraciones relativamente altas en sedimentos LoAr y ArLi de Bahía San Quintín, casi exclusivamente. En estas muestras, el contenido de materia orgánica fue alto (>2%). Dos excepciones fueron: una muestra arenosa correspondiente al área de la boca principal de la laguna, en la que el Mn se presentó 1.25 veces el valor promedio ($x_{24}=792.2\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$); y, otra muestra arenosa de la región de la cabeza de Bahía San Quintín, en donde la concentración de hierro fue también 1.25 veces el promedio ($x_2=10.04\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$). En ambas muestras el contenido de materia orgánica fue bajo ($x_{20}=0.43$ y $x_2=0.43\%$, respectivamente).

3.1.2 Normalización geoquímica.

Las unidades de concentración absolutas fueron transformadas a unidades molares, previo a la normalización geoquímica con el aluminio, para la obtención de factores

de enriquecimiento (FE) de metales. Estos últimos se obtuvieron con la siguiente fórmula (Loring, 1991):

$$FE = ([M+]_m/[Al]_m)/([M+]_c/[Al]_c) \quad (1)$$

donde [M+]_m= concentración de metal de la muestra;
 [Al]_m= concentración de Aluminio de la muestra;
 [M+]_c= concentración metal en la corteza;
 [Al]_c= concentración de Aluminio en la corteza.

Los datos de abundancia de metales en la corteza terrestre (Taylor, 1964), fueron usados aquí para el cálculo de todos los valores de FE. Los resultados de este tratamiento se muestran en la Tabla IV. El uso de la composición promedio de la corteza terrestre no es la mejor referencia, pero para comparaciones relativas se identificarán áreas de niveles elevados cuando el FE sea mayor de dos. Si estos valores son menores a dos pero mayores que la unidad, se consideró que los metales son producto de los procesos naturales, mientras que valores de FE menores a la unidad se consideraron como elementos "diluidos". Este criterio fue utilizado por Sinex y Wright (1988) en su estudio sobre la distribución de metales traza en los sedimentos y biota de la bahía Chesapeake.

Se observó que el Cd es el único elemento que muestra FE promedio alto ($x_{promedio}=3.75$), alcanzando un valor máximo en una muestra de Bahía Falsa ($x_{37}=10.42$). El Cr, Mn, Ni y Zn mostraron FE máximos (3.42, 3.83, 5.19 y 5.69, respectivamente), los cuales correspondieron a muestras de

Tabla IV.- Factores de enriquecimiento (FE) de metales pesados totales y coordenadas de muestreo para sedimentos de Bahía de San Quintín, Baja California, México.

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn	Longitud	Latitud
1	5.91	2.14	1.08	0.63	2.63	2.07	4.80	115.993	30.489
2	2.56	1.14	0.27	0.67	3.02	2.38	1.97	115.983	30.490
3	2.16	1.01	0.48	0.57	3.34	1.48	3.55	115.984	30.485
4	2.29	1.23	0.39	0.43	3.65	2.34	4.14	115.977	30.484
5	2.99	1.27	0.75	0.66	2.54	1.77	2.71	115.974	30.477
6	5.05	1.39	0.94	0.69	2.54	1.79	4.53	115.969	30.497
7	2.81	1.39	0.43	0.37	2.03	2.20	0.86	115.964	30.481
8	2.19	0.74	0.16	0.32	1.76	1.57	1.06	115.958	30.474
9	3.88	1.16	0.90	0.67	2.58	1.62	2.26	115.963	30.472
10	2.86	1.28	0.66	0.51	2.03	1.68	1.34	115.964	30.464
11	3.38	3.42	0.46	0.48	1.67	3.65	0.45	115.963	30.463
12	5.30	1.02	0.84	0.63	2.54	1.60	1.82	115.958	30.464
13	1.40	0.87	0.27	0.24	1.27	1.87	0.69	115.953	30.467
14	5.02	1.72	0.72	0.75	2.52	2.76	0.94	115.961	30.459
15	4.89	2.13	1.24	0.80	3.11	2.78	3.44	115.953	30.456
16	1.53	0.81	0.13	0.37	1.67	1.79	1.57	115.952	30.463
17	5.35	1.17	0.53	0.56	2.28	1.77	2.93	115.955	30.442
18	2.74	1.25	0.64	0.53	2.55	2.00	2.99	115.950	30.446
19	4.64	1.64	1.40	0.68	2.45	2.37	5.69	115.944	30.448
20	1.97	1.57	0.79	0.63	3.83	2.39	3.71	115.938	30.452
21	2.03	2.10	0.91	0.52	2.65	2.51	2.74	115.934	30.443
22	2.38	1.81	1.11	0.51	3.03	2.19	4.68	115.943	30.439
23	2.79	1.00	1.24	0.49	2.93	2.39	4.30	115.947	30.433
24	5.46	1.38	0.82	0.53	1.92	2.04	2.78	115.953	30.431
25	3.79	1.58	0.46	0.53	2.85	2.05	3.48	115.959	30.420
26	2.02	1.52	0.21	0.49	3.07	1.69	2.03	115.958	30.409
27	1.58	0.72	0.21	0.47	1.34	1.63	0.94	115.977	30.408
28	2.45	1.98	0.32	0.44	1.52	3.79	2.18	115.970	30.420
29	2.33	2.07	0.16	0.46	2.31	2.44	2.64	115.996	30.411
30	4.60	1.45	0.36	0.51	2.32	1.88	2.14	115.996	30.420
31	3.42	3.16	0.16	0.53	2.57	5.19	2.21	116.004	30.426
32	2.83	1.61	0.41	0.57	2.61	1.24	2.43	115.996	30.428
33	3.20	0.92	0.23	0.44	1.70	1.44	1.88	115.987	30.431
34	8.09	1.68	0.58	0.64	2.37	1.62	2.12	115.993	30.439
35	5.29	1.93	0.57	0.62	2.76	1.66	3.36	115.999	30.436
36	4.64	2.63	0.32	0.42	2.70	4.35	1.85	116.007	30.433
37	4.44	1.80	0.38	0.54	2.77	2.23	2.49	116.010	30.442
38	10.42	1.41	0.42	0.52	2.09	1.89	1.67	116.012	30.445
39	5.48	2.05	0.49	0.57	2.39	2.64	1.93	115.999	30.448
med.	3.75	1.59	0.58	0.54	2.46	2.22	2.55		
máx	10.42	3.42	1.40	0.80	3.83	5.19	5.69		
min.	1.40	0.74	0.13	0.24	1.27	1.24	0.45		

concentraciones absolutas altas para cada metal. El Cu y el Fe, por su parte, mostraron FE menores a la unidad, aún en muestras con valores máximos de éstos metales.

3.1.3 Análisis univariado.

Para esta sección de resultados fueron considerados los valores de los FE (Tabla IV), obtenidos de las concentraciones absolutas, como se indicó anteriormente.

3.1.3.1. Distribución espacial de Factores de Enriquecimiento metales pesados.

Las Figuras 5 y 6 muestran la distribución espacial de los FE de metales en Bahía San Quintín, la boca principal y Bahía Falsa. Los resultados muestran que los elementos se acumularon en mayor proporción sobre sectores de baja energía, distribuyéndose en marismas y biodepósitos, o ambos. En contraste, las menores acumulaciones ocurrieron en los sectores de alta energía, a lo largo del canal principal en toda la bahía.

En Bahía San Quintín el Cr, Cu y Ni se distribuyeron en mayor proporción sobre las marismas. En este sector el cromo y el níquel mostraron un FE alto en la misma muestra ($Est_{11} = 3.42$ y 3.65). El Cd y el Fe se distribuyeron sobre sedimentos del canal de este sector. De estos dos metales, solo el Cd alcanzó FE altos (> 5 unidades). Por su parte, el Mn y el Zn se acumularon sobre un ambiente entre canal y marisma llegando a FE altos (2.5 a 4 y 3.5 a 4 ,

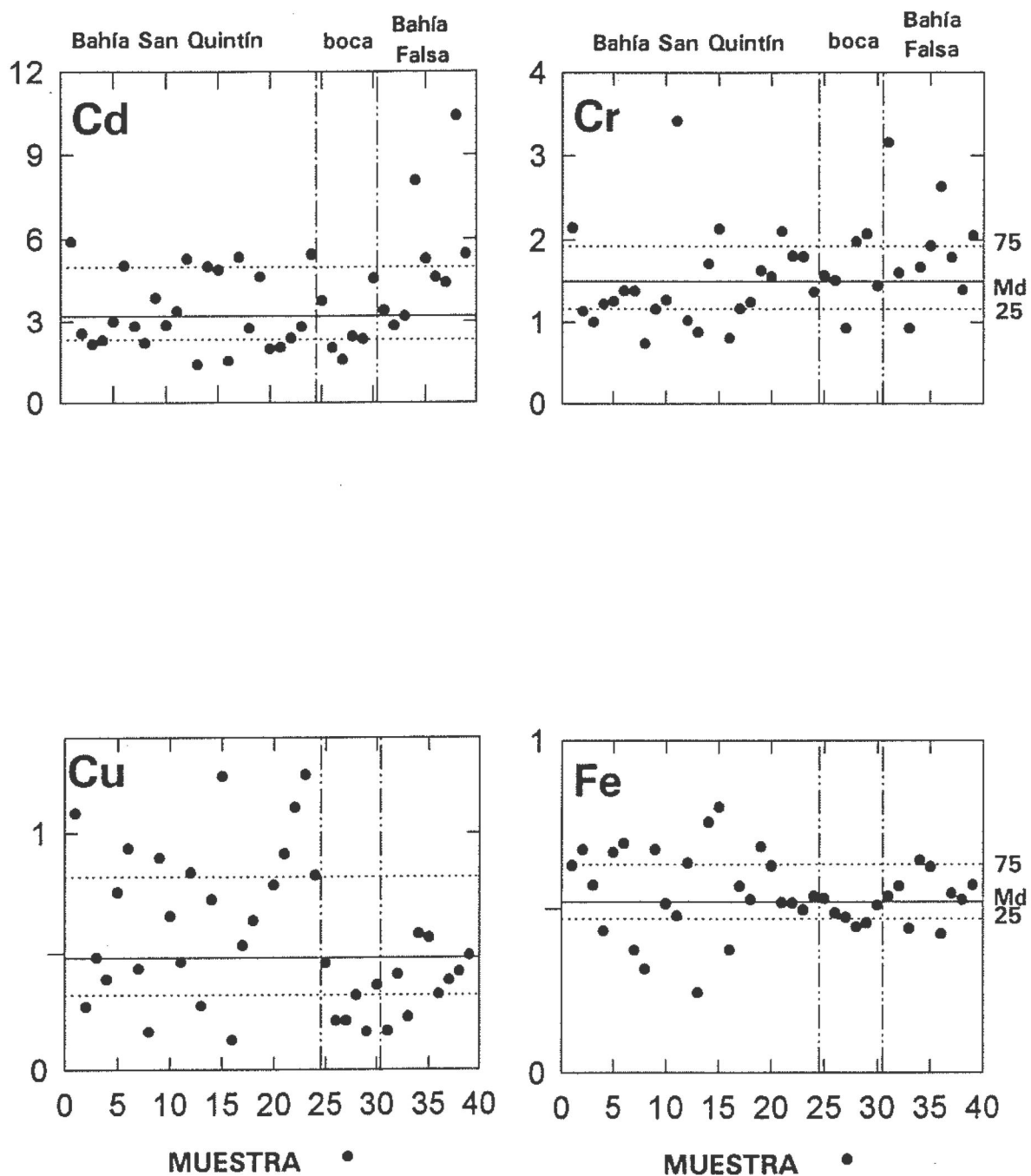


Figura 5.- Distribución de factores de enriquecimiento para Cd, Cr, Cu y Fe en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México (líneas verticales dividen al área de estudio en zonas; líneas horizontales señalan mediana -Md- y percentiles 25 y 75, respectivamente).

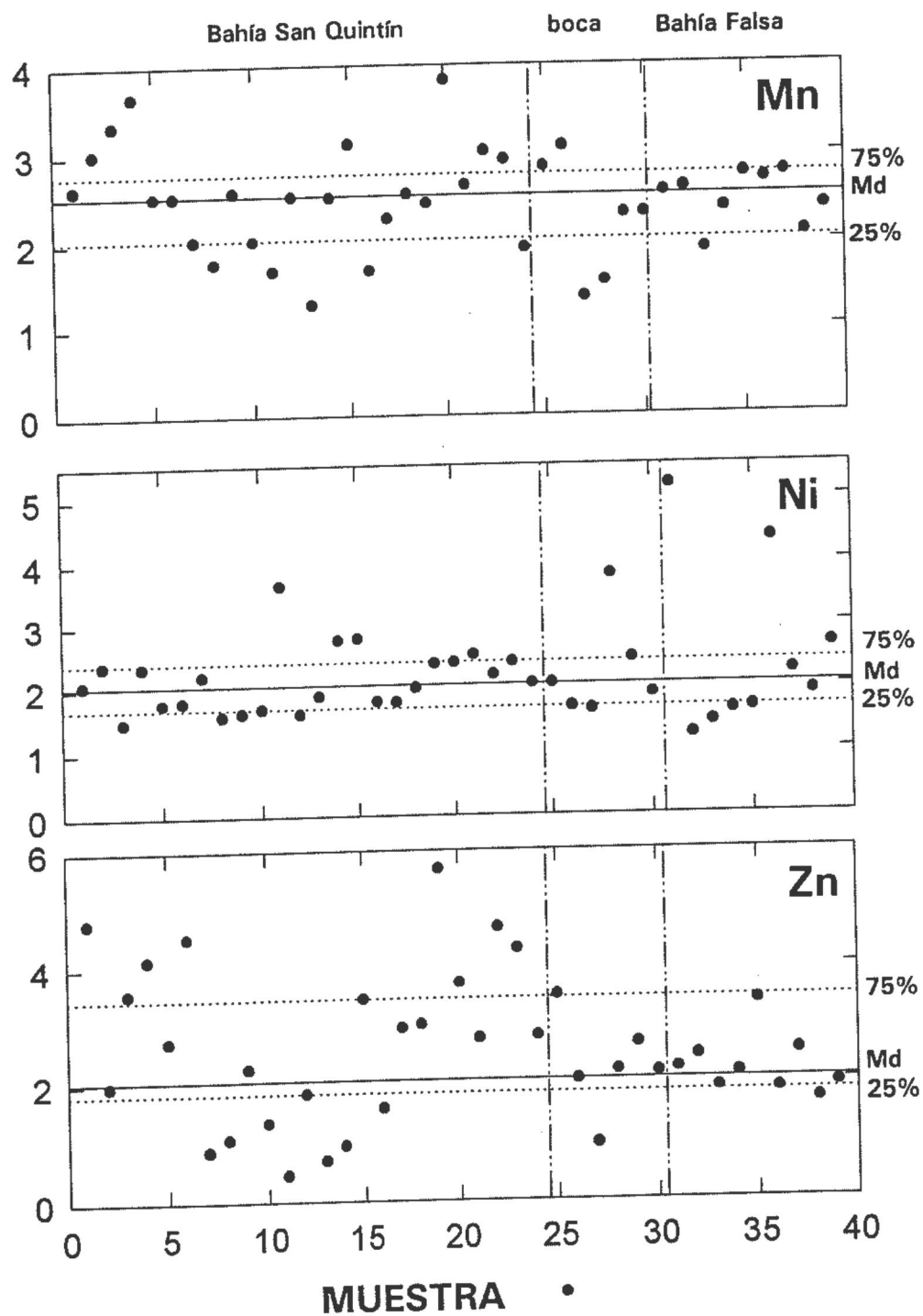


Figura 6.- Distribución de factores de enriquecimiento para Mn, Ni y Zn en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México (líneas verticales dividen al área de estudio; líneas horizontales señalan mediana -Md- y percentiles 25 y 75, respectivamente).

respectivamente).

En la región de la boca de la bahía, el Cr, Mn, Ni y Zn se acumularon sobre sedimentos del canal principal, presentando FE altos en estaciones definidas (Cr, $Est_{29}=2.07$; Mn, $Est_{26}=3.07$; Ni, $Est_{28}=3.79$; Zn, $Est_{25}=3.48$). El Cd se depositó en las marismas aledañas al canal de la boca principal y presentó valores altos de FE ($Ests_{29}=3.79$ y $Est_{30}=4.60$). Los FE del Cu y el Fe, son menores a la unidad ($x_{prom}=0.58$ y 0.54 respectivamente).

En Bahía Falsa, el Cr, Mn, Ni y Zn se acumularon en las marismas próximas a la barra arenosa. Estos elementos se presentaron con FE altos ($x_{max}=3.16, 2.77, 5.19$ y 3.36). En la región sur oeste de esta zona (Bahía Falsa), el Cr se presentó con un FE alto ($Est_{31}=3.16$), mientras que el Ni mostró un FE máximo ($Est_{31}=5.19$), relativo a los FE de este sector. El Mn y el Zn oscilaron entre FE de 2.5 y 3.5 unidades respectivamente.

Por otro lado, el Cd, Cu y Fe se distribuyeron en la superficie de los biodepositos ostrícolas de Bahía Falsa. El Cd presentó dos valores altos de FE en la región de los biodepositos ostrícolas ($Est_{34}=8.09$ y $Est_{39}=10.42$). El Cu y el Fe se distribuyeron en este sector dentro de Bahía Falsa, pero con FE menores a la unidad.

3.1.3.2. Diagramas de cajas y bigotes (box and whiskers).

Los FE (Tabla IV), fueron graficados en diagramas de cajas para observar la distribución de los metales en sedimentos de Bahía San Quintín, boca principal y Bahía Falsa, respectivamente (Figs. 7 y 8). Así como para comparar el reparto espacial dentro de cada una de las zonas.

En general, pudo observarse que los metales mostraron diferentes patrones de distribución. Para el Cd, Cu, Fe y Mn se distinguió un gradiente en ascenso, similar (en forma de U), desde la boca principal hacia ambas cabeceras, unas veces más acumulada hacia Bahía San Quintín (Cu, Fe y Mn), y en otra, acumulada hacia Bahía Falsa (Cd). Para el cromo, el gradiente fué ascendiendo de Bahía San Quintín hacia Bahía Falsa. La boca principal de la bahía quedó como sector de acumulación intermedia. Para el Ni y el Zn, el patrón ascendió de Bahía Falsa hacia Bahía San Quintín, de manera inversa al gradiente del Cr. Sin embargo, el gradiente de Ni no fue muy pronunciado.

La comparación entre zonas de la distribución de metales en sedimentos del área de estudio, se realizó considerando las medidas de tendencia central para cada metal, como se describe a continuación:

Bahía San Quintín

En esta zona, el Cd, Cr, Mn, Ni y Zn presentaron con valores relativamente altos de FE, pero similares entre sí

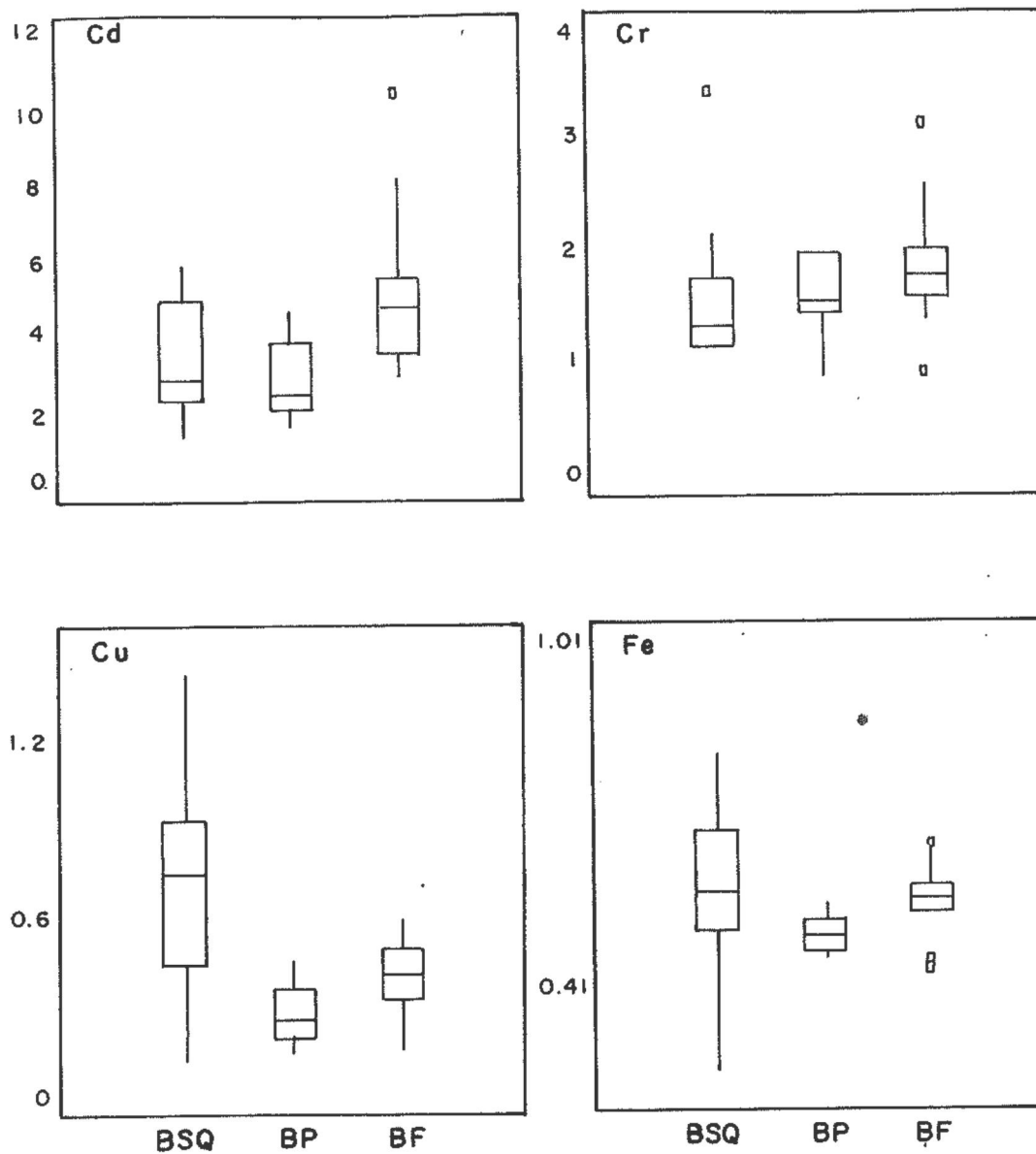


Figura 7 - Diagramas de caja de los factores de enriquecimiento de Cd, Cr, Cu y Fe en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México. Bahía San Quintín (BSQ n = 24), Boca Principal (BP n = 6) y Bahía Falsa (BF n = 9).

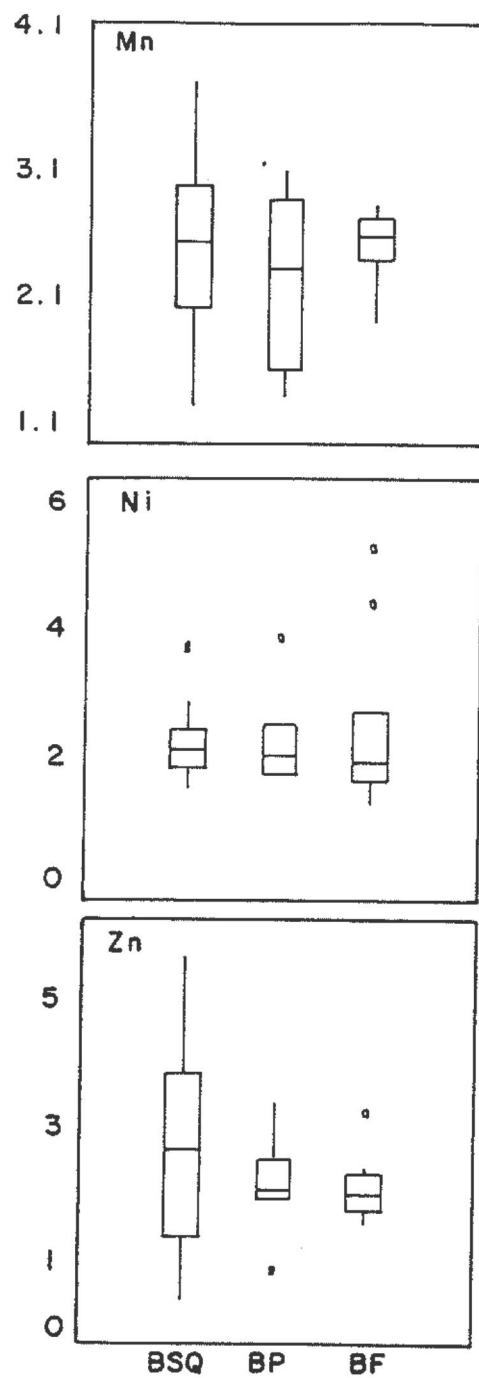


Figura 8 - Diagramas de caja de los factores de enriquecimiento en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México. Bahía San Quintín (BSQ n=24); Boca Principal (BP n= 6); y Bahía Falsa (BF n = 9).

(2.8, 1.3, 2.5, 2.1 y 2.8). Su distribución fue muy variable, sobre todo para el Cd y el Zn (intervalo en unidades de FE= 4.5, 2.7, 2.6, 2.2 y 5.2, respectivamente). Además, el Mn y el Cr presentaron valores extremos de FE ($Est_{20} = 3.83$ y $Est_{11} = 3.42$).

Contrastando con la distribución de los anteriores metales, el Cu y el Fe presentaron un reparto muy uniforme (rangos = 1.3 y 0.6), con FE "diluidos" (0.7 y 0.6). Valores extremos de FE de estos elementos se presentaron en Bahía San Quintín, aunque aún así no rebasaron las dos unidades.

Boca principal de la bahía

La zona correspondiente a la boca principal de la bahía también mostró el mismo patrón de dispersión que Bahía San Quintín. La distribución del Cd, Mn, Ni y Zn fué más variable, (intervalo de FE= 3.0, 1.7, 2.2, y 2.5). El Cd alcanzo valores promedio altos (FE= 2.4, 2.3, 2.0 y 2.2).

En esta zona el Zn se ubicó con FE bajos (p.ej: $Est_{27} = 0.94$). El Cr presentó un promedio bajo (FE= 1.5), y una distribución poco variable (intervalo de FE= 1.1).

En este sector de la bahía el Cu y el Fe tuvieron el promedio más bajo (FE= 0.3 y 0.5). Además, fueron los elementos de menor variabilidad en su distribución local (intervalo de FE= 0.3 y 0.1).

Bahía Falsa

En Bahía Falsa la distribución de los metales en sedimentos presentó un contraste de acumulación y variabilidad particular. El Cd presentó FE altos (4.6). Además, fué el elemento con mayor dispersión en la zona (intervalo de FE= 7.6) y con un FE extremo, ubicado en el área del biodepósito ostrícola ($Est_{Cd} = 10.4$).

El Mn es otro elemento en Bahía Falsa que se presentó con FE altos (2.6). A diferencia con el Cd, el Mn se distribuyó más homogéneamente en esta zona (intervalo de FE=0.9).

El Ni mostró una distribución muy variable (intervalo de FE= 3.9).

La variabilidad de los FE del Cr y el Zn fue relativamente menor (intervalo de $FE_{Cr} = 2.2$; $FE_{Zn} = 2.1$). Sin embargo, se registró un valor extremo de FE de cromo en la porción cercana a la barra arenosa de esta zona ($Est_{Cr} = 3.16$).

En general, los gradientes de distribución de Cd, Cu, Fe y Mn denotaron un FE que ascienden de la boca principal de la bahía a Bahía San Quintín y Bahía Falsa. El Cd fué el único elemento con mayor dispersión relativa en Bahía Falsa y alcanzando valores altos de FE, principalmente en el área de los biodepósitos de los cultivos ostrícolas establecidos. Los gradientes de Cu, Fe y Mn no correspondió con los valores promedio y la variabilidad del Cd.

El Cu y el Fe fueron los elementos de distribución más homogénea, con valores promedio de FE inferiores a la unidad.

El Mn se mantuvo en valores de FE "normales" (1.3), mientras que en la boca principal y Bahía Falsa los niveles de los FE fueron levemente mayores (2.3 y 2.6).

El gradiente de distribución del Cr asciende de Bahía San Quintín hacia Bahía Falsa. Básicamente, este elemento se encontró en proporciones de enriquecimiento naturales, distribuyéndose en forma homogénea sobre los sedimentos del área de estudio con una regular dispersión o variabilidad.

La distribución del Ni y el Zn mostró un gradiente en sentido inverso a la del Cr, ascendiendo de Bahía Falsa a Bahía San Quintín, pasando por la boca principal. Los valores promedio de la distribución de FE de estos metales en sedimentos de la bahía fué levemente alta. Además, fué sobresaliente también la mayor dispersión relativa del zinc en Bahía San Quintín a diferencia de la variabilidad de este elemento en los sedimentos de la boca principal y Bahía Falsa.

3.1.4. Análisis multivariado.

Esta sección de resultados consiste de dos partes: análisis de agrupación y análisis de componentes principales.

3.1.4.1. Análisis de agrupación (cluster analysis).

La Tabla II enlista las concentraciones de 39 muestras y 8 parámetros químicos (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn), utilizados en el análisis de agrupación. Los valores de las muestras fueron estandarizados antes de obtener el dendrograma de renglones (Fig. 9), el cual resume las agrupaciones identificadas por el método jerárquico aglomerativo de Ward (Wilkinson, 1987). Los grupos de muestras relativamente homogéneas fueron seleccionados asignando un valor umbral de distancia de 2.4 unidades. Fueron seis los grupos principales.

La distribución espacial de éstos grupos fue graficada (Fig. 10). Los grupos 1-3 se presentaron en Bahía San Quintín. El grupo 1 ($n_1=5$), está distribuido en la porción del canal principal de esta zona. El grupo 2 ($n_2=11$), es el grupo más numeroso (>25% de la población muestreada). Este grupo mostró la distribución más amplia en muestras cercanas a la playa y sobre el canal principal de esta zona, incluye una muestra de la boca principal de la laguna (x_{25}) y otra de Bahía Falsa (x_{32}). El grupo 3 ($n_3=5$), por su parte, se distribuye en la porción más sureña de Bahía San Quintín, sobre un ambiente de marismas. El grupo 4 ($n_4=7$), por otro lado, correspondió a Bahía Falsa y se limita claramente al área del ostricultivo, aunque incluye dos muestras de la boca principal de la laguna (x_{26} y x_{30}). Los grupos 5 y 6 se caracterizaron por presentar una

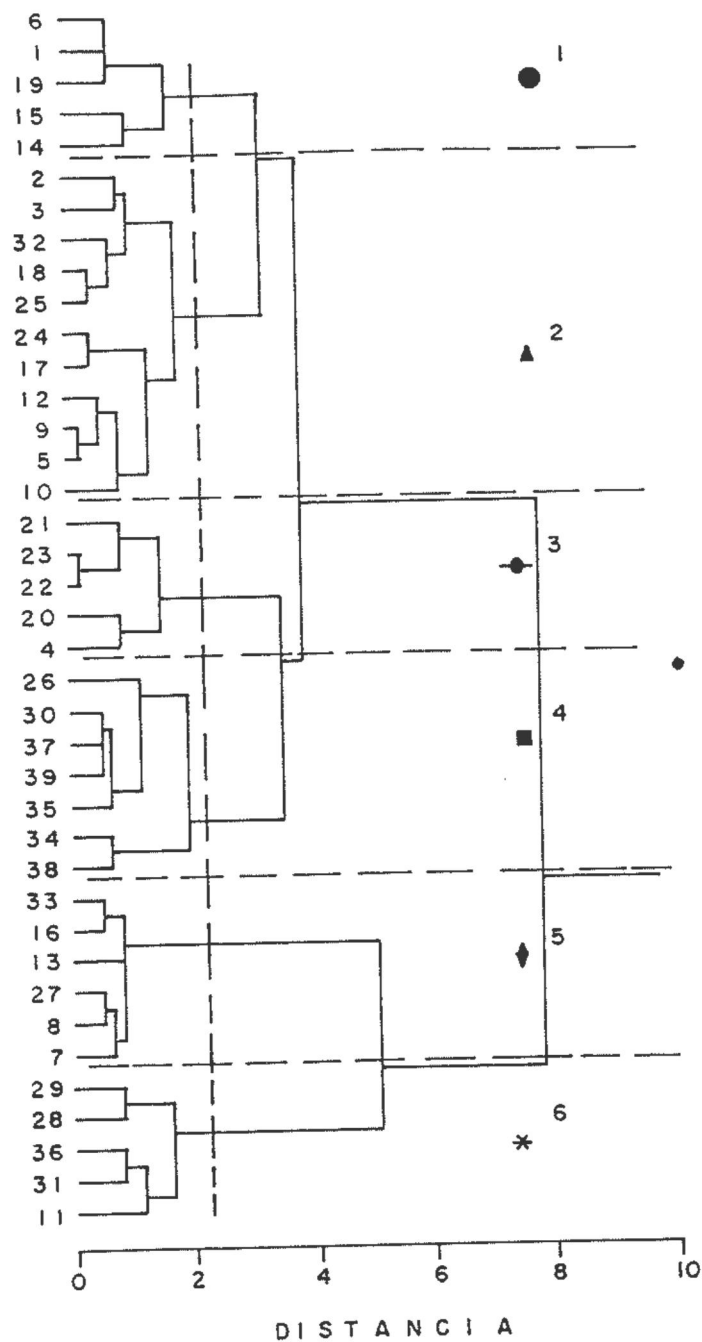


Figura 9 - Dendrograma de renglones del análisis de agrupación obtenido usando el método jerárquico aglomerativo de Ward para los metales pesados en sedimentos de Bahía San Quintín, Baja California, México. Los 6 grupos se numeraron como se muestra y son referencia cruzada de localización en la figura 10.

distribución que abarca las tres zonas del Área de estudio alcanzando otro 25% de la población muestreada. El grupo 5 ($n_5=6$), se distinguió por el alto contenido de Al, mientras que el grupo 6 ($n_6=6$), sobresale porque en esta agrupación, además de los valores altos de Al, también se presentaron valores altos de Cr y Ni.

La Figura 10 pone de manifiesto que la distribución espacial de los metales pesados en los sedimentos de Bahía de San Quintín es compleja. Esta diversidad hace suponer la influencia de diferentes fuentes de sedimento o de diferentes procesos sobre los niveles de metales en el sedimento del Área de estudio. Los resultados mostraron que en el grupo 1, casi todos los metales tienen valores altos, excepto Al y Cd. En el grupo 2, todos los elementos se presentaron en concentraciones "naturales". En el grupo 3 las concentraciones de Mn ($x_4=941.7$ y máximo $x_{26}=986.8$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), y del Cu ($x_{22}=16.21$ y $x_{23}=18.21$ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), son sobresalientes. El grupo 4, por su parte, se caracterizó por presentar valores altos de Cd, de la misma manera que el Al en el grupo 5. Además, en el grupo 6, los metales con valores altos fueron para Cr y Ni (>53.4 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

3.1.4.2 Análisis de componentes principales.

De la matriz de correlación fueron seleccionados ocho eigenvectores con sus ocho eigenvalores. Los primeros tres eigenvalores contribuyen con un 75% de la varianza total y

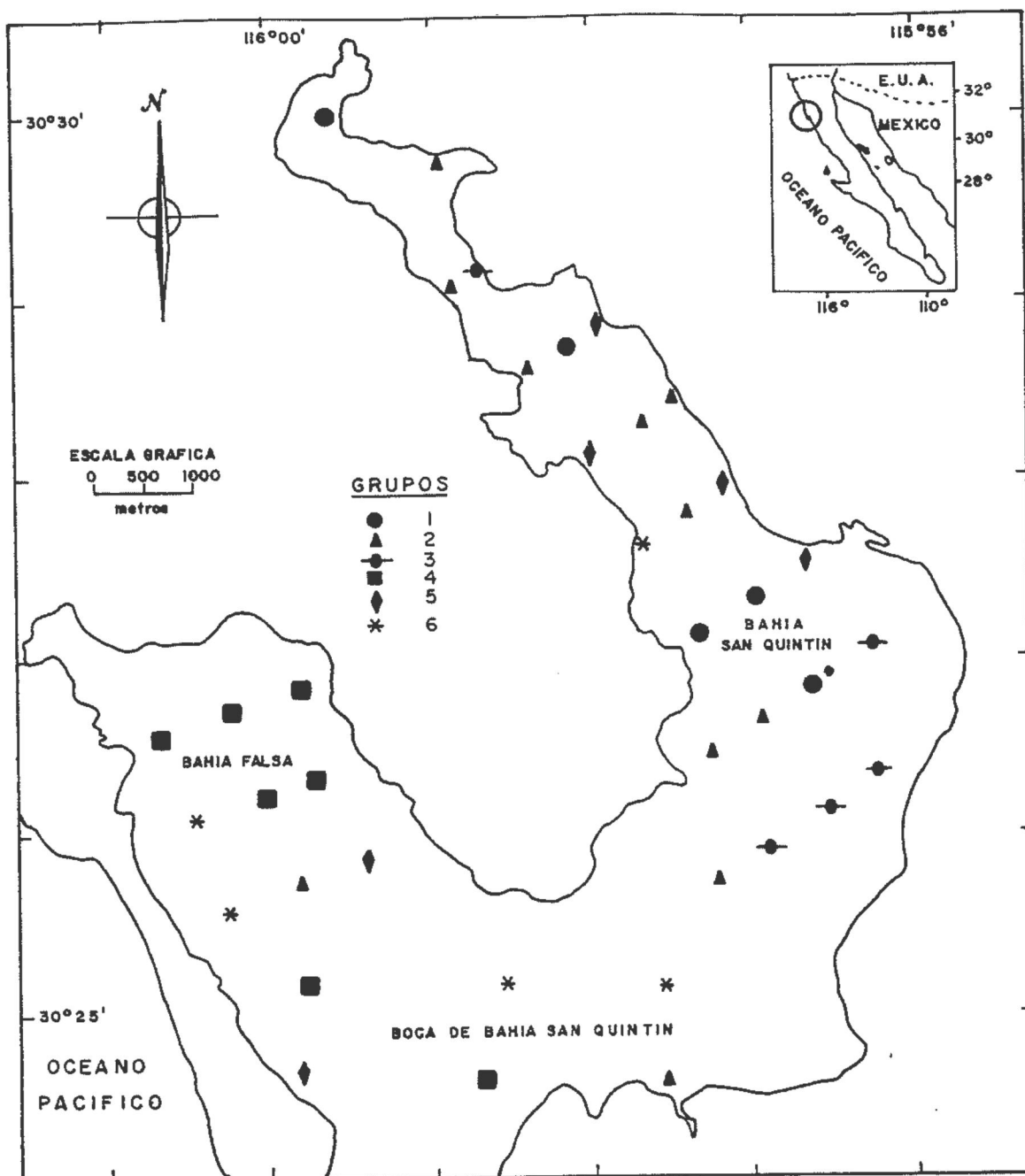


Figura 10 - Localización gráfica de agrupaciones en la Fig. 9.

fueron los únicos retenidos (No tabulados).

La composición de las primeras tres componentes principales (carga de componentes) fue tabulada (Tabla V). La primer componente incluye, en orden decreciente, tanto la contribución positiva de Fe, Cu, Zn, Mn, Cd y Ni, como la contribución negativa de Al principalmente, y en menor proporción el Ni.

Tabla V.- Matriz de carga de las tres componentes principales retenidas y varianza total acumulativa de cada una. Renglones, variables; columnas, vectores.

Variables	Componentes principales		
	1	2	3
Al	-0.5	0.3	0.5
Cd	0.4	0.1	-0.7
Cr	0.2	0.9	-0.1
Cu	0.8	-0.1	0.0
Fe	0.9	0.0	-0.3
Mn	0.7	0.1	0.6
Ni	0.0	0.9	-0.1
Zn	0.8	0.0	0.5
% acumulativo	36.2	59.4	75.0

La segunda componente esta conformada con la mayor carga positiva de Cr y Ni y, en menor proporción, el Al. Tanto las cargas positivas de Cd y Mn, como las cargas negativas de Cu y Fe no fueron tomadas por ser consideradas despreciables. La segunda componente fue una vez menos eficiente que la primera en la evaluación para la varianza total.

La tercer componente principal es dos veces menos efectiva que la primera, pero pueden distinguirse las contribuciones positivas de Mn, Zn y Al, a diferencia de las contribuciones negativas de Cd, Fe, Cr. Las contribuciones de Cu y Ni no se consideraron importantes para este componente.

4. DISCUSIONES:

4.1 Normalización geoquímica y análisis univariado.

Las altas concentraciones de Al son comunes en arenas provenientes de rocas ricas en feldespatos o en arenas erosionadas de rocas ígneas del escudo continental americano -shield- (Loring, 1991). Este antecedente general sugiere la importante influencia del complejo volcánico de Bahía de San Quintín, sobre los niveles de concentración del Al en arenas de esta localidad.

Se sabe que el complejo volcánico de Bahía de San Quintín es una de las localidades de Norte América con xenolitos del manto, formados de volcanes monogenéticos de composición basáltica (Aranda-Gómez, 1993). La mineralogía de los conos volcánicos consiste de minerales primarios y secundarios formadores de rocas (ultramáficas): olivinos, piroxenos y cromita o hilmenita. La estructura cristalina de estos minerales consiste de silicoaluminatos, óxidos de hierro, cromo, entre otros (Díaz-García, 1989; Zúñiga-Santos, 1992). Además, la cercanía de este complejo

volcánico al área de estudio sugiere que los sedimentos provenientes de esta fuente son producto del intemperismo físico con poco arrastre, lo cual implica que la mineralogía original no cambia sustancialmente y que el detritus volcánico es acumulado en fracciones de sedimento arenosos.

Antes de hacer una determinación de enriquecimiento de metales a través del modelo lineal de normalización geoquímica, debe confirmarse que se cumplan los siguientes requerimientos (Loring, 1991):

- a) Es necesario que exista una variación granular entre las muestras de sedimento;
- b) Debe existir también una fuerte relación lineal, significativa a un nivel de confianza del 95%, tanto entre el aluminio y la distribución de tamaño de grano, como entre el contenido de metal y el aluminio;
- c) Debe ser posible obtener un análisis exacto y preciso del metal y el aluminio para distinguir los errores de medición que puedan enmascarar la variabilidad natural de los parámetros.

Los sedimentos de Bahía de San Quintín no cumplen con todas estas condiciones. Aunque si existe una variación granular que va de arenas en la boca principal, a limos y arcillas hacia las cabeceras de la laguna (Figura del diagrama ternario) y la exactitud y precisión del análisis

de los elementos es aceptable (Tabla I), no existe una relación lineal ni entre el aluminio con la distribución del tamaño de grano ni entre el aluminio con los metales pesados.

Los datos de Bahía de San Quintín muestran que el aluminio no puede ser utilizado para normalizar los efectos de tamaño de grano ya que los coeficientes de correlación (r) entre el lodo/Al y metal/Al son muy débiles (Tabla VI).

Tabla VI.- Coeficientes de correlación (r) para las relaciones metal:Al, lodos:Al, metal:Fe y lodos:Fe.

Metal	Al	Fe
Cd	n.s.	0.52%
Cr	n.s.	0.44%
Cu	0.12	0.15
Fe	n.s.	-----
Mn	n.s.	0.48%
Ni	0.15	n.s.
Zn	n.s.	0.42%

n.s.= relación no significativa al nivel de confianza de 95%

* $p \leq 0.01$

Las características mineralógicas de los sedimentos en Bahía de San Quintín también restringen el uso del hierro como elemento normalizador alternativo, ya que los coeficientes de correlación entre metales/Fe y entre lodos/Fe son débiles (Tabla VI).

Esta restricción para el uso del aluminio (o el hierro) en el modelo lineal de normalización geoquímica, debida a

diferencias mineralógicas, también ha sido observada en las costas oeste de los Estados Unidos de América (Daskalakis y O'Connor, 1975) y de Canadá (Loring, 1991). Daskalakis y O'Connor (1975) utilizaron el Fe como elemento normalizador ya que las correlaciones metal/Fe fueron significativas. En la situación, sin embargo, no ocurrió en Bahía San Quintín, como se mencionó más arriba.

Uno de los objetivos particulares de este estudio depende de la apropiada aplicación de la normalización geoquímica y del cálculo de factores de enriquecimiento, para poder determinar la distribución y los niveles de contaminación de metales pesados en sedimentos. Con el antecedente de que éste modelo no es apropiado para la zona de estudio, se decidió calcular los factores de enriquecimiento. No obstante, debe advertirse que los resultados obtenidos responden a la sensibilidad de las proporciones o razones de cambio. Esto es, en la razón o proporción entre metal/aluminio, los valores altos del Al (denominador) reducirán los valores del metal (numerador), de tal forma que altos FE no necesariamente indican contaminación o enriquecimiento. Daskalakis y O'Connor (1975), afirman que "en cualquiera de las razones calculadas deben examinarse los valores que componen a cada proporción".

Puede observarse en el FE de los sedimentos de Bahía de

San Quintín, que el FE para el Cd de $x_{\text{Cd}} (=2.02)$, indica que el Cd está enriquecido en arenas, sin embargo, la concentración absoluta de este elemento es 0.5 veces menor que la concentración promedio ($\text{Cd}=0.2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

De tal forma, las descripciones de los resultados para el análisis univariado llevan implícito este problema de interpretación.

4.2. Análisis Multivariado.

Los resultados del análisis de agrupación mostraron la heterogeneidad en la distribución de los metales pesados en sedimentos de Bahía de San Quintín. No obstante, es posible separar grupos en los que se asume que los metales son regulados por procesos orgánicos naturales, dentro de la laguna y aquellos grupos en los que las muestras contienen metales acumulados por procesos inorgánicos. A su vez, los grupos de "elementos bioactivos" pueden ser distinguidos entre sí por su distribución geográfica y abundancia. De esta forma, los grupos 1, 3 y 4 se distinguen porque en los grupos 1 y 3 los elementos importantes son Cu, Fe, Zn y Mn, mientras que en el grupo 4, solo el Cd es el metal importante.

Tales grupos, a pesar de ser similares entre sí, en cuanto a características químicas y texturales, son mutuamente exclusivos porque se presentaron en regiones bien definidas dentro de la laguna. Esto hace suponer

también, que los grupos 1, 3 y 4 no están sujetos a los mismos procesos o bien, que provienen de fuentes diferentes.

Actualmente está bien establecido que el Cd, Fe, Mn y Zn disueltos pueden ser transportados por surgencias y por los patrones de circulación locales, a nivel mesoescalar (Sañudo-Wilhelmy, 1991). Además, en un estudio reciente con ostiones y biodepósitos ostrícolas de Bahía Falsa se ha encontrado una correspondencia entre las surgencias y altas concentraciones de Al, Cd, Cu, Mn y Zn (Pro-García, 1990). Incluso, este autor llegó a afirmar que los biodepósitos ostrícolas colaboran al enriquecimiento de tales metales en el sedimento, particularmente de Cd. No obstante, Olmos-Aguilera (1992) no encontró una relación directa entre indicadores de surgencias y el contenido de elementos metálicos en algas y organismos del cultivo ostrícola.

El reparto de los elementos de los grupos 1 y 3 ocurren en la región sureña de Bahía San Quintín, principalmente. Esta distribución sugiere una fuente continental derivada de la carga del Arroyo San Simón. La fuente continental es importante a pesar de que sus aportes son intermitentes, los cuales pueden igualar o exceder los aportes de material sedimentario del transporte litoral, en años muy lluviosos (SARH, 1978).

De esta manera, los aportes continentales, aunque

intermitentes, pueden representar una fuente de metales particulados importante por efecto de denudación física de rocas del Batolito Peninsular (Sierra San Pedro Mártir), los cuales son transportados hacia Bahía de San Quintín atravesando la Cuenca de San Simón (parte del Valle de San Quintín). Esta última desemboca al sur del Área de estudio, dando origen a Punta Azufre (Zúñiga-Santos, 1992). Una estimación gruesa de la carga anual por kilómetro cuadrado (S), fué calculado con base en los planteamientos de Pou-Alberú y Pozos-Salazar (1992) y de SARH (1978). El Área de la Cuenca San Simón fué obtenida de la carta topográfica de Escoto-Rodríguez (1994). El resultado de ésta estimación burda mostró una $S=308413$ toneladas-año⁻¹ en toda la cuenca. Si consideramos que solo llega un 10% de toda la carga en un año "normal", se puede afirmar que el aporte terrígeno asciende a aproximadamente a un 10% de los sedimentos totales de la Bahía de San Quintín, asumiendo un volumen de sedimento de $4E+08$ m³ (Gorsline y Stewart, 1962). En periodos de tormentas fuertes, sin embargo, la carga puede aumentar considerablemente (Pou-Alberú y Pozos-Salazar, 1992). Sin embargo, no se conocen evaluaciones de niveles de concentración de metales en suelos de la cuenca San Simón y solamente se asume el aporte de estos elementos, en función al conocimiento de que las rocas que componen la cuenca son de origen granítico (plutónicas),

metamórficas (eugeosinclinales) y sedimentarias (Orme, 1974).

Por otro lado, las concentraciones absolutas de Cd en el área de cultivo de ostión en Bahía Falsa (grupo 4), son dos ($x_{34}=0.44\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y hasta tres veces ($x_{36}=0.57\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) el valor promedio ($x_{prom}=0.2$). El contenido de materia orgánica en estas muestras también es relativamente alto (2.76 y 2.57%, respectivamente). Por lo tanto, suponemos que el Fe y Mn actúan como "depuradores" de Cd en la columna de agua (condiciones óxicas) y en el momento de que el Fe(III) y Mn(IV) se reducen bajo condiciones anóxicas, el Cd se enlaza a fase sólidas de sulfuros, reteniéndolo en los sedimentos e incrementando su concentración. En Bahía San Quintín y boca principal de la bahía, sin embargo, el Cd no es enlazado a iones sulfuro, por lo que sus concentraciones absolutas oscilan en valores bajos, menores a los niveles promedio, excepto en $x_1(=0.32)$ y $x_{24}(=0.3\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1})$, respectivamente. Una explicación para este comportamiento es que en ambas zonas (B.S.Q. y boca ppal.), el ambiente es oxidante debido a que el movimiento de agua es rápido (Martorel-Oxamendi, 1989).

El grupo 5 se distinguió porque el Al se presentó en la mayoría de las muestras de esta agrupación. El origen de este metal posiblemente se derive tanto del aporte detrítico de rocas volcánicas del cuaternario

(silicoaluminatos), como del aluminio disuelto proveniente del oceano adyacente. El grupo 5 se relaciona con el grupo 6 debido a la relación al mismo proceso o fuente.

El grupo 6, se caracterizo porque los patrones de distribución de Cr y Ni muestran gradientes diferentes, por lo que su mecanismo de acumulación puede ser distinto al del Cd, Cu, Fe y Mn. El Cr y el Ni pueden estar asociados también a minerales primarios de la matriz del sedimento. En algunas muestras de sedimento arenolimoso con bajo contenido de materia orgánica ($x_{11}=92.2$; $x_{15}=57.5$; $x_{31}=85.2$ y $x_{36}=71\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente), el contenido de Cr, por ejemplo, puede reflejar parte de la mineralogía de las rocas ultramáficas de los conos volcánicos de Bahía de San Quintín, principalmente la cromita del volcán Riveroll, la cual conforma hasta un 10% del volumen total (Díaz-García, 1989; Zúñiga-Santos, 1992). Sin embargo, no se tienen más elementos para explicar estos valores altos de Cr. Lo mismo sucede con tres de estas muestras en las que el Ni presenta valores altos ($x_{11}=73.8$; $x_{15}=56.3$ y $x_{31}=105\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente).

El análisis de componentes principales, por su parte, confirma lo encontrado en el análisis anterior y refuerza la hipótesis planteada al observar el dendrograma de columnas (no mostrado), en el que el Al se relaciona con el Ni y el Cr, a diferencia de la asociación entre Zn y Mn,

Fe, Cu y Cd.

5. CONCLUSIONES

- El efecto del tamaño de grano no pudo superarse debido a que las concentraciones absolutas de Al en arenas de Bahía de San Quintín fueron relativamente altas (>3.0 %).

- La aplicación de la normalización geoquímica utilizando al Al como elemento conservativo, no es de uso universal. Es necesario sujetarse a las condiciones básicas, de otra manera, se corre el riesgo de interpretar erróneamente "buenos resultados analíticos".

- Las muestras analizadas a través de técnicas de análisis multivariado, mostraron una distribución que refleja la contribución de dos fuentes principales de metales: la oceánica y continental. La primera, transporta metales pesados asociados a nutrientes, por medio de surgencias, principalmente Cd y Zn. La segunda se compone tanto del material detrítico producto de la erosión de rocas graníticas del Batolito Peninsular (Cu y Fe, principalmente), como del material ígneo proveniente del complejo volcánico de Bahía de San Quintín, rico en minerales ultramáficos con Al, Fe, Mn, Cr y Ni.

- Los procesos naturales de remineralización y/o transporte mantienen a los metales pesados en sedimentos de

Bahía de San Quintín en niveles naturales. Sin embargo, se observó que en el área ostrícola de Bahía Falsa, el Cd puede acumularse en los sedimentos ya que estos son de grano fino y el contenido de materia orgánica es relativamente alta en esta zona.

6. BIBLIOGRAFIA:

Alvarez-Borrego, J. y S. Alvarez-Borrego (1982). Temporal and spatial variability to temperatura in two coastal lagoons. *CalCOFI Rep.* XXIII:188-197.

Aranda-Gómez, J. J., J. F. Luhr y J. G. Pier (1993). Geología del campo volcánico de San Quintín, B.C., México. En: II Reunión Internacional sobre Geología de la Península de Baja California (memorias). U.A.B.C., Soc. Geol. Penlar. y Gob. Edo. de B.C., México.(s/p).

Buffle, J. (1988). Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach. Ellis Horwood limited. Great Britain. 692p.

Bruland, K.W., J.R. Donat y D.A. Hutchins (1991). Interactive influences of bioactive trace metals on biological production in oceanic waters. *Limnology and Oceanography* 36(8):1555-1577.

Bruland, K.W., K.J. Orians y J.P. Cowen (1994). Reactive trace metals in the Stratified central North Pacific. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58(15):3171-3182.

Carrillo-Sánchez, C.G. (1985). Variación estacional del contenido de materia orgánica en sedimentos y biodepósitos en Bahía de San Quintín, B.C., México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Marinas, U.A.B.C., Ensenada, Baja California, México, 54p.

Cauwet, G. (1987). Influence of sedimentological features on the distribution of trace metals in marine sediments. *Marine Chemistry*, 22:221-234.

Daskalakis, K. D. y T. P. O'Connor (1995). Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States. *Environmental, Science and Technology* 29:470-477.

Díaz-Barcia, J.E. (1989). Génesis de los volcanes de San Quintín, B.C., mediante análisis petrográficos. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Marinas, U.A.B.C., Ensenada, Baja California, México, 35p.

Escoto-Rodríguez, M. (1994). Balance del agua del suelo en tres sitios de estudio de la Sierra San Pedro Martir, Baja California. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, U.A.B.C. 96p.

Fernex, F., D. Span, G. Flateau y D. Renar, (1986). Behavior of some metals in surficial sediments of the NW mediterranean continental shelf. En: P.Sly (Ed.), Sediments and water interactions. Springer-Verlag, USA, p-pp:353-370.

Folk, R.L. (1974). Petrology of Sedimentary Rocks. Hemphill Publishing Company, U.S.A. 182p.

Förstner, U. (1987). Sediment associated contaminants. An overview of scientific bases for developing remedial options. *Hydrobiologia* 149:221-246.

Förstner, U. y G. Wittmann (1981). Metal pollution in the aquatic environment. Springer, USA. 486p.

GESAMP 1991. (IMO/FAO/Unesco/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Reducing environmental impacts of coastal aquaculture. *Report and studies*. GESAMP, 47:35p.

Gilbert, R.O. (1987). Statistical methods for environment pollution monitoring. Van Nostrand Reinhold Company Inc. USA. 320p.

Gorsline, D.S. y R.A. Stewart (1962). Benthic Marine Exploration of Bahía de San Quintín, Baja California, 1960-61. Marine Quaternary Geology. *Pacific Naturalist* 3(8):283-319.

Guelorget, O. y J.P. Perthuisot (1992). Paralitic ecosystems: biological organization and functioning. *Vie Milieu*, 42:215-251.

Gutiérrez-Galindo, E.A., G.Flores-Muñoz, R.Pro-García, J.A. Villaescusa-Celaya y J.A. González-Armenteros (1991). Metales pesados en tejido y en biodepositos del ostión *Crassostrea gigas* de la zona de cultivo de Bahía San Quintín, B.C., México. *Investigaciones Marinas*, CICIMAR, 6(1):175-186.

Hanson, P.J., D.W. Evans, D.R. Colby y V.S. Zdanowicz (1973). Assessment of elemental contamination in estuarine and coastal environments based on geochemical and statistical modeling of sediments. *Marine environmental research*, 34:237-266.

Haven, D.S. & Morales-Alamo, R. (1966). Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filterfeeders. *Limnology and Oceanography*, 11:487-498.

Horowitz, A.J. (1991). A primer sediment-trace Element chemistry, 2nd ed. Lewis Publishers, USA. 136p.

Jackson, M.L. (1976). Análisis químico de suelos. J.Beltrán-Martínez (traductor). 3a ed. Ed. Omega. España. p-ps:300-304.

Jørgensen, C.B. (1990). Bivalve filter feeding: Hydrodynamics, bioenergetics, physiology and ecology.

Kersten, M. y Förstner, U. (1991). Geochemical characterization of the potential trace metal mobility in cohesive sediments. *Geo-Marine Letters* 11:184-187.

Krumgals, B.S., S. Fainshtein and A. Cohen (1992). Grain size effect on anthropogenic trace metal and organic matter distribution in marine sediments. *The science of the total environment* 116:13-30.

Lankford, R. (1977). Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. En: Estuarine Processes. Circulation, sediments and transfer of material in the estuary. Cap.2. Academic Press, USA.

Lara-Lara, J.R. y S. Alvarez-Borrego (1975). Ciclo anual de clorofilas y producción orgánica primaria en Bahía de San Quintín, B.C. *Ciencias Marinas* 2(1):77-96.

Lara-Lara, J.R., S. Alvarez-Borrego y L.F. Small (1980). Variability and tidal exchange of ecological properties in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2:613-637.

Lares-Reyes, L. (1988). Variación temporal de cadmio y mercurio biodisponible en una zona de surgencias costeras. Tesis de Maestría. C.I.C.E.S.E., Ensenada, Baja California, México, 99p.

Libes, S.M. (1992). An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley & Sons, USA. 734p.

López-Dado, H. (1987). Estado actual del cultivo de ostrion en la República Mexicana. Tesis de licenciatura. U.A.B.C., F.C.M., Ensenada, Baja California, México, 25p.

Loring, D.H. (1991). Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 48:101-115.

Loring, D.H. y R.T.T. Rantala (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32:325-283.

Lovley, D.R. (1991). Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. *Microbiological reviews* 55(2):259-287.

Manud F., J.M. Deslou-Paoli, P. Pichot, C. Juge, J. Hussenot, V. Buchet, A. Bodoy, P. Le Mao y J.L. Moauvais (1992). Aquaculture en marais et lagunes: 1^{er} partie. *Equinoxe* 41:14-36.

Manud F., J.M. Deslou-Paoli, P. Pichot, C. Juge, J. Hussenot, V. Buchet, A. Bodoy, P. Le Mao y J.L. Moauvais (1993). Aquaculture en marais et lagunes: 2^e partie. *Equinoxe* 42:110-26.

Martin, J.M. y A.J. Thomas (1994). The global insignificance of telluric input of dissolved trace metals (Cd, Cu, Ni and Zn) to ocean margins. *Marine Chemistry* 46:165-178.

Martori-Oxamendi, J.I. (1989). Variabilidad de la circulación y sus causas en Bahía San Quintín, B.C. Tesis de maestría en ciencias, C.I.C.E.C.E., Ensenada, Baja California, México, 110p.

Millán-Núñez, R.S., S. Alvarez-Borrego y D.M. Nelson, (1982). Effects of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuarine, coastal and shelf science* 15(3):317-337.

Nishikawa-Kinomura, K.A. (1978a). Trace elements in oyster biodeposits. Tesis de maestría en ciencias, Oregon State University, USA, 93p.

Nishikawa-Kinomura, K.A. (1979). Estudio de impacto ambiental de una planta de harina de pescado en Bahía de San Quintín, B.C.M. Parte I. Biblioteca C.I.C.E.S.E., Ensenada, Baja California, México, 86p.

Ucampo, F. (1980). Análisis de marea y predicción de velocidad mediante un modelo unidimensional en Bahía San Quintín, B.C. Tesis de licenciatura. Escuela Superior de Ciencias Marinas, U.A.B.C., Ensenada, B.C., México. 42p.

O'Connor, T.P. y A.Y. Cantillo (1991). Trace element contaminants in sediments from the NOAA national status and trends program. Presentado en *The International Ocean Pollution Symposium*, Puerto Rico, Apr 29 - May 2, 1991.

Olmos-Aguilera, T.A. (1992). Variación temporal de las concentraciones de metales pesados en el ostión *Crassostrea gigas* cultivado en Bahía San Quintín, B.C., México. Tesis de maestría, C.I.C.E.S.E., Ensenada, Baja California, México, 87p.

Orme, A. R. (1974). Quaternary deformation of marine terraces between Ensenada and El Rosario, Baja California, México. En: *The Geology of Peninsular California for the 49th Annual Meeting of the Pacific Section AAPG-SEPM-SEG April 24-28, 1974*. G. Bastil y J. Lillegraven (Ed). p-ps:67-79.

Péna G. and B. Picot (1991). Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne: l'étang de l'au. *Oceanologica Acta*, 14(5):459-472.

Postma, H. (1981). Coastal lagoon research, present and future. Proceedings of a seminar, Duke University Marine Laboratory, Beaufort, NC, USA, August, 1978. (UNESCO, IABO). *Unesco Technical Papers in Marine Science*, 33:111-117.

Pou-Alberú, S. y Pozos-Salazar, G. (1992). Cantidad de sedimento drenado hacia la costa del Pacífico en el Noroeste de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 18(3):125-141.

Pringle, J.D. (1984). Efficiency estimates for various quadrat sizes used in benthic sampling. *Canadian journal fisheries and aquatic sciences*, 41:1485-1489.

Pro-García, R. (1990). Metales traza biodisponibles en el ostión *Crassostrea gigas* y en biodepositos de la zona de maricultivo de Bahía San Quintín, Baja California. Tesis de licenciatura. F.C.M.-U.A.B.C., Ensenada, Baja California, México, 47p.

Reynoldson, T.B. (1987). Interactions between Sediment contaminants and benthic organisms; *Hydrobiologia* 149:53-66.

Sañudo-Wilhelmy, S.A. y A. Russell-Flegal (1991). Trace element distributions in coastal waters along the US-Mexican boundary: relative contributions of natural processes vs. anthropogenic inputs. *Marine Chemistry* 33:371-392.

Secretaría de Recursos Hidráulicos -SARH-, (1978). Estudio de factibilidad hidrológica en San Quintín y Maneadero, B.C.N. Diagnóstico del Valle de San Quintín. Contrato No.1PP-7B-23. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica. Dir. Gral. de Gde. Irrig. Subdir. de Prom. y Progs. México, D.F.

Sigg, L. (1994). Regulation of trace elements in lakes: the role of sedimentation. En: *Chemical and Biological regulation of aquatic systems*. J. Büffle y R. R. DeVitre (Eds.), CRC Press, Inc. Chapter 5, p-ps:175-196

Sinex S. A. y D. A. Wright (1988). Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin* 19(9):425-431.

Takayanagi, K. (1990). L'aquaculture peut-elle être une source de pollution?. En: *Coups d'oeil sur le monde. Equinoxe* 31:39-43.

Taylor, S. R. (1964). The abundance of chemical elements in the continental crust -a new table. *Geochemical and Cosmochemical Acta* 28:1273-1285.

Vélez-Muñoz, H.S. (1986). Solución por análisis espectral múltiple al problema de las falsas correlaciones entre vientos, mareas y corrientes en una laguna costera. Tesis de maestría. C.I.C.E.C.A., Ensenada, Baja California, México, 72p.

Villarreal-Chávez, G. (1993). Impacto ambiental de un cultivo del ostión *Crassostrea gigas* en Bahía Falsa, Baja California, México. I.P.N., México, D.F., 60p.

Walkley, A y J.A. Black (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:29-38.

Wilkinson, L. (1987). SYSTAT: The system for statistics. SYSTAT, Evanston, IL.

Zúñiga-Santos, J. (1992). Evaluación geológico-ecanómica de la escoria volcánica en la zona de la Bahía de San Quintín. Sria. del Edo. de B. C., Gobierno del Estado de Baja California, 70p.