



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

DIVISION DE CIENCIAS E INGENIERIA

DETERMINACIÓN DE LOS METALES PESADOS EN
SEDIMENTO Y EN MEJILLÓN "*Mytilopsis sallei*" DE LA BAHÍA
DE CHETUMAL, QUINTANA ROO

TESIS RECEPCIONAL PARA OBTENER EL GRADO DE:
LICENCIADO EN INGENIERA AMBIENTAL

Presenta:

JUAN CARLOS ILLESCAS ANGELES

Director de tesis

Q.F.B. José Luis González Bucio

Asesores

Dr. José Manuel Carrión Jiménez

M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles

Chetumal, Quintana Roo, México, Octubre 2010.



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

DIVISION DE CIENCIAS E INGENIERIA

Tesis elaborada bajo la supervisión del Comité de Tesis del Programa de
Licenciatura y aprobada como requisito para obtener el grado de:

Licenciatura en Ingeniería Ambiental

COMITÉ DE TESIS

DIRECTOR: Q.F.B. José Luis González Bucio

ASESOR: Dr. José Manuel Carrión Jiménez

ASESOR: M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles

ASESOR SUPLENTE: M.C. Benito Prezas Hernández

ASESOR SUPLENTE: Biol. Alberto Pereira Corona

Chetumal, Quintana Roo, México, Octubre 2010.

ÍNDICE

| | |
|---|----|
| Índice General | I |
| 1.0.- Introducción | 1 |
| Justificación | 4 |
| 1.1.- Objetivos | 6 |
| Objetivo general | 6 |
| Objetivos específicos | 6 |
| 2.0.- Revisión bibliográfica | 7 |
| 2.1.- Metales pesados | 7 |
| 2.2.- Contaminación de sedimentos por metales pesados | 8 |
| 2.3.- Asociación de los metales pesados con los sedimentos | 10 |
| 2.4.- Bioacumulación | 14 |
| 2.5.- Procesamiento de los resultados del análisis de las muestras ambientales . | 17 |
| 2.5.1.- Análisis multivariado | 17 |
| 3.0.- Material y método | 19 |
| 3.1.- Equipo | 19 |
| 3.2.- Reactivos | 20 |
| 3.3.- Diseño de muestreo | 21 |
| 3.4.- Descripción del área de estudio | 22 |
| 3.5.- Muestreo de sedimentos marinos | 27 |
| 3.5.1.- Digestión de los sedimentos | 27 |
| 3.5.2.- Análisis de metales pesados | 28 |
| 3.5.3.- Análisis complementarios | 29 |
| 3.6.- Colecta de organismos | 29 |

| | |
|--|----|
| 3.6.1.- Preparación y análisis de muestras de organismos | 30 |
| 3.7.- Tratamiento estadístico de los datos | 31 |
| 4.0.- Resultados y discusión | 33 |
| 4.1.- Sedimentos..... | 33 |
| 4.1.1.- Análisis de metales | 33 |
| 4.1.2.- Análisis complementarios | 38 |
| 4.1.3.- Análisis de correlación | 40 |
| 4.1.4.- Análisis de componentes principales..... | 41 |
| 4.2.- Organismos | 45 |
| 4.2.1.- Metales pesados..... | 45 |
| 4.2.2.- Análisis de correlación | 48 |
| 4.2.3.- Análisis de componentes principales..... | 50 |
| 4.3.- Agua | 52 |
| 4.3.1.- Parámetros físico-químicos..... | 52 |
| 5.0.- Conclusiones | 54 |
| 6.0.- Recomendaciones | 56 |
| 7.0.- Bibliografía | 57 |
| Anexos | |
| I. Análisis de componentes principales | 71 |
| II. Análisis de componentes y principales y de conglomerado jerárquico | 75 |

1.0 INTRODUCCIÓN.

Debido a los graves problemas de contaminación de ambientes marinos en todo el mundo, se hace imprescindible la protección de los recursos naturales asociados a estos ecosistemas. Muchos de estos ecosistemas acuáticos se encuentran contaminados, producto de la actividad humana, algunos incluso, con sustancias tóxicas como los metales pesados.

La contaminación de las aguas terrestres y marinas, ha sido identificada como uno de los principales problemas ambientales al sur de México. Actualmente, se vierten residuales industriales y domésticos, sin tratar o con tratamiento deficiente, a muchas fuentes de aguas costeras territoriales.

En el estado de Quintana Roo, se reconoce la necesidad de la protección del medio ambiente, en especial de los ecosistemas acuáticos. Para ello existe un marco normativo, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Medio Ambiente (LGEEPA, 2008). Esta discute y regula el uso de sustancias nocivas peligrosas que se han generalizado y van en constante aumento, ya no sólo en la industria, sino también en los diversos sectores sociales, lo cual se ha traducido en riesgos sanitarios y ambientales importantes (INESEMARNAT, 2000).

Gran preocupación ha despertado la contaminación de las aguas por metales pesados. Estas sustancias, además de su alta toxicidad, no se degradan en el medio ambiente, donde pueden experimentar transformaciones químicas y biológicas que aumentan el peligro potencial que representan para los organismos vivos, e incluso, para el hombre. Son

difíciles de eliminar del medio, puesto que los propios organismos los incorporan a sus tejidos pasando a la cadena trófica.



Figura 1, Mapa de la zona de estudio.

Justificación.

La ciudad de Chetumal está provocando problemas de contaminación en su litoral, ya que no cuenta con un sistema adecuado de alcantarillado para canalizar sus aguas residuales de la ciudad a la Bahía (descarga por desechos orgánicos de 200 m³ por día), se ve alterado por la presencia de ortofosfatos debido a la descarga antropogénica, estas descargas se vierten directamente sin tratamiento previo, ya que en la ciudad, no se cuenta con las suficientes plantas de tratamiento de aguas negras, tampoco con relleno Sanitario en el basurero municipal, y estos desechos tóxicos son vertidos a la bahía a través del drenaje pluvial y por filtración que pasa al subsuelo y posteriormente al manto freático con desembocadura en la Bahía.

Otra costumbre es la canalización de desechos a la red pluvial que se distribuye a lo largo de la zona urbana y con desembocadura en un punto de la bahía. También se considera un sistema de contaminación los agregados agroquímicos que desechan las zonas agropecuarias de toda la ribera del río Hondo, debido al cultivo de la caña de azúcar y los desechos de ingenios azucareros y fábricas, que manejan desechos químicos tóxicos tales como restos de plaguicidas organoclorados, melazas, pesticidas etc., situados en nuestro país y en el país vecino de Belice C. A. estos desechos pasan al río Hondo, por filtración u otro mecanismo.

El problema es relevante debido a la atención de la salud humana, ya que la contaminación por descarga de aguas negras se encuentra en la parte limítrofe de la ciudad con la bahía y dentro de esta área acuífera, se encuentran proyectos como el de la construcción de cinco

balnearios de importancia para el ecoturismo en la ciudad y del propio estado, también este cuerpo de agua es utilizado para recreación social y para practicar la pesca local, de modo que no solo recibe descargas de desechos tóxicos de nuestra ciudad periférica a la bahía, sino que también al sureste de Quintana Roo tenemos la ciudad de Corozal del país de Belice, que está a solo 8 km de distancia entre ciudad Chetumal y ciudad Corozal, y que igualmente tiene el problema con el tratamiento de sus aguas residuales y con el uso de drenaje o fosas sépticas, por lo que se considera como foco de contaminación para la Bahía.

1.1. Objetivos

Objetivo general:

Estudio de la contaminación por metales pesados en 9 puntos de la Bahía de Chetumal, con alternativas de estudios de bioacumulación en el bivalvo *Mytilopsis sallei* y sedimentos cercanos a su hábitat.

Objetivos específicos:

- Establecer los niveles de concentración de los metales pesados, en el bioindicador bivalvo *Mytilopsis sallei* y sedimento, de los elementos (Cu, Cd, Pb, As y Hg) en nueve zonas de la Bahía, de acuerdo a los aportes de contaminantes presentes, empleando Espectroscopia de Absorción Atómica con generación de hidruros.
- Determinar Materia Orgánica, Carbonato de Calcio, pH, Temperatura y Salinidad en las muestras de agua y sedimento.

2.0 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Metales pesados

En los sistemas acuáticos se disuelven numerosas sales y sustancias de acuerdo a su solubilidad. La presencia en el terreno de diferentes materiales y estructuras geológicas son fuente de una gran variedad de iones disueltos en aguas superficiales, lo que permite saber, de no haber existido la actividad humana, que tipo de suelo atraviesa un cauce de agua. Algunos de estos iones tales como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{+2-} , se encuentran en mayor abundancia, respecto a los demás elementos en todas las aguas continentales, mientras que otros se encuentran a niveles trazas, como es el caso de los metales pesados. Algunos de ellos son necesarios para el adecuado desarrollo de los microorganismos, plantas y animales (metales esenciales) (Duffus, 1984).

La importancia que tiene el estudio de metales pesados en aguas y sedimentos se debe a su elevada toxicidad, alta persistencia y rápida acumulación por los organismos vivos. Los efectos tóxicos de los metales pesados no se detectan fácilmente a corto plazo, aunque si puede haber una incidencia muy importante a medio y largo plazo. Los metales son difíciles de eliminar del medio, puesto que los propios organismos los incorporan a sus tejidos y de estos a sus depredadores. La toxicidad de estos metales pesados es proporcional a la facilidad de ser absorbidos por los seres vivos; un metal disuelto en forma iónica puede absorberse más fácilmente que estando en forma elemental.

El término elemento traza se refiere a los elementos que se encuentran en concentraciones muy bajas en los sistemas. Incluye tanto los elementos que son esenciales para los

organismos como, Cu, Fe, Mn, Zn y Co, así como a los que no se le conoce alguna función biológica asociada y son altamente tóxicos, tales como Cd, Hg, Pb y Ag (Cervantes *et al.*, 1999). Los metales traza pueden dividirse en “pesados” (con densidades superiores a 5 g.cm⁻³) y “ligeros” (con densidades inferiores a 5 g.cm⁻³).

Aunque el término “metales pesados” no ha sido aún uniformemente definido, y algunos autores incluso lo consideran como una expresión sin sentido (Duffus, 1984), se aplica ampliamente a un grupo de elementos químicos (metales y metaloides) asociados con la contaminación y la toxicidad o ecotoxicidad.

Todos los metales pesados se encuentran presentes en los medios acuáticos, aunque sus concentraciones (en ausencia de contaminación) son generalmente muy bajas. Los metales pesados se encuentran en estas aguas como coloides, partículas minerales (sólidos en suspensión), o fases disueltas (cationes o iones complejos). Las formas coloidales suelen dar lugar a la formación de hidróxidos, mientras que las partículas sólidas incluyen una gran variedad de minerales. Las fases disueltas pueden a su vez ser capturadas por adsorción o absorción en arcillas o hidróxidos. Adicionalmente, los compuestos orgánicos pueden constituir fases con gran capacidad de captura de cationes metálicos, que en ocasiones dan lugar a compuestos extremadamente tóxicos (p. ej., metilmercurio: CH₃Hg) (Martínez, G. y Señor, W., 2001).

2.2 Contaminación de sedimentos por metales pesados

Las actividades humanas producen diferentes tipos de vertidos que incrementan la concentración de metales pesados en los sedimentos fluviales. Según su forma de

asociación, los metales son susceptibles o no, de solubilizarse durante las modificaciones fisicoquímicas estacionales. La desoxigenación de las capas profundas durante el verano, ocasiona la reducción química de los óxidos asociados a la fase sólida, produciendo así, la disminución de la concentración de Fe y Mn en el sedimento. La reducción de estos dos elementos puede ocasionar la solubilización de ciertos metales adsorbidos en el sedimento como el Zn, Cr y Ni (El Falaki *et al.*, 1994; Baruah *et al.*, 1996).

Los sedimentos pueden actuar como portadores y posibles fuentes de contaminación debido a que los metales pesados pueden ser liberados a la columna de agua por cambios en las condiciones ambientales tales como pH, potencial redox, oxígeno disuelto o la presencia de quelatos orgánicos (Förstner *et al.*, 1987; Sigg *et al.*, 1987; Carignan y Tessier, 1988; Vaithyanathan *et al.*, 1993; Singh *et al.*, 1999). Como se conoce, sólo ciertas formas químicas son tóxicas para los organismos, estas incluyen iones libres y metales liposolubles (Chen *et al.*, 1996).

Numerosos estudios han demostrado el poder quelante del EDTA, que disuelve metales de los sedimentos incorporándolos a la columna de agua (Frimmel *et al.*, 1989; Alder *et al.*, 1990). Otra posibilidad es que la presencia de ciertos componentes de las formulaciones detergentes como los tensoactivos, agentes blanqueadores, estabilizantes, entre otros, participen en la movilización de los metales pesados (Wiener *et al.* 1984; El Falaki *et al.*, 1994). Por lo tanto, el análisis de metales pesados en sedimentos, permite detectar la contaminación que puede pasar a las aguas y también proporciona información acerca de las zonas críticas del sistema acuático (Förstner y Salomons, 1980; Föstner *et al.*, 1993; Chen *et al.*, 1996).

2.3 Asociación de los metales pesados con los sedimentos

Los sedimentos pueden definirse como mezclas complejas de fases sólidas que pueden incluir bacterias, materia orgánica, minerales arcillosos, óxidos metálicos, carbonatos, sulfuros y una numerosa cantidad de minerales; los contaminantes pueden estar asociados con varias de estas fases. Los sedimentos son considerados como destino final de diferentes sustancias introducidas al medio, natural o antrópicamente, acumulándolas en concentraciones superiores a las de aguas y organismos, lo que facilita su análisis químico.

Para estimar la removilización de los metales pesados desde los sedimentos bajo pequeños cambios en las condiciones ambientales es de gran utilidad determinar las especies químicas en que se encuentran, así como el tipo de sustrato al que se hallan asociados los cationes metálicos en los sedimentos (Rosental *et al.*, 1986; Usero *et al.*, 1997). La extracción secuencial puede dar información sobre el comportamiento de los metales pesados en los sistemas acuáticos, su movilidad y poder lograr así, una mejor previsión en la manipulación. La técnica de extracción química secuencial para los estudios de especiación se aplica extensamente en estudios medioambientales, aunque su capacidad de separar metales pesados o definir fracciones geoquímicamente no es perfecto, pero es útil para entender el comportamiento químico y la biodisponibilidad de metales en los sedimentos (Usero *et al.*, 1997; Mester, 1998; Martin *et al.*, 1998; Usero *et al.*, 1998; García-Rico, L. *et al.*, 2004; Ahumada, R. *et al.*, 2004; Carro, B. *et al.*, 2005).

La estimación de la removilización de metales bajo condiciones ambientales y la asimilación potencial por los organismos son los principales objetivos para la diferenciación de especies en los metales traza enlazada a los sedimentos. Por otra parte, la biota puede interactuar a través de un gran número de vías con el medio ambiente que le

rodea, modificando el equilibrio dinámico entre las especies químicas en las fases líquida y sólida. Por otro lado, esta variabilidad posiblemente también es resultado de las propiedades de los metales y de la competición entre la adsorción de sedimento y la capacidad de complejación (Campbell y Tessier, 1987; Vaithyanathan *et al.*, 1993; Chen *et al.*, 1996).

Una de las primeras metodologías de extracción química secuencial fue desarrollada por Tessier *et al.*, (1979), y ésta ha servido de base para el desarrollo de otros esquemas posteriores de especiación como los métodos de Förstner, Salomons y Förstner, Meguellati y BCR (Quevauviller *et al.* 1993). Entre los diversos procedimientos existentes, los métodos de extracción selectiva son los que aportan una información más significativa en la determinación de las principales fases acumulativas de metales pesados en los sedimentos. A través de una serie de extracciones químicas sucesivas, se consigue remover los constituyentes más importantes de los sedimentos: carbonatos, óxidos de hierro-manganeso, materia orgánica y metales asociados a los minerales del sedimento (Legret, 1993; López-Sánchez, 1993; Usero *et al.*, 1997).

Diversos factores influyen en las incertidumbres de los procedimientos de extracción secuencial. Según (Zhang, 1995), las causas están relacionadas con la insuficiente selectividad de los reactivos utilizados en las extracciones, las imperfecciones en el pretratamiento de las muestras y la readsorción en la fase sólida después de los ataques químicos. Estos factores han hecho necesario un control estricto de las condiciones experimentales utilizadas.

Correspondiendo a la necesidad de armonizar los esquemas de extracción secuencial, el Buró Comunitario de Referencia de la Unión Europea (BCR) estableció diferentes proyectos con laboratorios europeos. (Ure *et al.*, 1993; Quevauviller, 1993) propusieron un

esquema que incluía tres etapas para realizar la extracción secuencial de los sedimentos. El primer material certificado para sedimentos fue preparado según el procedimiento establecido por Quevauviller *et al.*, (1997). Este procedimiento es aceptado en la actualidad por la Unión Europea.

El procedimiento europeo de extracciones secuenciales se ha aplicado ampliamente a diferentes tipos de sedimentos (Davidson *et al.*, 1994; Sauquillo *et al.*, 1995; Belazi *et al.*, 1995; Marín *et al.*, 1997; Mester, 1998; Martín *et al.*, 1998; Userno *et al.*, 1998), a suelos contaminados (Raksataya *et al.*, 1996; Maiz *et al.*, 1997; Ho, 1997) y también a lodos (Pérez *et al.*, 1996; Lavilla, 1999).

A pesar del avance que representan estas investigaciones en la estandarización del procedimiento de extracción, en las determinaciones se evidenció la necesidad de seguir el mismo de manera rigurosa, pues cualquier mínimo cambio en su aplicación conlleva a grandes problemas en la reproducibilidad. Numerosos trabajos se han realizado para mejorar la efectividad del procedimiento de extracción propuesto. Por ejemplo, (Sauquillo *et al.*, 1999) encontró que era mejor ajustar el valor del pH de los extractos en el paso II con cantidades fijas de ácidos, para aumentar la reproducibilidad y con ello evitar el cambio en las fases de extracción para algunos elementos. En este mismo trabajo, los autores proponen aumentar la concentración de cloruro de hidroxilamina, con el objetivo de incrementar la extracción de Fe y Mn en el segundo paso de extracción.

Estos estudios dieron lugar al surgimiento de un procedimiento de extracción modificado (Rauret, 1999), a través del cual se produce un cambio en la distribución del contenido de algunos metales en las fracciones dos y tres. También se verificaron variaciones en los contenidos en la fase residual.

(Mossop, 2003) evaluó las modificaciones realizadas al procedimiento original de extracciones, concluyendo que el parámetro que más influye en los cambios de distribución de los metales en las diferentes fases es el valor de pH al que se realizan los experimentos. Asimismo obtuvo una influencia significativa para un valor de pH superior a 1.5.

Este procedimiento modificado, al parecer, ha salvado algunos de los inconvenientes del procedimiento original, aunque no ha sido tan estudiado y aplicado a muestras de diverso tipo como el procedimiento original.

La mayoría de los esquemas de extracción secuencial se basan en la separación y determinación del elemento que existe en un material. Las fases que pueden encontrarse son:

- Cationes intercambiables o asociados a carbonatos. Estos pueden ser fácilmente liberados de los sistemas acuáticos por pequeños cambios ambientales.
- Metales asociados a óxidos de Fe y Mn. Los metales presentes en esta fase pasarán al agua en aquellas zonas donde el sedimento se encuentre bajo condiciones reductoras.
- Metales unidos a materia orgánica y sulfuros. Estos metales representan la fracción que se liberaría al pasar a condiciones oxidantes. Un caso típico es la deposición de los sedimentos anóxicos sobre superficies en contacto con la atmósfera.
- Fase residual o litogénica. Son los metales ligados a los minerales, formando parte de sus estructuras cristalinas. La liberación de metales de esta fase, en un período razonable de tiempo es ciertamente improbable.

La transformación y transporte físico están fuertemente influenciados por las condiciones específicas del sitio y prácticas de manejo, el clima y las condiciones estacionales de lluvias (García-Rizo *et al.*, 2002).

2.4 Bioacumulación

La fracción del metal que puede interactuar con los organismos vivos se conoce como fracción biodisponible o bioaccesible. (Quevauviller, 1999; Geebelen *et al.*, 2003). Para algunos autores, sin embargo, la biodisponibilidad de un tóxico está relacionada sólo con la magnitud en que el mismo es metabolizado por los organismos vivos, por lo cual, ésta es conceptualmente diferente a la bioaccesibilidad. (Ehlers, 2003; NRC, 2002).

El análisis de los contenidos de metales en los organismos vivos puede tener, además, otras ventajas adicionales: 1- Permite hacer una evaluación espacial y temporal integrada de la contaminación (Rainbow, 1995). 2- El resultado del análisis de los metales en los organismos vivos permite obtener información acerca del tiempo que determinado contaminante ha estado disponible (Díaz, 1995). Si se utilizan especies con ciclos de vida diferentes dicha estimación puede ser más exacta. 3- Si el organismo seleccionado es un bioconcentrador adecuado, el mismo magnifica las concentraciones del contaminante en su hábitat, por lo que al realizar las determinaciones pudieran utilizarse metodologías usuales (Sloof, 1993).

Está demostrado que la acumulación o tolerancia de los metales pesados por los organismos vivos depende de diversos factores bióticos como son: especie, edad, características genéticas, aclimatación previa; pero además de variables abióticas como son: presencia de sustancias orgánicas en el agua, pH, alcalinidad y dureza, temperatura, oxígeno disuelto,

entre otras (Aksorn, 2004; Wang, 1987; Leung, 2002; O'Leary, 1998). Por eso, no siempre es posible extrapolar resultados obtenidos con diferentes especies, ni en condiciones climáticas diferentes. Rainbow propuso utilizar las especies *Mytilus Edulis*, *Mytilus Galloprovinciales*, *Perna Viridis*, *Crassostrea Gigas*, entre otras, para poder hacer comparaciones entre la biodisponibilidad de los metales ya que las especies mencionadas son muy cosmopolitas y tienen una distribución geográfica amplia en los mares. (Rainbow, 1995).

Sin embargo, en la práctica es muy difícil contar con organismos que reúnan todas estas características, sobretodo en cuerpos de agua muy antropizados. Por ello, diversos autores (Henry, 1994; Tessier, 1999) recomiendan el uso de más de una especie de organismos, con diferentes formas de asimilación de los metales, para tener una evaluación más objetiva de la contaminación de los mismos en el sitio en estudio. Por ejemplo, (Henry, 1994) propone utilizar organismos que pertenezcan a tres grupos biológicos diferentes y recomienda emplear plantas, invertebrados y peces. Esta selección la realiza teniendo en cuenta la variación de las respuestas de los organismos a las sustancias tóxicas, en lo que influye la ruta de incorporación del contaminante.

Es por ello, que se consideró conveniente seleccionar un organismo de la especie de los Mejillones, conocidos por su elevada capacidad de acumulación de metales, para completar el estudio iniciado.

A pesar de la amplia aplicación de los organismos bentónicos, una de sus mayores dificultades radica en la existencia de diferentes rutas de incorporación de los metales. Se ha encontrado que los mismos toman los metales principalmente de la columna de agua (Warren, 1998) y del agua intersticial de los sedimentos, aunque otros lo hacen del alimento

(Roy, 1999), principalmente aquellos que son depredadores. En estos casos se ha encontrado que el alimento tiene una importancia mayor que el agua en la asimilación de los metales por estos organismos.

Otra de las desventajas del uso de los organismos del bentos es que muchos de ellos cambian de estado en dependencia de las estaciones del año y, por tanto, de hábitat. (EPA, 1990). Dentro de los moluscos, los bivalvos, principalmente almejas y ostras, han tenido una amplia utilización para estimar la contaminación por metales pesados del medio donde viven. (Pastor, 1994; Rainbow, 1995). Las almejas *Mytilus californiano* y *Ruditapes philippinarum*, concentran grandes cantidades de metales debido a su capacidad filtradora, y por ello se han empleado para estimar los niveles de Cd y Pb, entre otros metales (Lyngby, 1987; Baudrimont *et al*, 2004). En estos casos están bien establecidas las rutas de incorporación de los tóxicos a los organismos.

A pesar de ser los bivalvos los más empleados, no siempre ellos se encuentran en los sitios de interés o no están en las cantidades deseadas, de ahí la necesidad de estudiar otras especies que puedan utilizarse con estos fines. Gasterópodos de las especies *Bithynia tentaculata* y *Physa gyrana*, se utilizaron para evaluar la contaminación con Cd, Cu, Ni, Pb y Zn en el Río Saint Lawrence, Canadá. (Flessas *et al*, 2000).

Estudiar el efecto de la contaminación por metales pesados en el medio ambiente marino, mediante el empleo de organismos como indicadores biológicos, tiene el propósito de mitigar los impactos que estos elementos pueden producir tanto en los ecosistemas costeros como en la salud humana. Desde hace más de dos décadas y hasta la actualidad se ha propuesto el uso de mejillones del género *Mytilus* para evaluar el comportamiento espacial y temporal de metales en ambientes costeros (Le Bris H. y Pouliquen H. 2004). Entre las

características favorables está la capacidad de bioacumular los contaminantes a partir del alimento y del sedimento, en concentraciones que exceden considerablemente a las encontradas en el ambiente; además son sedentarios y de amplia distribución geográfica, estas últimas características les confieren cualidades para su fácil manipulación (Phillips y Rainbow, 1993).

2.5 Procesamiento de los resultados del análisis de las muestras ambientales

2.5.1 Análisis multivariado

El volumen grande de datos generados en análisis ambiental ha traído como consecuencia la necesidad de utilización de métodos especiales del procesamiento de los resultados.

La Quimiometría está conformada por una serie de métodos matemáticos, estadísticos y químicos, que permiten el reconocimiento de relaciones complejas y patrones de comportamiento ocultos en grandes cantidades de datos, en una amplia variedad de situaciones en diversos campos, entre ellos, el análisis medioambiental (Einax, 2003).

Los resultados de las mediciones medioambientales se caracterizan usualmente por su elevada variabilidad, en la que se incluye, además de su variabilidad natural, la incertidumbre resultante de los procesos analíticos como el muestreo, la conservación de las muestras, las mediciones analíticas, etc., de manera que al emplear métodos univariados para su estudio se pierde a menudo información (Grupo de Quimiometría, 2001)

Entre las principales herramientas quimiométricas se encuentran los métodos multivariados, como son el análisis de Discriminantes (AD), las correlaciones Canónicas y el Análisis por

Componentes Principales (ACP). Estas han sido empleadas en los últimos 20 años, en la interpretación de datos numéricos resultantes de los diseños de experimentos y de la medición de numerosas variables simultáneamente.

En el presente trabajo se utilizó el programa XLSTAT-Pro versión 7.5.3 (1995-2005 Addinsoft, NY, USA), para establecer correlaciones lineales, realizar el análisis de componentes principales (ACP) y de cluster.

3.0 MATERIAL Y METODO

En los sedimentos superficiales fueron evaluados: metales pesados, materia orgánica y carbonato de calcio.

En los organismos bivalvos fueron evaluados: los metales bioacumulados, aplicando una metodología de mineralización húmeda modificada, propuesta en el manual de Métodos de Investigación del medio Ambiente Acuático (FAO, 1983).

En las aguas fueron evaluados: los parámetros físico-químicos (Temperatura, pH y salinidad)

3.1 Equipos

- Espectrómetro de Absorción Atómica, de doble rayo Varian, modelo SpectrAA 220, con llama aire/acetileno y oxido nitroso/acetileno y generador de hidruros VGA 77.
- Balanza analítica Sartorius BL 120 S (0.1 mg).
- Liofilizadora Armfield FT33, a una temperatura de -40°C y una presión de 3×10^{-2} mbar. Cámara de trabajo cilíndrica de 300 mm de diámetro y 370mm de profundidad con tapa de material acrílico transparente y tres bandejas.
- Tamices de nylon de $63 \mu\text{m}$ y un rotor de tamizado Fisherbrand.
- Rotor y termostato Sartorius.

- Manta de calentamiento PYRO MULTI-MAGNESTI con regulación de temperatura y se utilizó fibra de vidrio para hacer uniforme la temperatura en todo el recipiente.
- Draga Ekman con mensajero de acero inoxidable de 100 pies de línea, con capacidad para 2 kg de sólidos.
- Conductidímetro portátil HANNA modelo HI9635 en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y con ajuste de temperatura, calibrado con cloruro de potasio (KCl) al 0.01M.
- Oxímetro portátil HANNA modelo HI3142, previamente calibrado antes de cada muestreo.
- pH-metro portátil modelo HANNA HI 9025C de lectura digital a la centésima, con un electrodo combinado de vidrio-calomel.
- Pipetas automáticas de 50, 100, 200 y 1000 μl . Marca Oxford

3.2 Reactivos

Los reactivos utilizados para el tratamiento de las muestras fueron de grado analítico (grado HPLC):

- Ácido nítrico J.T. Baker, al 69 – 70 % y $d = 1.42 \text{ Kg/L}$.
- Ácido Clorhídrico JT. Baker, 36.5 – 38 %.
- Ácido sulfúrico JT. Baker, 98% pureza.
- Agua Tridestilada, Lote-Y24CO3. J.T. Baker.
- Agua bidestilada para lavado de los utensilios.
- Peróxido de Hidrógeno 8.8 M, J. T. Baker, (Ultrapure).
- Cloruro Estannoso (cloruro de estaño II), J.T. Baker.

- Borohidruro de Sodio, J.T. Baker.
- Patrones (estándares) 1000 ± 0.1 ppm de cada elemento metálico. Marca Varian.

3.3 Diseño de Muestreo

Se estableció el diseño de muestreo a lo largo del litoral de la bahía de Chetumal, donde existe un gradiente de contaminación, el criterio para la ubicación preliminar de la red de estaciones de muestreo se basó en la cercanía a las descargas de aguas residuales del área y a su zona de influencia, y a los objetivos de la presente investigación. Uno de los objetivos del muestreo fue determinar una submuestra que cae dentro de lo que se denomina el muestreo dirigido. El muestreo se realizó con una lancha con motor fuera de borda de 25 pies de largo y motor de 60 hp, propiedad de la Universidad de Quintana Roo con la cual se colectaron las muestras de sedimento, agua y organismos.

El diseño de muestreo partió de los siguientes puntos estratégicos donde son vertidas las aguas negras no tratadas provenientes de desagües, algunos drenajes y desembocaduras de ríos y algunas zonas lagunares, para ello se seleccionaron 9 estaciones de muestreo, en la Fig. 1, se ubican geográficamente las estaciones de muestreo. En cada estación se colectó 3 réplicas de muestras de sedimento y agua.

Los puntos de muestreo seleccionados fueron los siguientes: 1.- Boca de la Laguna Guerrero, 2.- Norte de la Isla Tamalcab, 3.- Sur de la Isla Tamalcab, 4.- Balneario

Calderitas, 5.- Universidad, 6.- Balneario Dos Mulas, 7.- Local Bellavista, 8.- Balneario Punta Estrella, 9.- Desembocadura del río Hondo y 10.- punto blanco.

Tanto organismos, sedimentos y aguas, se recolectaron en frascos de polipropileno, siguiendo el criterio propuesto por Word y Mearns (1979), previamente lavados con Ácido nítrico diluido al 10%, los frascos fueron etiquetados y conservados adecuadamente.

Los muestreos realizados fueron para evaluar las condiciones ambientales de la bahía de Chetumal, durante las siguientes fechas:

- – En Febrero del 2002 en temporada de secas. Muestreo de agua, sedimentos y organismos.
- –En Septiembre del 2002 en temporada de lluvias. Muestreo de agua, sedimentos y organismos.

3.4 Descripción del área de estudio

La parte sur del estado de Quintana Roo se encuentra formada de rocas sedimentarias marinas de carbonato y anhidritas, cuyo origen corresponde al Mioceno y Plioceno, ambos periodos pertenecientes al Cenozoico; por lo que como resultado, existe un franco predominio de calizas, con relieve cársico característico.

La Bahía de Chetumal, está situada en el extremo Sur del Estado de Quintana Roo, al Sureste de la península de Yucatán en México. También es una zona fronteriza que comparten México y Belice. Frente a la ciudad del mismo nombre, tiene conexión con el Río Hondo el cual sirve como límite fronterizo con el país de Belice, Centro América, y comunica con el mar Caribe, pasando a través de varios cayos; Esta limitada por los paralelos 18° 21" y 18° 52" N y los meridianos 87° 54" y 88° 23" de longitud Oeste (Fig.1).

La Bahía de Chetumal es un cuerpo de agua salobre, debido a la influencia de agua dulce del río Hondo y agua salada del Mar Caribe, por su baja profundidad generalmente las corrientes son generadas por los vientos, en cuanto a las mareas son de baja amplitud (50 a 60 cm), las mareas que se presentan en el mar Caribe no influyen directamente con las mareas dentro de la Bahía.

La profundidad promedio del sector noroeste es de 4.5 m y el sector sureste es muy irregular y presenta múltiples zonas de bajos. Tiene una extensión de 67 km de longitud y la anchura de 29 km abarcando una superficie de 1098 km², y una orientación al SE que se abre hacia el mar Caribe. Dentro de la Bahía, se encuentra el área de estudio, localizada en el litoral de la zona urbana de Chetumal, tiene 5 Km de longitud y 50 m de anchura, posee características de un estuario porque tiene aportes de agua dulce proveniente del río Hondo, laguna Guerrero, además de pequeños manantiales y de la intrusión de agua de mar proveniente del mar Caribe.

Se considera a la Bahía de Chetumal como un sistema lagunar estuarino semicerrado con influencia marina limitada a la zona sureste, hipohalino por presentar salinidad promedio no mayor a 14 ppm, somero, con profundidad media de 3.2 m y máxima de 7 m y con temperaturas de 25 a 32 ° C (Gasca y Castellanos, 1993).

Los litorales de la Bahía son muy irregulares, carecen de playas hasta ahora y están rodeados de manglares de las especies *Rhizophora mangle* y *Conocarpus erectus*.

Por lo somero y la acumulación de sedimentos principalmente entre Cayo Cabezo, Cayo Negro y Cayo Cangrejo en un área de 259 km², resta fuerza a las corrientes de entrada provenientes del mar Caribe. Los sedimentos en la mayor parte de la Bahía son limos excepto en el margen costero donde predominan el material terrígeno con un 90% de carbonato de calcio (Wantland, 1969).

Las corrientes que se manifiestan son originadas por la acción de los vientos alisios del este y sureste, con dirección dominante nor-noreste, velocidad promedio de 3m/s durante todo el año, por lo que la renovación y circulación de las aguas y sus nutrientes se consideran lentas (Chavira *et al*, 1992).

Los usos principales de la Bahía son; la recreación y explotación de pesquerías de escamas a pequeña escala para autoconsumo y abasto local. Forma parte de la región más importante en el Caribe en la distribución del Manatí (*Trichechus manatus*) principalmente en la costa noreste (Morales y Olivera, 1996).

Para la clasificación de la Bahía, se tienen nueve unidades morfotectónicas continentales para las costas mexicanas, según la clasificación tectónica. En la unidad IV, que comprende el borde de la Península de Yucatán desde las cercanías de la Isla Aguada, Campeche, hasta la Bahía de Chetumal en Quintana Roo; su longitud comprendida es de 1,100 km. Esto está comprendido en la plataforma yucateca y en la clasificación fisiográfica propuesta por Álvarez, la plataforma emerge desde él (INEGI, 1994). Se sitúa en la unidad morfotectónica IV de Carranza- Edwards et al (1975) formada de sedimentos carbonatados y topografía cárstica. Lankford (1977) la ubica en el tipo IV-A por ser un sistema de tipo con barrera rígida de carbonatos (cayo Ambergris) con escurrimientos y aportes de agua dulce. Los principales aportes de agua provienen de los ríos Hondo, Kik y Nuevo, de las lagunas como Guerrero y Shipstern, de los ríos subterráneos (Wantland, 1969) y de agua marina del Mar Caribe.

El clima de la región es de tipo AW(X') y AW2(W'), que corresponde a cálido sub húmedo con lluvias en verano, según la clasificación climática de Koppen modificada por García (1981); la temperatura media anual oscila entre 25 y 27° C con una variación térmica menor 5°C; la precipitación pluvial media es de 1249 mm anuales (INEGI, Cuaderno Estadístico Municipal de Othón P. Blanco, Quintana Roo, 1994). El periodo de lluvias comprende los meses de Mayo a Octubre, pero se presentan con más frecuencia e intensidad entre los meses de Junio a Septiembre.

Hay otros sitios que ameritan cierta protección. El río Hondo y el litoral de la Bahía de Chetumal, son muy importantes para las especies de manatíes, ya que incluye la mayor población en todo el sureste del país. Actualmente la Bahía, es área natural protegida, por

ser santuario del manatí y refugio de los Delfines, además de que la ciudad de Chetumal, es cabecera para el desarrollo ecoturístico de la región sur y del proyecto costa Maya en el estado de Quintana Roo.

El río Hondo, considerado como el único río del estado, es en realidad una falla geológica, mide 160 km de largo con una anchura y profundidad promedio de 50 a 10 metros respectivamente, sirve como límite fronterizo entre México y el vecino país de Belice, es navegable desde el lugar llamado Lagunitas hasta su desembocadura en la Bahía, la vegetación en sus márgenes está compuesta de Manglar de las especies *Rizophora mangle* y *Conocarpus erectus* principalmente, además de comunidades vegetales de tasiste (*Borassus flabellifer*) y selva mediana generalmente. Este río se inicia en Guatemala con el nombre de río Azul, a la altura de Dos Bocas toma el nombre de río Hondo debido a un aumento de su profundidad y cauce. Los ríos San Román, arroyo Sabido y arroyo Chac, constituyen los tributarios más importantes al cauce del río Hondo.

En río Hondo se encuentran tres especies acuáticas importantes: el manatí (*Trichechus manatus*) en peligro de extinción, el lagarto (*Crocodylus moreletii*) sujeto a protección especial y la nutria del río al parecer de la especie (*Lontra longicaudis*) especie en amenaza, lo anterior de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-059 ECOL-1994.

3.5 Muestreo de Sedimentos marinos

Se tomaron tres muestras repetidas de sedimento por estación, a una distancia de 500 metros de línea de costa. La metodología para el diseño de muestreo se tomó de (Carbajal, V.W., 1999). Se seleccionó la distancia de 500 metros de acuerdo al objetivo del trabajo, que es evaluar el impacto sobre la bahía de las descargas de residuales.

Las muestras de sedimentos se tomaron en un área de 20 cm de diámetro y 15 cm de profundidad aproximadamente (González, H., 1989), en 27 puntos (3 réplicas por cada uno de los 9 puntos de muestreo). Los sedimentos se secaron, liofilizaron y tamizaron empleándose la fracción menor de 63 μm para su posterior digestión de acuerdo al estándar (ISO-11466, 1994). Esta fracción incluye arcillas ($<2\mu\text{m}$) y limos (2-63 μm). El tamizado se efectuó con un tamiz de polipropileno limpio y libre de metales traza, en esta fracción se concentran prácticamente la totalidad de materia orgánica y metales pesados (Förstner y Salomón, 1980). Para el análisis de los metales, se aplicó el procedimiento descrito en la norma (ISO-11047, 1998). Las determinaciones se realizaron por Espectrometría de Absorción Atómica con llama o generación de hidruros / vapor frío, según el caso.

3.5.1 Digestión de los sedimentos

Los sedimentos de la Bahía fueron transportados al laboratorio inmediatamente después de muestreados para proceder a su liofilización, tamizado y digestión (ISO-11466, 1994). Los materiales y equipos utilizados en el laboratorio pueden introducir contaminación en las muestras que se analizarán y por ello se sometieron a limpieza con HNO_3 10% previo a su

utilización. Se escogió la digestión señalada porque es la recomendada por la Comisión Europea tanto para la determinación del contenido de de los sedimentos, como para el último paso del procedimiento de extracción secuencial de los mismos. Se empleó la digestión debido a que es ésta la fracción metálica de mayor interés ambiental en cuanto a impacto en los ecosistemas, pues es la más móvil y biodisponible.

3.5.2 Análisis de metales pesados

En el análisis de las muestras digeridas de sedimentos marinos, se analizaron 7 metales; Cu, Cd, Cr, Zn, Pb, Hg y As, se seleccionaron de acuerdo a su importancia ambiental y a los antecedentes descritos en la Introducción, acerca del origen de la contaminación. Como es conocido, el Cu, Zn y Cd son indicadores de contaminación urbana, mientras que el As, Hg, Pb, etc., pueden estar asociados al empleo de agroquímicos o a desechos industriales (Cervantes, C., 1999).

Se empleó la curva de calibración como método de evaluación, empleando el Software del instrumento para la calibración y utilizando tres puntos para la construcción de la curva. Los patrones se prepararon en la misma matriz ácida que las muestras para evitar interferencias.

Los parámetros instrumentales empleados en las determinaciones se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1, Parámetros instrumentales para la determinación de los metales pesados por EAA.

| | Cu (A/A) | Cd (A/A) | Cr (A/A) | Zn (A/A) | Pb (A/A) | Hg (A/A) | As (N2O / A) |
|------------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|--------------|
| Longitud de Onda (nm) | 324.8 | 228.8 | 357.8 | 213.9 | 217 | 253.7 | 193.7 |
| Flujo de aire (L/min.) | 3.5 | 3.5 | 3.5 | 10 | 3.5 | 10 | 3.5 |
| Flujo de combustible (L/min.) | 1.5 | 4.5 | 1.5 | 2 | 1.5 | 2 | 2.5 |
| Corrección de fondo D ₂ | SI | SI | SI | SI | SI | SI | SI |
| Intensidad de corriente (mA) | 4 | 4 | 4 | 5 | 10 | 4 | 10 |
| Slit (mm) | 0.5 | 0.5 | 0.2 | 1 | 1 | 0.5 | 0.5 |
| Altura quemador (mm) | 13.5 | 13.5 | 13.5 | 13.5 | 13.5 | 13.5 | 15.8 |

A/A = aire / acetileno

3.5.3 Análisis Complementarios

Se determinó el contenido total de materia orgánica (MO) mediante el método gravimétrico de pérdida de peso por volatilización a 550° C (Bagrat, 1965), (González, H., 1989); el contenido total de carbonatos (CaCO₃) mediante el método de valoración ácido-base con detección potenciométrica del punto final (Bagrat, 1965).

3.6 Colecta de los Organismos

Se colectaron organismos del Bentos (sésiles) bivalvos de la especie *Mytilopsis sallei* (mejillones). Se tomaron 20 organismos de la misma talla y peso en 5 puntos de muestreo de la Bahía de Chetumal, tanto en la época de lluvia como en época de seca del año 2002. Después de la colecta se procedió a tamizar y a lavar con agua dulce a través de dos aberturas de luz de malla de 0.5 y 1.0 mm para eliminar impurezas y lodos.

Estos organismos se seleccionaron por tener hábitat sedentario y tamaño apreciable, y por lo tanto son fáciles de identificar y coleccionar (González, H., 1989; Llanes-Baeza, González. 2002).

Aunque están en la misma ubicación en cuanto a lugar los puntos de muestreo de estos organismos no coinciden exactamente con el lugar donde se muestreó el sedimento por dos factores:

1. El hábitat de estos mejillones es la costa
2. En los puntos de muestreo del sedimento no se pudo encontrar ningún organismo que pudiera usarse con estos fines.

No obstante, se mantuvo el mismo transecto para los puntos de muestreo de ambos tipos de muestra.

En el laboratorio de Química Analítica Ambiental de la Universidad de Quintana Roo en Chetumal, se confirmó la taxonomía de cada organismo bivalvo estudiado.

3.6.1 Preparación y análisis de muestras de organismos

Después de ser lavados, los organismos se desecaron, se liofilizaron, tamizaron y finalmente se digirieron mediante una técnica de mineralización húmeda modificada, propuesta en el manual de Métodos de Investigación del medio Ambiente Acuático (FAO, 1983). Esta técnica consiste en hervir a reflujo la muestra con ácido nítrico humeante y peróxido de hidrógeno y después determinar las concentraciones de los metales. Se seleccionaron los metales Hg, Pb, Cd y Zn por ser los que arrojaron contenidos más

elevados en los sedimentos y de los que se conoce su mayor bioacumulación (Martínez, C. *et al.*, 1992).

Como en los casos anteriores los contenidos de Zn, Cd, Pb y Hg se determinaron mediante Espectrometría de Absorción Atómica con llama o generación de hidruros / vapor frío, según el caso. En particular la determinación de Hg se llevó a cabo utilizando el método recomendado por Method 245.6, 1991.

3.7 Tratamiento estadístico de los datos

La exactitud de las determinaciones en sedimentos y organismos, se evaluó mediante materiales de referencia de sedimento calcáreo (CE-141) y de mejillón (NIST-SRM-2977).

Los resultados de exactitud obtenidos se muestran en las Tablas 2 y 3.

Tabla 2, Resultados del análisis de los materiales de referencia en mejillones $\mu\text{g/g}$. (n=3).

| Metales organismos | CST NIST-SRM-2977 | CE | (CE -S) | (CE +S) | S |
|--------------------|-------------------|--------|---------|---------|------|
| Hg | 0.10 | 0.12 | 0.10 | 0.14 | 0.02 |
| Pb | 2.27 | 2.35 | 2.24 | 2.46 | 0.11 |
| Cd | 0.18 | 0.21 | 0.17 | 0.25 | 0.04 |
| Zn | 135.00 | 136.21 | 134.95 | 137.47 | 1.26 |

Tabla 3, Resultados del análisis de los materiales de referencia en sedimentos $\mu\text{g/g}$. (n=3)

| Metales sedimentos | CST CE-141 | CE | (CE -S) | (CE +S) | S |
|--------------------|------------|-------|---------|---------|------|
| Hg | 0.06 | 0.06 | 0.05 | 0.07 | 0.01 |
| Pb | 27.32 | 28.50 | 27.27 | 29.73 | 1.23 |
| Cd | 0.36 | 0.40 | 0.33 | 0.47 | 0.07 |
| Zn | 78.11 | 79.10 | 77.99 | 80.21 | 1.11 |
| Cu | 30.52 | 29.21 | 26.71 | 31.71 | 2.50 |
| Cr | 74.19 | 73.20 | 69.99 | 76.41 | 3.21 |
| As | 26.28 | 25.80 | 24.57 | 27.03 | 1.23 |

CST = concentración de material de referencia, CE = concentración experimental, S = desviación estándar.

Se encontró que los intervalos de confianza obtenidos para las determinaciones experimentales, incluyen el contenido certificado de la muestra de referencia, lo que avala la exactitud del método de digestión y análisis empleado.

La precisión se evaluó a través de la desviación estándar.

$$S = \sqrt{\frac{\sum (X_i - \bar{X})^2}{(n-1)}}$$

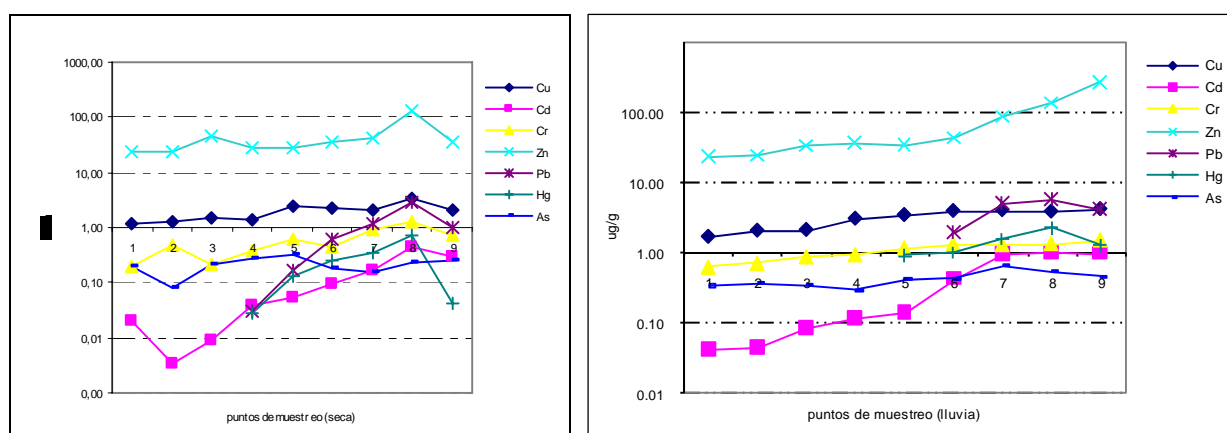
Los resultados obtenidos se procesaron con el programa XLSTAT-Pro (Statistical Data Treatment) versión 7.5.3 (1995-2005 Addinsoft), USA., para establecer correlaciones lineales, realizar el análisis de componentes principales (ACP) y de cluster.

4.0 RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Sedimentos

4.1.1 Análisis de metales

Los resultados del análisis de los sedimentos en los 9 puntos de muestreo seleccionados y punto blanco, se muestra en la Tabla 4, y en las Figuras 2 y 3. Como se puede observar, el comportamiento de los contenidos metálicos en el sedimento responde al patrón previsto, es decir, los metales pesados tienden en general a ser más elevados en temporada de lluvia lo cual se explica por los escurrimientos que tienen lugar en esta temporada, así como porque se favorecen los fenómenos de mezcla del material suspendido en la columna de agua.



Figuras 2 y 3, Concentraciones medias de metales en sedimentos en seca y lluvia 2002

También se aprecia que los puntos del 5 al 9 presentan las concentraciones más elevadas de los metales. Esto se explica porque corresponden a las zonas más importantes de descargas de aguas residuales y a la propia desembocadura del río Hondo (Figura 1).

Tabla 4. Concentración media de metales pesados en sedimentos ($\mu\text{g/g}$) en 2002 (n = 9).

| Puntos | Cu | | Cd | | Cr | | Zn | | Pb | | Hg | | As | | Fe | |
|----------|---------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|
| | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) |
| 1 | 1.19 \pm 0.1 4 | 1.66 \pm 0.2 1 | 0.02 \pm 0.02 | 0.04 \pm 0.01 | 0.20 \pm 0.02 | 0.62 \pm 0.01 | 23.00 \pm 1.86 | 23.00 \pm 1.86 | ND | ND | ND | ND | 0.20 \pm 0.0 1 | 0.33 \pm 0.0 1 | 212.00 \pm 3.2 1 | 254.00 \pm 3.2 3 |
| 2 | 1.30 \pm 0.1 7 | 2.03 \pm 0.1 4 | ND | 0.04 \pm 0.01 | 0.48 \pm 0.43 | 0.70 \pm 0.03 | 23.78 \pm 2.46 | 23.78 \pm 2.46 | ND | ND | ND | ND | 0.08 \pm 0.0 3 | 0.36 \pm 0.0 5 | 217.00 \pm 2.3 2 | 207.00 \pm 3.4 3 |
| 3 | 1.49 \pm 0.1 4 | 2.08 \pm 0.0 2 | 0.01 \pm 0.01 | 0.08 \pm 0.02 | 0.21 \pm 0.02 | 0.86 \pm 0.05 | 43.78 \pm 3.42 | 33.33 \pm 3.38 | ND | ND | ND | ND | 0.22 \pm 0.0 8 | 0.33 \pm 0.0 1 | 286.00 \pm 3.5 4 | 314.00 \pm 3.4 4 |
| 4 | 1.35 \pm 0.0 4 | 3.00 \pm 0.6 1 | 0.04 \pm 0.01 | 0.11 \pm 0.01 | 0.36 \pm 0.04 | 0.92 \pm 0.01 | 28.33 \pm 8.76 | 37.11 \pm 2.22 | 0.03 \pm 0.0 0 | ND | 0.03 \pm 0.0 1 | ND | 0.28 \pm 0.0 2 | 0.28 \pm 0.0 1 | 263.00 \pm 5.3 2 | 325.00 \pm 4.2 3 |
| 5 | 2.46 \pm 0.1 0 | 3.38 \pm 0.3 0 | 0.05 \pm 0.01 | 0.14 \pm 0.05 | 0.60 \pm 0.05 | 1.14 \pm 0.06 | 28.67 \pm 6.64 | 33.78 \pm 1.84 | 0.17 \pm 0.0 6 | ND | 0.13 \pm 0.0 4 | 0.90 \pm 0.2 8 | 0.31 \pm 0.0 7 | 0.41 \pm 0.0 3 | 271.00 \pm 3.4 3 | 340.00 \pm 3.2 1 |
| 6 | 2.35 \pm 0.3 0 | 3.86 \pm 0.1 0 | 0.09 \pm 0.03 | 0.42 \pm 0.36 | 0.44 \pm 0.03 | 1.29 \pm 0.05 | 36.89 \pm 3.79 | 43.56 \pm 2.14 | 0.61 \pm 0.1 9 | 1.92 \pm 0.0 8 | 0.24 \pm 0.0 6 | 0.99 \pm 0.2 7 | 0.18 \pm 0.0 3 | 0.41 \pm 0.0 1 | 501.00 \pm 4.2 3 | 542.00 \pm 3.7 2 |
| 7 | 2.14 \pm 0.1 8 | 3.96 \pm 0.0 4 | 0.17 \pm 0.01 | 0.93 \pm 0.06 | 0.90 \pm 0.04 | 1.27 \pm 0.08 | 43.44 \pm 4.44 | 88.44 \pm 5.82 | 1.22 \pm 0.0 7 | 4.84 \pm 0.1 7 | 0.35 \pm 0.0 3 | 1.57 \pm 0.4 3 | 0.16 \pm 0.0 2 | 0.63 \pm 0.0 3 | 790.00 \pm 5.2 3 | 804.00 \pm 5.3 2 |
| 8 | 3.41 \pm 0.3 7 | 3.78 \pm 0.1 1 | 0.45 \pm 0.02 | 1.00 \pm 0.07 | 1.24 \pm 0.10 | 1.32 \pm 0.02 | 129.56 \pm 5.3 6 | 137.78 \pm 6.9 0 | 2.84 \pm 0.2 9 | 5.63 \pm 0.2 8 | 0.70 \pm 0.0 6 | 2.25 \pm 0.0 9 | 0.23 \pm 0.0 3 | 0.53 \pm 0.1 1 | 298.00 \pm 8.3 2 | 312.00 \pm 3.5 4 |
| 9 | 2.04 \pm 0.1 2 | 4.11 \pm 0.0 4 | 0.30 \pm 0.01 | 0.96 \pm 0.05 | 0.71 \pm 0.16 | 1.47 \pm 0.09 | 35.78 \pm 6.06 | 276.89 \pm 7.5 0 | 0.99 \pm 0.1 0 | 4.11 \pm 0.2 5 | 0.04 \pm 0.0 4 | 1.25 \pm 0.0 2 | 0.25 \pm 0.1 8 | 0.44 \pm 0.0 1 | 569.00 \pm 6.4 3 | 680.00 \pm 8.3 4 |
| Blanco S | 0.70 \pm 0.0 2 | 0.72 \pm 0.0 2 | 0.017 \pm 0.00 1 | 0.021 \pm 0.00 2 | 0.019 \pm 0.00 1 | 0.021 \pm 0.00 2 | 5.37 \pm 0.89 | 6.35 \pm 0.32 | ND | ND | ND | ND | 0.14 \pm 0.0 2 | 0.21 \pm 0.0 2 | 43.85 \pm 2.19 | 49.88 \pm 1.18 |

(A \pm s); Concentración de metales pesados y desviación estándar en temporada de seca, (B \pm s); Concentración de metales pesados y desviación estándar en temporada de lluvias; Blanco S; blanco sedimento; ND; No detectado, NE; No efectuado, 2002.

Puede observarse también que las concentraciones son generalmente mayores en el punto de muestreo 8 en ambas temporadas durante el año 2002, que en la propia desembocadura del río (punto de muestreo 9), debido posiblemente a fenómenos de transporte que provocan el arrastre de los contaminantes hacia ese punto de muestreo. Según (Morales *et al.*, 1996; González J.L. *et al.*, 2005) esto puede deberse a la influencia de las corrientes marinas en esta Bahía, como se aprecia en la Figura 1.

Los contenidos de Zn, Hg, Pb y Cd encontrados en los sedimentos son bastante elevados de acuerdo a la toxicidad de estos metales. En el caso particular del Hg los valores oscilan desde 0,13 hasta 3,80 $\mu\text{g/g}$ en los puntos de muestreo del 5-9; para el caso del Pb en estos mismos puntos los valores oscilan entre 0,17 y 19,33 $\mu\text{g/g}$; para el Cd los valores oscilan entre 0,05 a 1,71 $\mu\text{g/g}$; para el Cr entre 0,44 a 2,18 $\mu\text{g/g}$ y para el As entre 0,16 a 3,20 $\mu\text{g/g}$. El Zn aunque es un metal esencial, presenta contenidos en el intervalo de 8,81 a 812 $\mu\text{g/g}$. En general, los valores de Hg encontrados en los sedimentos son muy superiores a los publicados por López (López D., 2003) en un estudio realizado en Sudamérica en lugares con relativamente poca influencia antropogénica (hasta 0.1 $\mu\text{g/g}$), pero similares a los reportados por De Luca Rebello (menos de 2 $\mu\text{g/g}$) (De Luca Rebello, 1986). También, los valores de Hg encontrados en la Bahía de Chetumal son superiores a los encontrados en los sedimentos del río Marabasco en Colima, México (Lara, V. 2003) (0.0075 $\mu\text{g/g}$), al igual que los sedimentos reportados por Gil, M.N. (2006), donde no se detecta Hg en la zona costera de Argentina.

Las concentraciones de Cd encontradas en los sedimentos son superiores a las publicadas por López, (López D., 2003) (hasta 0.5 $\mu\text{g/g}$); Osuna-López. (2007) (0.58 $\mu\text{g/g}$);

Gundacker, C. (2000) (0.44 $\mu\text{g/g}$); Márquez, A. *et al.*, (2008) (1.51 $\mu\text{g/g}$); Gil, M.N. *et al.*, (2006) (ND); Barsytelovejoy, D. (1999) (ND) e inferiores a las publicadas por Domínguez (hasta 2.12 $\mu\text{g/g}$) (Domínguez, 2001) en muestras contaminadas en la región del Caribe y a los reportados por Acosta, V. *et al.*, (2002) (3.0 $\mu\text{g/g}$). Los valores de Cd son similares a los reportados por De Luca Rebello en estudios de metales en un sistema tropical estuarino (1.5 $\mu\text{g/g}$) (De Luca Rebello, 1986), así como los encontrados por González, en los sedimentos del litoral de la Bahía de la Habana (1.3 $\mu\text{g/g}$) (González, H., 1991).

El Pb se detectó solo a partir del punto 5 y los valores encontrados, son inferiores a los reflejados en las referencias De Luca Rebello, (1986) (23 $\mu\text{g/g}$); González, H. (1991) (198 $\mu\text{g/g}$); Gundacker, C. *et al.*, (2000) (52 $\mu\text{g/g}$); Márquez, A. *et al.*, (2008) (29 $\mu\text{g/g}$); Gil, M.N., y col. (2006) (30 $\mu\text{g/g}$); Osuna-L (2007) (26.9 $\mu\text{g/g}$) y son superiores a los reportados por, García, C.J. *et al.*, (2004) (6.4 $\mu\text{g/g}$); Lara, V. *et al.*, (2003) (2.9 $\mu\text{g/g}$); Barsytelovejoy, D. *et al.*, (1999) (ND); Acosta, V. *et al.*, . (2002) (0.9 $\mu\text{g/g}$).

Los contenidos de Zn en los sedimentos, en los puntos cercanos a la desembocadura del río (7, 8 y 9) son superiores a los que están más alejados de ella en ambas épocas, llegando a duplicarse en lluvia, al pasar del punto 8 al 9. Son de igual orden de magnitud en estos puntos que los reportados por Domínguez y otros autores en muestras contaminadas (hasta 269 $\mu\text{g/g}$) Domínguez, (2001); Osuna-López. (2007) (43.2 $\mu\text{g/g}$); Márquez, A. (2008) (127.5 $\mu\text{g/g}$); Gil, M.N. *et al.*, (2006) (160 $\mu\text{g/g}$); Acosta, A. *et al.*, (2002) (150 $\mu\text{g/g}$); Gundacker, C. (2000) (210 $\mu\text{g/g}$).

Las concentraciones de Cr en la Bahía de Chetumal, oscilan entre 0.20 y 2.18 $\mu\text{g/g}$; son inferiores a las reportadas por González en los sedimentos de la Bahía de la Habana, con un promedio de 128 $\mu\text{g/g}$ de Cr (González, H *et al.*, 1989) y a las reportadas por De Luca

Rebello, (1986) (5.2 $\mu\text{g/g}$), Lara, V. (2003) (7.4 $\mu\text{g/g}$); Márquez, A. *et al.*, (2008) (51.7 $\mu\text{g/g}$).

Los valores de As de la Bahía oscilan entre 0.16 $\mu\text{g/g}$ en temporada de seca y 3.20 $\mu\text{g/g}$ en temporada de lluvia del 2001, en el 2002 los niveles de concentración se mantuvieron por debajo de 0.53 $\mu\text{g/g}$. Los valores de As son ligeramente superiores a los reportados por Bermejo-Barrera (Bermejo-Barrera, 1995) (2.6 $\mu\text{g/g}$) en muestras de sedimento.

Las concentraciones más elevadas de Cu encontradas en la Bahía, fueron las determinadas en temporadas en 2001 y oscilaron entre 0.65 y 5.26 $\mu\text{g/g}$, están por debajo de valores que reportan los trabajos de Lara, V. (2003) (23.1 $\mu\text{g/g}$); Osuna-López (2008) (9.45 $\mu\text{g/g}$); Gundacker, C. (2000) (51.0 $\mu\text{g/g}$); Márquez, A. (2008) (41.1 $\mu\text{g/g}$); Gil, M.N. (2006) (20.1 $\mu\text{g/g}$); Acosta, V. (2002) (18.0 $\mu\text{g/g}$) y García, C.J. (2004) (52.0 $\mu\text{g/g}$) y muy semejantes a los valores reportados por BarsyteLovejoy, D. (1999) (3.0 $\mu\text{g/g}$).

Al comparar los resultados de los metales en los 9 puntos de muestreo con el punto blanco (10) se aprecia que en general todas las concentraciones de los metales analizados fueron más elevadas que las encontradas en este último punto. Por consiguiente, de acuerdo a los valores registrados en algunos puntos de muestreo en ambas estaciones (6, 7, 8 y 9) zona limítrofe a la ciudad (punto 6-8), río Hondo y Belice (punto 9), se puede asumir que existe contaminación por metales pesados en la zona estudiada. Además si se considera la distancia de la costa (500 m) a la que se tomaron las muestras, se evidencia el grado de impacto que presenta este ecosistema.

Como se aprecia en la Tabla 4, en general, las desviaciones estándar están por debajo de 5, lo cual indica una buena reproducibilidad.

4.1.2 Análisis complementarios

Los resultados de los análisis complementarios se muestran en la Tabla 5, correspondientes a las dos épocas del año 2002.

En el caso de los carbonatos, se observó que los valores más elevados se encuentran localizados en los puntos 5 al 9 de la red de muestreo. En general, los porcentajes de carbonatos son relativamente elevados debido a la estructura geológica que presenta la península de Yucatán (Back y Hanshaw, 1974).

En cuanto a la materia orgánica (MO) se observa que en general, las concentraciones más elevadas se presentan en los puntos de muestreo 6, 7, 8 y 9, tanto en seca como en lluvia y en ambos muestreos (2002), que corresponden a los puntos más contaminados por metales. Sin embargo los contenidos encontrados en MO son muy bajos y tienen muy pequeña variación, por lo que la MO aportada por las descargas de aguas residuales y de la zona agropecuaria que tiene lugar en esos puntos, prácticamente no se ha incorporado al sedimento.

Por otra parte se observa correspondencia entre el contenido de materia orgánica y la concentración de metales en estudio (Tablas 6-7), se pueden observar las correlaciones relativamente elevadas entre MO y los metales analizados, principalmente con Cu, Cd, Pb y Hg, lo cual se justifica por la presencia de material húmico (ácidos húmicos y fúlvicos) en la materia orgánica, los cuales son agentes complejantes de los metales y pueden favorecer su retención en el sedimento (Buffle, 1988).

Tabla 5, Análisis complementarios en sedimentos, 2002 (n = 9).

| Puntos | Na (mg/L) | | Mg (mg/L) | | Ca ($\mu\text{g/g}$) | | MO % | | CaCO ₃ % | |
|--------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|------------------------|-------------------|-----------------|-----------------|---------------------|------------------|
| | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) |
| 1 | 1302.1 \pm 3.32 | 1463.3 \pm 3.92 | 7.32 \pm 0.99 | 8.25 \pm 1.21 | 384.37 \pm 5.93 | 434.20 \pm 5.04 | 4.20 \pm 0.32 | 4.12 \pm 0.50 | 30.21 \pm 0.94 | 32.10 \pm 0.73 |
| 2 | 1253.2 \pm 3.82 | 1490.0 \pm 4.83 | 7.23 \pm 1.02 | 8.21 \pm 1.68 | 398.21 \pm 6.90 | 407.96 \pm 5.76 | 2.43 \pm 0.30 | 4.90 \pm 0.63 | 30.54 \pm 0.85 | 34.21 \pm 0.93 |
| 3 | 1212.1 \pm 3.72 | 1456.7 \pm 4.75 | 7.02 \pm 0.96 | 8.25 \pm 1.02 | 400.21 \pm 6.53 | 402.50 \pm 7.98 | 4.12 \pm 0.32 | 4.80 \pm 0.57 | 29.43 \pm 0.78 | 35.20 \pm 0.95 |
| 4 | 1377.6 \pm 3.01 | 1460.0 \pm 4.83 | 7.23 \pm 0.93 | 8.10 \pm 1.19 | 352.72 \pm 7.05 | 384.50 \pm 6.56 | 4.63 \pm 0.43 | 4.32 \pm 0.59 | 32.09 \pm 0.89 | 29.43 \pm 0.79 |
| 5 | 1202.0 \pm 3.93 | 1300.0 \pm 4.89 | 7.32 \pm 1.59 | 8.18 \pm 1.46 | 397.58 \pm 7.09 | 416.90 \pm 6.84 | 4.98 \pm 0.34 | 5.73 \pm 0.74 | 36.23 \pm 0.83 | 31.73 \pm 0.87 |
| 6 | 1268.3 \pm 3.92 | 1400.0 \pm 3.97 | 7.04 \pm 1.43 | 8.12 \pm 1.39 | 387.46 \pm 6.94 | 421.16 \pm 7.34 | 6.12 \pm 0.45 | 6.36 \pm 0.58 | 36.20 \pm 0.84 | 34.82 \pm 0.84 |
| 7 | 1152.3 \pm 4.32 | 1298.7 \pm 4.05 | 7.10 \pm 1.29 | 8.06 \pm 1.66 | 362.38 \pm 6.95 | 413.22 \pm 4.89 | 5.34 \pm 0.46 | 5.84 \pm 0.67 | 32.34 \pm 0.74 | 32.98 \pm 0.78 |
| 8 | 1105.3 \pm 4.20 | 1252.0 \pm 4.03 | 7.53 \pm 1.36 | 8.02 \pm 1.20 | 389.54 \pm 7.76 | 410.25 \pm 5.93 | 6.12 \pm 0.53 | 7.21 \pm 0.65 | 31.21 \pm 0.59 | 34.12 \pm 0.67 |
| 9 | 1005.3 \pm 4.28 | 1201.0 \pm 4.89 | 5.85 \pm 1.23 | 7.96 \pm 1.38 | 364.23 \pm 6.94 | 396.26 \pm 5.47 | 6.98 \pm 0.52 | 7.34 \pm 0.61 | 32.13 \pm 0.73 | 32.44 \pm 0.87 |

MO = materia orgánica, (A \pm s); Concentración de análisis complementarios y desviación estándar en temporada de seca, (B \pm s); Concentración de análisis complementarios y desviación estándar en temporada de lluvia, 2002.

Los valores de Calcita (CaCO_3) en los sedimentos de la Bahía no presentaron mucha variación y sus resultados oscilan entre 30.21 y 36.23 %, esto se corroboró con el análisis por Difracción de Rayos X realizado, encontrándose Calcita (CaCO_3) y Cuarzo (SiO_2) como las fases mineralógicas (González, B.J.L. *et al.*, 2006).

4.1.3 Análisis de correlación

Para proceder a la utilización del análisis estadístico multivariado, en el tratamiento de los contenidos parciales de los metales en los sedimentos, primeramente se realizaron los análisis de correlación lineal de Pearson, para establecer los grupos de asociación existentes entre las variables analizadas.

Los resultados se presentan en las Tablas 6 y 7, corresponden a los sedimentos en temporada de seca y lluvia del 2002.

Tablas 6, Matriz de correlación de sedimentos y componentes mayoritarios en temporada seca 2002.

| | Cu | Cd | Cr | Zn | Pb | Hg | As | Na | Mg | Ca | MO | CaCO_3 |
|-----------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-----------------|
| Cu | 1.00 | | | | | | | | | | | |
| Cd | 0.80 | 1.00 | | | | | | | | | | |
| Cr | 0.85 | 0.88 | 1.00 | | | | | | | | | |
| Zn | 0.80 | 0.82 | 0.78 | 1.00 | | | | | | | | |
| Pb | 0.86 | 0.95 | 0.92 | 0.91 | 1.00 | | | | | | | |
| Hg | 0.89 | 0.79 | 0.87 | 0.89 | 0.93 | 1.00 | | | | | | |
| As | 0.28 | 0.17 | 0.04 | 0.11 | 0.05 | 0.03 | 1.00 | | | | | |
| Na | -0.57 | -0.75 | -0.66 | -0.44 | -0.63 | -0.40 | -0.06 | 1.00 | | | | |
| Mg | 0.11 | -0.22 | 0.04 | 0.27 | 0.05 | 0.34 | -0.07 | 0.59 | 1.00 | | | |
| Ca | 0.12 | -0.21 | -0.14 | 0.13 | -0.11 | 0.01 | -0.21 | 0.01 | 0.37 | 1.00 | | |
| MO | 0.67 | 0.73 | 0.52 | 0.41 | 0.61 | 0.49 | 0.46 | -0.60 | -0.48 | -0.40 | 1.00 | |
| CaCO_3 | 0.43 | 0.00 | 0.14 | -0.15 | 0.00 | 0.16 | 0.35 | 0.01 | -0.01 | -0.01 | 0.44 | 1.00 |

Tablas 7, Matriz de correlación de sedimentos y componentes mayoritarios en temporada lluvia 2002.

| | Cu | Cd | Cr | Zn | Pb | Hg | As | Na | Mg | Ca | MO | CaCO ₃ |
|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|------|-------------------|
| Cu | 1.00 | | | | | | | | | | | |
| Cd | 0.81 | 1.00 | | | | | | | | | | |
| Cr | 0.97 | 0.85 | 1.00 | | | | | | | | | |
| Zn | 0.63 | 0.80 | 0.73 | 1.00 | | | | | | | | |
| Pb | 0.76 | 0.99 | 0.79 | 0.72 | 1.00 | | | | | | | |
| Hg | 0.83 | 0.91 | 0.85 | 0.59 | 0.92 | 1.00 | | | | | | |
| As | 0.68 | 0.84 | 0.67 | 0.44 | 0.87 | 0.87 | 1.00 | | | | | |
| Na | -0.83 | -0.86 | -0.88 | -0.82 | -0.80 | -0.87 | -0.71 | 1.00 | | | | |
| Mg | -0.87 | -0.89 | -0.86 | -0.85 | -0.84 | -0.76 | -0.59 | 0.81 | 1.00 | | | |
| Ca | -0.21 | -0.11 | -0.19 | -0.33 | -0.05 | 0.08 | 0.18 | 0.08 | 0.42 | 1.00 | | |
| MO | 0.84 | 0.85 | 0.92 | 0.78 | 0.82 | 0.88 | 0.66 | -0.88 | -0.81 | -0.07 | 1.00 | |
| CaCO ₃ | -0.05 | 0.15 | 0.09 | -0.02 | 0.21 | 0.20 | 0.26 | 0.02 | 0.16 | 0.33 | 0.31 | 1.00 |

En negrita, valores significativos al umbral $\alpha=0.050$ (prueba bilateral)

En el muestreo del año 2002, Tablas 6 y 7, las correlaciones más significativas entre el contenido de materia orgánica y los metales se presentan para Cu, Cd y Cr ($r = 0.84, 0.85, 0.92, 0.67$ y 0.73) en ambas temporadas.

Las asociaciones más significativas entre metales fueron las de Pb con Cd, Cr, Zn y Cu, y la de Cr y Cu.

Esta variación en las correlaciones observadas en los dos muestreos realizados, evidencia una contaminación de origen antropogénico en la zona estudiada. Las correlaciones entre metales indican que podrían tener el mismo origen de procedencia (Vaithyanathan, P. *et al.*, 1993; Tsai, L.J. *et al.*, 1998).

4.1.3 Análisis de componentes principales

Los resultados obtenidos del análisis de componentes principales (ACP) para los sedimentos de la Bahía de Chetumal, se representan en las Figuras 4 y 5.

En las Figura 4 y 5, se muestran los resultados del ACP para el año 2002. En este caso el por ciento de la varianza total explicado por los dos componentes principales antes mencionados es menor que el correspondiente al año 2001 (**64.97 %** en secas y **74.74 %** en lluvia). Los grupos formados por los puntos de muestreo son muy semejantes tanto en el año 2001 como en el año 2002, aunque, las concentraciones encontradas en este último año son menores. Sin embargo, presentan un mapa de posiciones de los puntos de muestreo muy semejante para las dos temporadas.

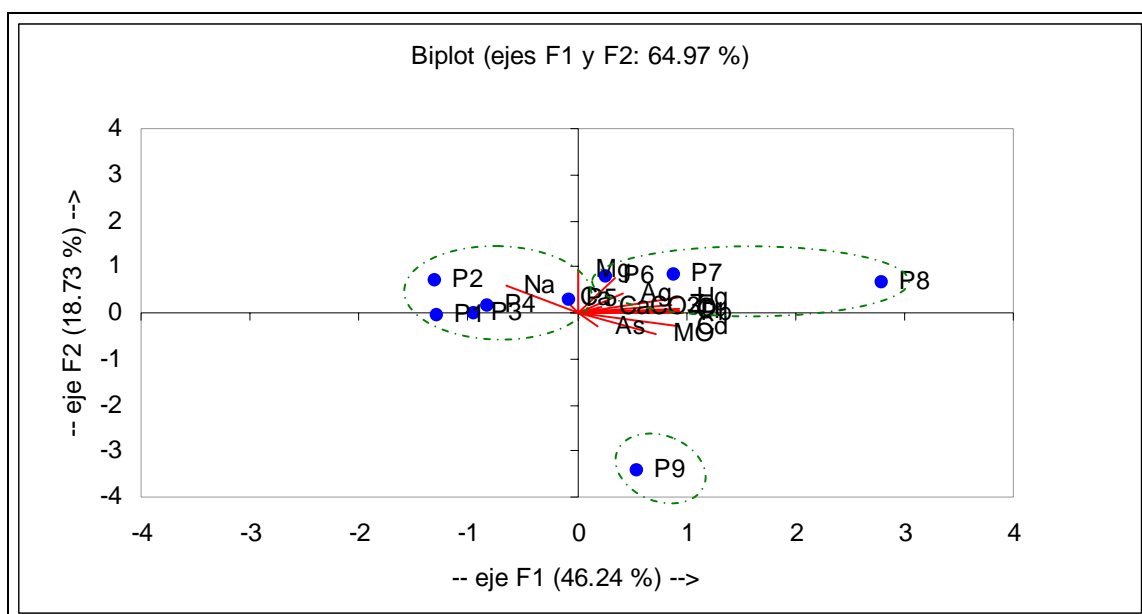


Figura 4, Análisis de Componentes Principales en sedimentos de la Bahía (CP-I 46.24% y CP-II 18.73% de varianza) en temporada de seca, 2002.

En la Figura 4, se puede observar que se explica el **64.97%** de la varianza total a través de dos componentes principales.

El primer componente principal (CP-I), está definido por 7 metales Cu, Cd, Cr, Zn, Pb, Hg y As, así como por los carbonatos y la materia orgánica, el cual explica el 46.24 % de la varianza total. El segundo componente principal (CP-II) está definido por el Na, Ca y Mg, y

explica el 18.73 % de la varianza. Los vectores de estos parámetros se desplazan en otra dirección respecto a los que definen al primer componente. Según (Tsai L.J. *et al.*, 1998) cuando los metales están agrupados, indican también que tienen la misma fuente de contaminación.

También se recoge en las Figuras el mapa de posiciones de los puntos de muestreo (el análisis factorial de los componentes principales) que evalúa la relación que guardan los puntos de muestreo en la Bahía con respecto a los dos componentes principales. A partir de este estudio los puntos de muestreo se pueden clasificar en tres grupos.

1. El primero que está constituido por los sedimentos del punto 9, donde se presentan las concentraciones máximas de los metales estudiados. Como se indicó anteriormente este punto corresponde a la Desembocadura del río Hondo y es el punto que recibe el mayor aporte contaminante.
2. El segundo grupo está formado por los sedimentos de los puntos 6, 7 y 8 (Balneario Dos Mulas, Local Bellavista y Balneario Punta Estrella). Las muestras de estas zona, en general, presentan concentraciones elevadas de los 7 metales, sin embargo, son ligeramente menores comparadas con el punto 9. La actividad antrópica en estas zona está determinada principalmente por la existencia de asentamientos urbanos y actividades recreativas.
3. El tercer grupo está formado por los puntos de muestreo 1, 2, 3, 4 y 5 (Boca de la laguna Guerrero, Norte de la Isla Tamalcab, Sur de la Isla Tamalcab, Balneario Calderitas y Universidad). En las muestras de estas zonas, las concentraciones de

los metales son las menores. En este caso esta zona es considerada de bajo impacto antrópico y además no existe desarrollo industrial.

Como se aprecia, los resultados del ACP y el análisis de Cluster son semejantes y arrojan una agrupación similar de los puntos de muestreo. Los puntos 6 al 9 se consideran contaminados por los elementos; Cd, Zn, Pb, Hg y As, que podrían provenir del mismo origen o fuente de contaminación (Vaithiyathan, P. *et al.*, 1993; Tsai, L.J. *et al.*, 1998; Ansari, *et al.*, 1999). Se verificó además que existe buena correlación entre estos metales y la materia orgánica, pudiendo ser su acomplejamiento por ésta, así como la formación de compuestos poco solubles asociados a la propia fase de materia orgánica, la principal causa de su fijación al sedimento.

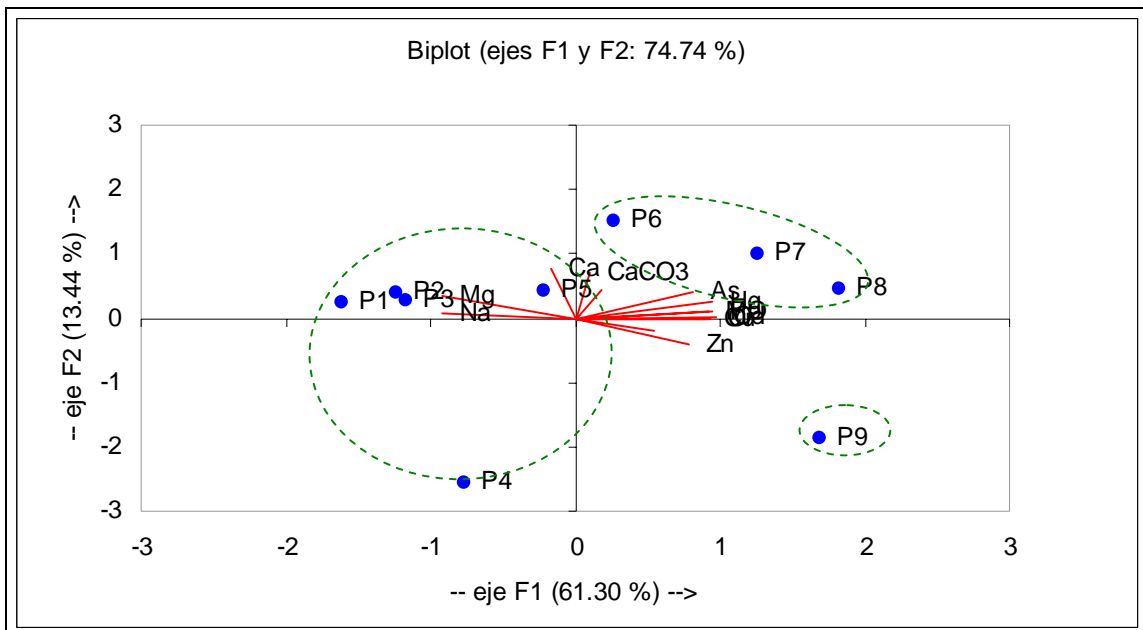


Figura 5, Análisis de Componentes Principales en sedimentos de la Bahía (CP-I 61.30% y CP-II 13.44% de varianza) en temporada de lluvia, 2002.

4.2 Organismos

4.2.1 Metales pesados

Los resultados del análisis de los metales estudiados en los organismos se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8, Concentración media de metales pesados ($\mu\text{g/g}$) en la especie, (*Mytilopsis sallei*), 2002 (n = 3).

| Puntos | Cd | | Zn | | Pb | | Hg | |
|--------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) | (A \pm s) | (B \pm s) |
| 5' | 0.21 \pm 0.01 | 0.20 \pm 0.01 | 2.78 \pm 0.01 | 2.20 \pm 0.07 | 0.60 \pm 0.07 | 0.30 \pm 0.01 | 0.52 \pm 0.01 | 0.50 \pm 0.06 |
| 6' | 0.25 \pm 0.02 | 0.30 \pm 0.01 | 3.20 \pm 0.07 | 3.10 \pm 0.07 | 0.80 \pm 0.02 | 1.20 \pm 0.01 | 1.19 \pm 0.01 | 1.20 \pm 0.07 |
| 7' | 0.23 \pm 0.02 | 0.20 \pm 0.01 | 2.80 \pm 0.07 | 3.50 \pm 0.02 | 1.20 \pm 0.01 | 1.50 \pm 0.07 | 1.23 \pm 0.16 | 1.30 \pm 0.04 |
| 8' | 0.57 \pm 0.01 | 0.70 \pm 0.01 | 2.90 \pm 0.07 | 3.00 \pm 0.08 | 2.54 \pm 0.03 | 3.20 \pm 0.02 | 2.03 \pm 0.02 | 2.50 \pm 0.07 |
| 9' | 0.47 \pm 0.01 | 0.50 \pm 0.07 | 2.20 \pm 0.07 | 2.50 \pm 0.07 | 0.45 \pm 0.04 | 0.50 \pm 0.01 | 0.22 \pm 0.01 | 0.23 \pm 0.01 |

(A \pm s); Concentración de metales pesados y desviación estándar en temporada de seca, (B \pm s); Concentración de metales pesados y desviación estándar en temporada de lluvia, 2002.

Para el Cd se observa que la concentración más significativa se encuentra en el punto de muestreo 8' (0.57 $\mu\text{g/g}$) en ambas temporadas. En general, en ambas estaciones se observa la misma tendencia de aumentar la concentración de este elemento al ir del punto 5' al 9'. Sin embargo, las concentraciones encontradas, fueron inferiores a las reportadas por Giarratano, E. *et al.*, (2000) (10.78 $\mu\text{g/g}$), Hernández, M. (2005) (8.0 $\mu\text{g/g}$), Jeng, M.S. *et al.*, (2000) (1.15 $\mu\text{g/g}$), Márquez, A. *et al.*, (2008) (0.88 $\mu\text{g/g}$), Gil, M.N. *et al.*, (2006) (3.89 $\mu\text{g/g}$), Madrigal, A.L. *et al.*, (2006) (3.21 $\mu\text{g/g}$), Castillo, I. *et al.*, (2005) (4.60 $\mu\text{g/g}$), Pérez-López, M. *et al.*, (2002) (0.69 $\mu\text{g/g}$) en diferentes organismos en semejantes ecosistemas marinos, e inferiores también a los valores reportados por Gundacker, C. (2000) (0.18 $\mu\text{g/g}$) en moluscos. Solamente la concentración en el punto 8' en ambas

estaciones de muestro rebasó el Límite Máximo Permisible (LMP) (0.5 $\mu\text{g/g}$) que establece la Norma Mexicana (NOM-031-SSA1-1993) y los contenidos en todos los puntos de muestreo fueron superiores a los que establece la Food and Drug Administ. (FDA) USA (1978) con un valor de (0.135 $\mu\text{g/g}$).

Las concentraciones de Pb, presentan las mayores concentraciones en los puntos de muestreo 6', 7' y 8' en ambas temporadas de seca y lluvia, siendo ligeramente superiores en época lluviosa. Esto puede explicarse por el escurrimiento asociado a esta temporada, considerando además la cercanía a la costa en que fueron muestreados estos organismos. Comparando las concentraciones de Pb en los puntos de muestreo 6', 7' y 8', estos valores se encontraron por debajo de los reportados por Hernández, M. (2005) (14.6 $\mu\text{g/g}$), Gil, M.N. *et al.*, (2006) (8.07 $\mu\text{g/g}$) y Castillo, I. (2005) (9.76 $\mu\text{g/g}$), fueron similares a los valores reportados por Barsytelovejoy, D. (1999) (2.6 $\mu\text{g/g}$), Gundacker, C. (2000) (0.56 $\mu\text{g/g}$), Jeng, M.S. *et al.*, (2000) (1.22 $\mu\text{g/g}$), Madrigal, A.L. *et al.*, (2006) (0.5 $\mu\text{g/g}$) y Pérez-López, M. *et al.* (2002) (0.91 $\mu\text{g/g}$) y fueron superiores a los reportados por Márquez, A. *et al.*, (2008) (0.16 $\mu\text{g/g}$), Lara, V. (2003) (0.10 $\mu\text{g/g}$). Los puntos de muestreo 6', 7' y 8' rebasaron el valor que señala la Norma Mexicana (NOM-031-SSA1-1993) (1.0 $\mu\text{g/g}$). Además, todas las concentraciones son superiores al LMP de la Food and Drug Administ. USA (1978) (0.20 $\mu\text{g/g}$).

El Zn es el elemento que presenta las concentraciones más elevadas. Sin embargo, comparando las concentraciones de Zn de los puntos de muestreo 6', 7' y 8', sus niveles de concentración fueron inferiores a los reportados por Giarratano, E. *et al.*, (2000)

(10.11 $\mu\text{g/g}$), Lara, V. (2003) (58.8 $\mu\text{g/g}$), Barsytelovejoy, D. (1999) (52.0 $\mu\text{g/g}$), Hernández, M. (2005) (1200 $\mu\text{g/g}$), Gundacker, C. (2000) (138.0 $\mu\text{g/g}$), Jeng, M.S. *et al.*, (2000) (326.0 $\mu\text{g/g}$), Márquez, A. *et al.*, (2008) (18.81 $\mu\text{g/g}$), Gil, M.N. *et al.*, (2006) (214.33 $\mu\text{g/g}$), Castillo, I. *et al.*, (2005) (167.0 $\mu\text{g/g}$). Además las concentraciones encontradas no rebasaron el LMP (3.5 $\mu\text{g/g}$) que establece la (NOM-031-SSA1-1993).

Las concentraciones de Hg están en un intervalo entre 0.22 y 2.50 $\mu\text{g/g}$ en ambas temporadas. Se observa un decremento en la concentración, en el punto 9'. Las concentraciones más elevadas se observan en los puntos 6' al 8'. Estos resultados son superiores a los encontrados por Madrigal, A.L. *et al.*, (2006) (0.07 $\mu\text{g/g}$) en *Crassostrea iridiscens* y semejantes a los reportados por Jeng, M.S. *et al.*, (2000) (0.845 $\mu\text{g/g}$) en moluscos. Para el Hg, las Normas Mexicanas (NOM-031-SSA1-1993) y la Food and Drug Administration. USA (1978), establecen que los LMP son hasta 1.0 $\mu\text{g/g}$, por consiguiente, los puntos de muestreo 6', 7' y 8' rebasaron estos límites.

De estos resultados se aprecia que en general los mejillones muestreados en los puntos 6', 7' y 8' en ambas estaciones, rebasan los Límites Máximos Permisibles de Cd, Pb y Hg establecido por la Norma Oficial Mexicana y a los establecidos por la FDA, por lo que no es aconsejable su consumo como alimento. En este comportamiento puede influir el hecho de que el Pb y Cd son elementos que están asociados a las fases intercambiables y a los Óxidos de Fe y Mn, (fases I y II) del procedimiento de Extracción secuencial empleado por lo que pudieran presentar mayor movilidad y biodisponibilidad.

En la Figura 6, se presenta el comportamiento de las concentraciones de los metales en mejillones y sedimentos. Se observó que por lo general los organismos presentan la misma tendencia a acumular elementos metálicos que los sedimentos de la Bahía.

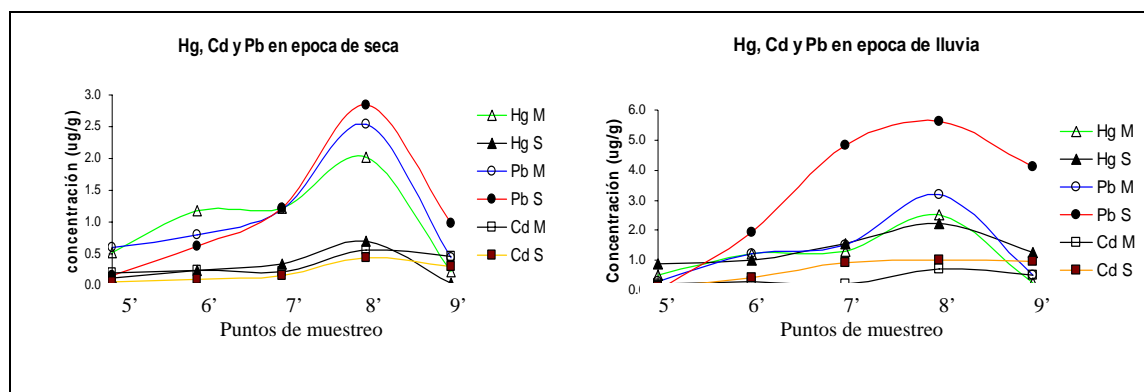


Figura 6. Tendencia observada en las concentraciones para sedimentos (S) y mejillones (M), en $\mu\text{g/g}$, 2002.

4.2.2 Análisis de correlación

En las Tablas 9 y 10 se muestran las correlaciones entre los elementos determinados en ambas temporadas.

Tabla 9 y 10, Matriz de correlación de la especie (*Mytilopsis sallei*) en lluvia y seca 2002.

| | Hg | Pb | Cd | Zn |
|----|--------------|-------|--------|-------|
| Hg | 1.000 | | | |
| Pb | 0.924 | 1.000 | | |
| Cd | 0.336 | 0.594 | 1.000 | |
| Zn | 0.647 | 0.348 | -0.370 | 1.000 |

| | Hg | Pb | Cd | Zn |
|----|--------------|-------|--------|-------|
| Hg | 1.000 | | | |
| Pb | 0.979 | 1.000 | | |
| Cd | 0.533 | 0.666 | 1.000 | |
| Zn | 0.584 | 0.559 | -0.031 | 1.000 |

En negrita, valores significativos al umbral $\alpha=0.050$ (prueba bilateral)

Se observa, una importante correlación Pb-Hg, seguida de la correlación Pb-Cd y Zn-Hg. Tal y como se mostró en las Tablas 6 y 7, para los sedimentos, la correlación más importante es también Pb-Hg. De la Figura 6 se observa que los metales tienden a aumentar su concentración en los mejillones, al desplazarse del punto 5' al 8'. Sin embargo en el punto 9' las concentraciones disminuyen. Esto pudiera deberse a que el punto 9 (donde se muestreó el sedimento) se encuentra directamente frente a la desembocadura del río, pero el punto 9' (donde se muestreo el mejillón) esta embolsado y algo alejado de ella, además en esta zona la dirección de las corrientes marinas (Figura 1) es hacia el sur de la Bahía, en dirección a Belice. Lo cual puede provocar que los mejillones no reflejen las concentraciones más elevadas encontradas en los sedimentos en esta zona.

En la Tabla 11, se muestran los coeficientes de correlación entre sedimentos y organismos para cada metal estudiado.

Tabla 11, Coeficientes de correlación obtenidos al relacionar mejillones y sedimentos en ambas épocas.

| Metal | lluvia | seca |
|--------------|---------------|-------------|
| Hg | 0.87 | 0.93 |
| Pb | 0.77 | 0.99 |
| Cd | 0.32 | 0.93 |
| Zn | 0.22 | 0.003 |

La elevada concentración de estos metales y la correlación encontrada entre su contenido en mejillones y sedimentos (Tabla 11) permiten inferir preliminarmente que pueden ser utilizados como indicadores de contaminación. Esto representaría una ventaja considerable dado que su muestreo y tratamiento son más simples que el de los sedimentos.

4.2.3 Análisis de componentes principales

Los resultados del análisis de componentes principales se muestran en las Figuras 7 y 8 para ambas temporadas del 2002. En época de seca la varianza total es de **96.58 %**, explicado a través de dos componentes principales; el componente principal uno está definido por los metales Cd, Pb y Hg, con una varianza del 60.65 %. El segundo componente principal está definido por el Zn, con una varianza de 35.65%. En época de lluvia la varianza total expresada a través de los dos componentes principales es de **94.67 %** y el comportamiento es similar al observado en seca.

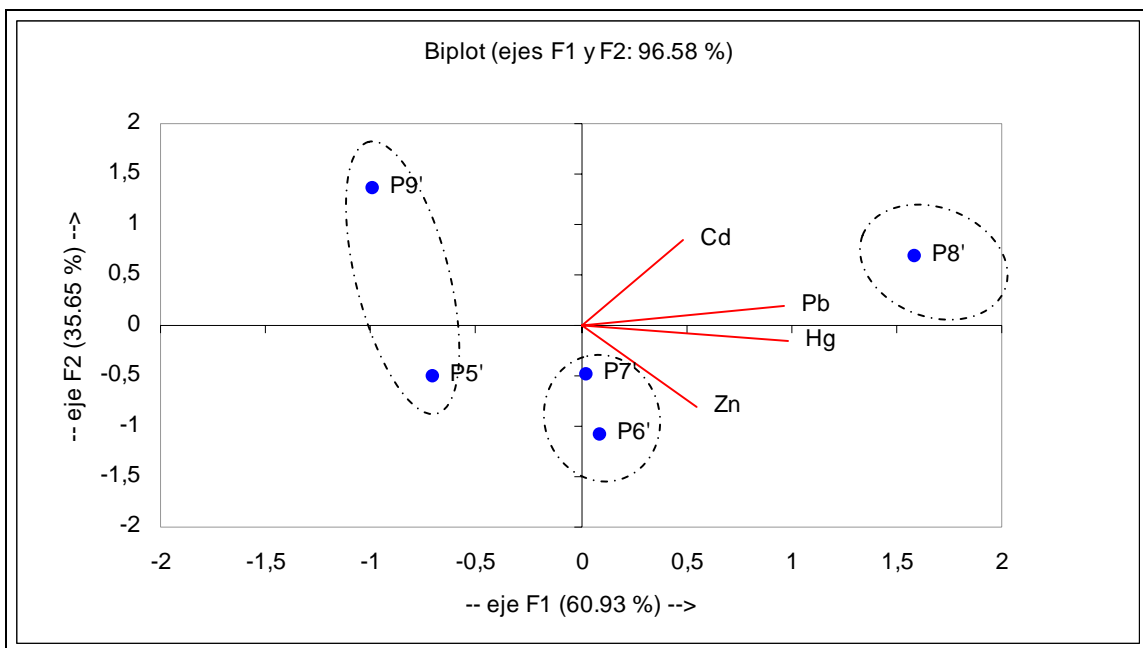


Figura 7, Análisis de Componentes Principales de mejillones (CP-I 60.93% y CP-II 35.65 % de varianza) en temporada de seca 2002.

La clasificación de los puntos de muestreo, es la siguiente:

1. El primer grupo está formado por el punto de muestreo 8'. Las muestras de esta zona, representan las concentraciones más elevadas de los 4 metales analizados. Este punto corresponde a una zona de elevada actividad antrópica.
2. El segundo grupo está formado por los puntos de muestreo 6' y 7'. Las muestras de esta zona, contienen concentraciones menos elevadas que el primer grupo.
3. El tercer grupo está formado por los puntos de muestreo 5' y 9'. Las muestras de esta zona presentan las concentraciones más bajas de todos los puntos muestreados.

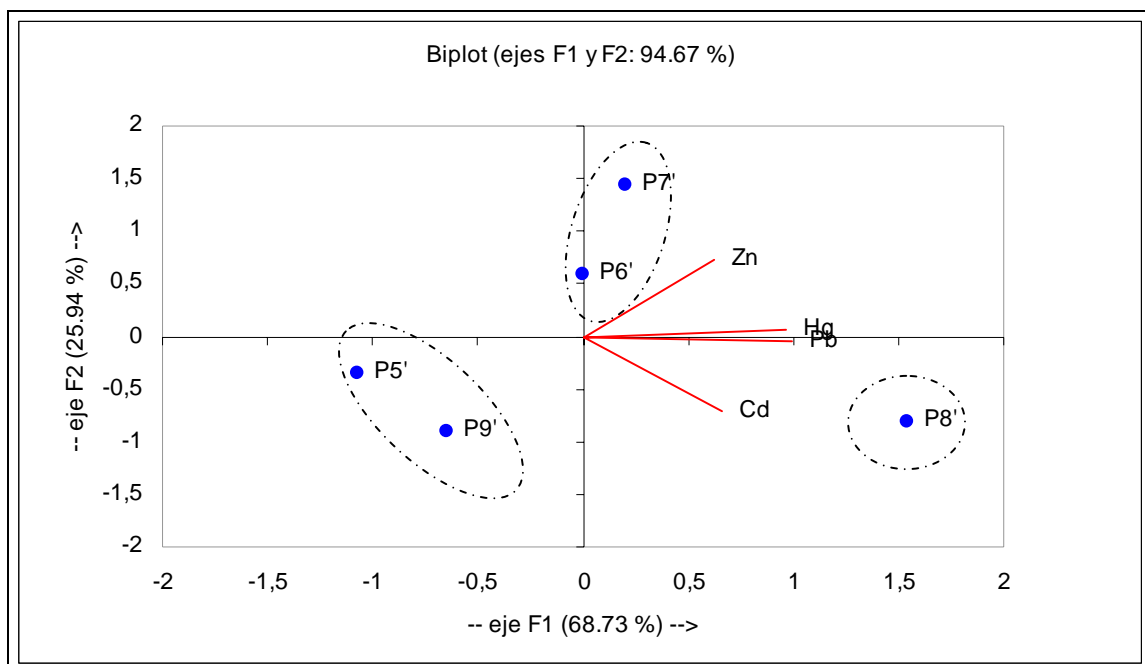


Figura 8, Análisis de Componentes Principales de mejillones (CP-I 68.73 % y CP-II 25.94 % de varianza) en temporada de lluvia 2002.

Este comportamiento se corresponde en general con el encontrado en los sedimentos. Aún cuando los mejillones no fueron colectados en los mismos lugares, sí se mantuvo en

transecto y existe correspondencia en los resultados. Solo el punto 9' se comporta diferente, lo cual fue ya analizado.

4.3 Agua

4.3.1 Parámetros físico-químicos

Se determinaron además en las aguas una serie de parámetros imprescindibles para su caracterización.

En la Tabla 12, se muestran los resultados de oxígeno disuelto, temperatura, pH y salinidad.

Tabla 12, Parámetros físico-químicos en la columna de agua, 2002 (n = 9).

| Puntos | OD (mg/l) | | T ° (° C) | | pH | | Salinidad (mg/l) | |
|--------|-----------|-----------|------------|------------|-----------|-----------|------------------|-----------|
| | (A ± s) | (B ± s) | (A ± s) | (B ± s) | (A ± s) | (B ± s) | (A ± s) | (B ± s) |
| 1 | 7.10±0.03 | 7.30±0.03 | 30.00±0.04 | 28.53±0.04 | 7.07±0.01 | 7.20±0.01 | 4225±1.21 | 3296±5.95 |
| 2 | 7.13±0.04 | 7.47±0.03 | 30.17±0.05 | 28.77±0.06 | 6.93±0.02 | 7.27±0.01 | 5524±2.32 | 4168±6.84 |
| 3 | 7.20±0.04 | 7.63±0.04 | 30.10±0.06 | 28.50±0.07 | 7.10±0.01 | 7.03±0.02 | 6131±3.43 | 4765±6.85 |
| 4 | 7.37±0.05 | 7.33±0.03 | 30.17±0.04 | 29.20±0.03 | 7.20±0.01 | 7.17±0.01 | 6439±2.89 | 5799±8.34 |
| 5 | 7.67±0.04 | 7.37±0.01 | 30.03±0.06 | 29.27±0.04 | 7.27±0.01 | 6.97±0.01 | 6020±5.43 | 6507±5.65 |
| 6 | 7.63±0.03 | 7.57±0.01 | 30.60±0.07 | 29.97±0.02 | 5.57±0.02 | 7.30±0.02 | 6574±5.98 | 6733±5.23 |
| 7 | 7.53±0.05 | 7.77±0.01 | 30.00±0.09 | 30.23±0.02 | 7.10±0.01 | 7.17±0.03 | 6839±6.43 | 6676±9.65 |
| 8 | 7.97±0.05 | 8.10±0.03 | 30.00±0.05 | 30.23±0.01 | 7.10±0.01 | 7.23±0.02 | 4090±4.98 | 4651±7.34 |
| 9 | 7.93±0.03 | 9.13±0.02 | 29.33±0.05 | 29.67±0.01 | 6.80±0.01 | 7.10±0.02 | 1589±5.85 | 1391±5.43 |

OD; oxígeno disuelto, (A ± s) y (B ± s); Concentración de los parámetros fisicoquímicos y desviación estándar en temporada de seca y lluvia, 2002.

Los niveles de OD en la Bahía, se corresponden con los de un sistema ligeramente sobresaturado. En la literatura se reporta (Tebbutt, H., 1999) que aguas superficiales pueden contener niveles de oxígeno disuelto superiores a 8 mg/L (NMX-AA-012-SCFI, 2001). Esto indica que la contaminación por materia orgánica no es un factor de importancia en este ecosistema, lo cual se corresponde con los contenidos relativamente bajos de este parámetro en los sedimentos (Tabla 5).

La temperatura del agua en la Bahía está en función de la época del año, el caudal, la situación de la zona de muestreo, la hora del día de su determinación y la profundidad del medio. Los valores máximos permisibles para este parámetro según la legislación están entre 25° a 32°C (Norma Oficial Mexicana NMX-AA-007- Determinación de temperatura. 1980). No se observa variación apreciable de la temperatura en los dos muestreos y en ambas estaciones.

Como se observa de la Tabla 12, los valores de pH oscilan entre 5.57 a 8.15. Se aprecia la mayor disminución del pH (hasta 5.57) en el punto de muestreo 6 en la temporada de seca del 2002; podría deberse esta disminución del pH a la presencia de residuos domésticos o aguas aciduladas. Los puntos de muestreo 8 y 9 tienen un pH (8.10 y 9.13) ligeramente alcalino, pudiéndose deber a la descarga de residuales provenientes del río Hondo (zona agrícola). La Norma Oficial Mexicana señala que los valores normales de pH oscilan entre 6.5-7.5 (NMX-AA-008- Determinación de pH- 1980) en aguas estuarinas.

El comportamiento de la salinidad fue muy semejante para todos los muestreos en los puntos 1 al 7 se mantuvo una salinidad alrededor de 6000 mg/L, para ambas estaciones climáticas en el 2002. En los puntos 8 y 9, se observó una disminución de este parámetro hasta 1400 mg/L, debido a las descargas de agua dulce del río Hondo.

Los valores de salinidad se encuentran en el intervalo reportado para aguas estuarinas y lagunares (Hunt, 1997).

5.0 CONCLUSIONES

1. Las fracciones ambientales seleccionadas para evaluar los niveles de metales (Cu, Cd, Cr, Zn, Pb, Hg y As) en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, fueron: los sedimentos y el mejillón *Mytilopsis sallei*. Los resultados obtenidos en la aplicación de los procedimientos de análisis de los metales en estas matrices corroboran la posibilidad de utilizar los mismos para diagnosticar los niveles de contaminación de esta Bahía.
2. Los sedimentos resultaron ser indicadores adecuados de contaminación por metales pesados en la Bahía. Estos se pueden considerar moderadamente contaminados por Cd, Pb, Zn, Hg y As, al comparar sus contenidos con los establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas para sedimentos marinos estuarinos.
3. Todos los metales analizados en los 9 puntos, presentan concentraciones superiores a los encontrados en el punto blanco o de referencia, por tanto considerando además la distancia de la costa (500 m) a la que se tomaron las muestras, indican un posible gradiente de concentración de metales pesados en las zonas de muestreo adyacente a la ciudad.
4. El análisis de ACP permitió corroborar la división de los puntos de muestreo en dos grupos principales: el correspondiente a las zonas, Boca de la laguna Guerrero, Norte y Sur de la Isla Tamalcab, Balneario Calderitas y Universidad en la que se registran las menores concentraciones de metales y la zona del Balneario Dos Mulas, Local Bellavista, Balneario Punta Estrella y Desembocadura del río Hondo,

correspondientes a las mayores concentraciones, esta zona es la más impactada antropogénicamente.

5. La utilización de la especie de mejillón (*Mytilopsis salleri*) para evaluar su posible uso como bioindicador de Hg, Cd, Zn y Pb, arrojó resultados satisfactorios, aunque solo preliminares. La elevada concentración encontrada para Hg, Cd y Pb, que supera los LMP de la Norma Oficial Mexicana (NOM-031- SSA1-1993), y la buena correlación encontrada entre su contenido en mejillones y sedimentos, corroboran esta afirmación.

6.0 RECOMENDACIONES

1. Ampliar el análisis de las aguas, utilizando técnicas más sensibles como la Espectrometría de Plasma Acoplado Inductivamente- Espectrometría de Masas.
2. Completar el estudio de la especie *Mytilopsis sallei* con diversos ensayos *in vitro*, para establecer su capacidad bioacumuladora y confirmar los resultados obtenidos en este estudio preliminar.
3. Ampliar el estudio de la región al río Hondo y otras lagunas costeras, para completar la caracterización de este ecosistema.
4. Continuar el monitoreo en sedimentos y aguas para actualizar la información y mantener el control sobre la contaminación.

7.0 BIBLIOGRAFIA

1. Acosta V, Lodeiros C, Senior W, Martínez G. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela (27) 012, 2002.
2. Ahumada R, González R, Neira J. Especiación de Zn en sedimentos marinos del fiordo Aysén. *Invest. Mar.* 32 (1) 3-10, 2004.
3. Alder, A.C., Siegrist, H., Gujer, W., Giger, W. Behavior of NTA and EDTA in biological wastewater treatment. *Water Res.* 24, 733-744, 1990.
4. Aksorn, E.; Visoottiviseth, P. Selection of Suitable Emergent Plants for Removal of Arsenic from Arsenic Contaminated Water. *ScienceAsia* 30, 105-113. 2004.
5. Ansari A. A., Singh I. B., Tobschall H. J. Status of anthropogenically induced metal pollution in the Kanpur-Unnao industrial region of the Ganga Plain, India. *Environmental Geology* 38(1) 1999.
6. Back W., Hanshaw B. "Hydrogeochemistry of the Northern of the Yucatan Peninsula, Mexico with a Section on Mayan Water Practices". Field Seminar on Water and Carbonate Rocks of the Yucatan Peninsula, Mexico. USA: New Orleans Geological Society; 53-54, 1974.
7. Bagrat, A.A. Análisis de suelo y agua, Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos, 1965.
8. Baruah K, Kotoky P, Bhattacharyya K G, Borah G C. Metal speciation in Jhanji River sediments. *The science of the Environment* 193, 1-12, 1996.
9. Barsytelovejoy, D. Heavy metal concentrations in Water, sediments and mollusc tissues. Institute of Ecology. Lithuania. 1999.

10. Baudrimont M, Schäfer J, Marie V, Maury-Brachet R, Bossy C, Boudou A, Blanc G. Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France). *Science of The Total Environment* 331, 1-3. 83 – 105. **2004**
11. Belazi, AU, Davidson, CM, Keating, GE, Littlejohn, D, McCartney, M. *Anal. Atomic Spectrom.* 10, 233. 1995.
12. Bermejo-Barrera, P. Speciation of Arsenic by the determination of total arsenic and arsenic (III) in marine sediment samples by Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry.* 10, 252, 1995.
13. Buffle, J. *Complexation reactions in aquatic systems: An analytical approach*: Ellis Horwood, Chichester, 1988.
14. Campbell, P.G.C., Tessier, A. *Metals Speciation, Separation and Recovery*, Lewis. Michigan, 201-224, 1987.
15. Carbajal V.W. *Detección de los efectos ambientales sobre las comunidades marinas*. Instituto del Mar del Peru. Callao, Perú. 11. 1999.
16. Carignan, R., Tessier, A. The co-diagenesis of sulphur and iron in acid lake sediments of southwestern Québec. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52, 1179-1188, 1988.
17. Carro B, Borrego J, López-González N, Lozano-Soria O. Fraccionamiento de Fe y metales pesados en la materia en suspensión de la Ría de Huelva (SO de España). *Geogaceta* (8) 2005.

18. Cal-Prieto M. J, Carlosena A, Andrade J. M, Martinez M. L, Muniategui S, López-Mahía P, Prada D. Antimony as a tracer of the anthropogenic influence on soils and estuarine sediments. *J. Water, Air and Soil Pollution*, 129, 333. 2001.
19. Carlosena A., y col. Carlosena A, Andrade J.M, Tomas X, Fernández E, Prada D. Clasificación of edible vegetables affected by different traffic intensities using potencial curves. *Talanta*, 48, 745. 1999.
20. Castillo, I. Niveles de metales pesados en gónadas y músculo aductor del Mejillón marrón, *perna perna*, cultivado en la ensenada de Turpralito, Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. 23 (2) 2005.
21. Cela R. Avances en Quimiometría Práctica. Ed. Univ. Stgo. de Compostela. 1994.
22. Cervantes, C. Contaminación ambiental por metales pesados. AGT Edito, S. A. México. 1999.
23. Chavira M, Briseño J, Negroe A, Pérez J, Sánchez T, Hoil R. Diagnostico de la calidad del agua en la Bahía de Chetumal, Q. Roo. *Avacient*: 3: 16-31, 1992.
24. Chen W, Tan S. K, Tay J. H. Distribution, Fractional composition and release of sediment bound heavy metals in tropical reservoirs. *Water, air, and soil pollution*, 235, 1996.
25. Davidson C. M., Thomas R.P., McVey S.E., Peralta R. *Anal. Chim. Acta*. 291, 277 – 286. 1994.
26. Díaz, M. M. Biomonitorio en sistemas lénticos: El uso de especies indicadoras. *Zoología informa*, 31, 17-35. 1995.
27. Domínguez, F. C. Estudio Preliminar de la Contaminación por metales pesados de los Sedimentos del Río Martín Pérez, Mediante el Método de Extracción Secuencial “BCR”. Cuba. 2001.

28. Duffus, J.H., *Toxicología Ambiental*, Omega, Edimburgo 82-94, 1984.
29. Einax J.E. Multivariate data analysis in environmental analytical chemistry. *GIT-Fachz-Lab*, 36(8):815, 2003.
30. El Falaki, K., Perrin C, Belkesam L, Peisajovich A, Martin G. Impacto de los detergentes sobre los sedimentos. *Movilización de metales Tecnología del agua*, 128, 25-31, 1994.
31. EPA. Environmental Protection Agency. Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters. EPA/600/4-90/030. 1990.
32. Ehlers, L. J., Luthy, R. G. Contaminant bioavailability in soil and sediment. *Env. Sci. and Techn.* 37, 15, 295 – 302. 2003.
33. FAO. Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático: Análisis de presencia de metales y organoclorados en peces, mejillones. Documento técnico de pesca No. 12. México, 1983.
34. Flessas, C., Couillard Y, Pinel-Alloul B. Metal concentrations in two freshwater gastrops (Mollusca) in the St. Lawrence River and relationship with environmental contamination. *Can. J. Fish Aqua Sci* 57 (Suppl.1) 126-137. 2000.
35. Food and Drug Administration. USA (1978).
36. Förstner, U., Salomons, W. Trace metals analysis on polluted sediements. I. Assesment of sources and intensities. *Environment Technology Letters* 1, 494-505, 1980
37. Förstner, U., Hong J. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water science technology Editions*. 256, 1987.

38. FÖRSTNER, U., AHLF, W., CALMANO, W. Sediment quality objectives and criteria development in Germany. *Water science technology*. 28(8-9), 307-316, 1993.
39. Frimmel F.H, Grenz R, Kordik E, Dietz F. Nitrotriacetate (NTA) and ethylenedinitrilotetraacetate (EDTA) in rivers of the Federal Republic of Germany. *Vom Wasser* 72, 175-184, 1989.
40. García-Céspedes J, Acuna-González J, Vargas-Zamora J. Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica (52) 2, 2004.
41. García-Rico L, Soto Cruz M, Jara Marini M, Gómez Álvarez A. Fracciones geoquímicas de Cd, Cu y Pb en sedimentos costeros superficiales de zonas Ostrícolas del estado de Sonora. México, 20 (4) 2004.
42. García Rizo C, Martínez Sánchez J, Pérez Sirvent C. Environmental transfer of zinc in calcareous soils in zones near old mining sites with semi-aridic climate. *Chemosphere*, 39(2), 209-227, 2002.
43. Gasca, R., Castellanos I. Zooplankton de la Bahía de Chetumal, Mar Caribe, México. *Rev. Biol. Trop.* 41 (3): 619-625, 1993.
44. Geebelen W, Adriano D.C, Van der Lelie D, Mench M, Carleer R, Clijsters H, Vangronsveld J. Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment – induced immobilization of lead in soils. *Plant and Soil*, 249; 217-228. 2003.
45. Giarratano E, Amín O, Esteves J. L, Gil M. N. Toxicidad de Metales Pesados en el Isópodo *Exosphaeroma gigas*, en el Canal Beagle, Tierra del fuego. Informe técnico. 2000.
46. Gil, M.N. Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la patagonia Argentina continental. (41)2.2006.

47. González, H. Water, Air and Soil Pollution. 56, 83-93. 1991.
48. González, H. Estudio de la contaminación marina por metales pesados en algunas áreas cubanas, tesis Doctoral, ciudad de la Habana, capitulo 1 y 2, 1989.
49. González J.L., Carrión J.J, Díaz L.C. Metales pesados en “*Mytilopsis sallei*” y sedimentos de la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Revista Ambiental de Ciencias Amb. 2 (1) 734-739. 2005.
50. González J.L., Carrión J.J, Díaz L.C. Estudio de la contaminación por Hg, Pb, Cd y Zn en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Rev. Soc. Quím. Perú. 72(1) 2006.
51. Grupo de Quimiometria, i Qualimetria de Tarragona. Quimiometría una disciplina per al ‘ analisi química. Universitat de Rovira i Virgili. 2001.
52. Gundacker, C. Comparison of heavy metal bioaccumulation in freshwater molluscs of urban river habitats in Vienna. Austria. (110) 61-71. 2000.
53. Henry, L. Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Anexo 5.A.I. Recomendaciones concernientes a la selección de organismos para bioensayos acuáticos. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Peru. 1994.
54. Hernández Moreno D, García Fernández M.A, Alonso Díaz J, Pérez-López, M, Melgar Riol, M.J. Estudio comparativo sobre los niveles de metales pesados en Almejas (*mulinia spp*) en conserva y en fresco comercializadas en Galicia. (4) 5. 2005.
55. Ho, M. D.; Evans, G. J. Anal. Comm. 34, 363 - 364. 1997
56. Hunt, L. Ecología Ambiental, Editorial limusa, México, 25-29, 1998.

57. Hunt, C.B. *Physiography of the United States*. W.H. Freeman and Co., San Francisco. 240, 1997.
58. INEGI. Cuaderno Estadístico Municipal de Othón P. Blanco, Quintana Roo. 1994.
59. INE. NTE-CCA-014/88. Instituto Nacional de Ecología. Semarnat. 2000
60. International Standard Soil Quality, ISO 11047. Determination of Cadmium, Chromium, Cobalt, Copper, Lead, Manganese, Nickel, and Zinc in Aqua Regia Extracts of Soil – Flame and Electrothermal Atomic Absorption Spectrometric Methods. 1998.
61. International Standard Soil Quality, ISO 11466. Soil Quality, Extraction of traces metals soluble in Aqua Regia. 1994.
62. Jeng, M.S., SCI Han B.C, Jeng W.L, Hung T.C, Mussel Watch: a review of Cu and other metals in various marine organisms in Taiwán, 1991-98. (110) 207-215. 2000.
63. Lankford, R.R. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification. En F. Costeras, las lagunas costeras Mexicanas, Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de pesca, 1977.
64. Lara Villa, M.A. Origen, cantidad y destino de metales pesados en Langostino del río Marabasco. Tesis de maestría. Colima, Méx. 2003.
65. Lavilla I, Pérez B, Bendicho C. *Anal. Chim. Acta*, 382, 297 – 305. 1999.
66. Le Bris Hervé. Pouliquen Hervé. Experimental study on the bioaccumulation of oxytetracycline and oxolinic acid by the blue mussel (*Mytilus edulis*). An evaluation of its ability to bio-monitor antibiotics in the marine environment. *Mar. Poll. Bull.*, 48 (5-6) 434 - 440. 2004.

67. Legret, M. Speciation of heavy metals in sewage sludge and sludge-amended soil. En: Proceeding of the Workshop on the sequential extraction of trace metals in soil and sediments. Int. J. Environ. Anal. Chem. 51, 161-165, 1993.
68. Leung, Kenneth M. Y. Influence of static and fluctuating salinity on cadmium uptake and metallothionein expression by the dogwhelk *Nucella lapillus* (L.). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 274, 175– 189. 2002.
69. LEY GENERAL DEL EQUILIBRIO ECOLÓGICO Y LA PROTECCIÓN AL AMBIENTE, Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988, Última reforma publicada DOF 16-05-2008.
70. Llanes-Baeza, Claudia; González, Norma. Evaluación de los mejillones *Mytilopsis sallei* y *Brachidontes exustus* (Linné) como bioindicadores de materia orgánica en la Bahía de Chetumal, México. Depto. Ecología Acuática, ECOSUR, Chetumal, Q. Roo. 2002.
71. López-Sánchez, J.F. Comparison of two sequential extraction procedures for trace metal partitioning in sediments. Int. J. Environ. Anal. Chem. 51, 161-165, 1993.
72. López Do Nascimento M. R., Proporción de valores de Referencia para concentraciones de metales y metaloides en sedimentos límnicos y fluviales de la cuenca hidrográfica del río Tiete, sp. Tesis de doctorado, 2003.
73. Lyngby, J. E.; Brix, H. Monitoring of mercury and cadmium in coastal areas using aquatic organisms and sediment. *Wat. Sci. Tech.* 19, 1239-1241. 1987.
74. Madrigal A. L, Vázquez G. J, Velasco V. S, Rodríguez P. A. Determinación de metales pesados (Pb, Hg, Cd y As) en agua de mar y Ostión (*Crasostrea iridiscens*) en la costa del estado de Colima. México. 2006.
75. Maiz, I.; Escaola, M. V.; Millan, E. *Sci. Tot. Environ.* 206, 107 – 115. 1997

76. Manahan, S. Environmental Chemistry, Sixth Edition. Lewis. 54. 1994.
77. Marin B, Valladon M, Polve M, Monaco A. Anal. Chim. Acta, 342, 91 – 112. 1997.
78. Márquez Aristide, Senior William, Fermín Ivis, Martínez Gregorio, Castañeda Julián, González Ángel. Cuantificación de las concentraciones de metales en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. (18) 1. 2008.
79. Martín, R.; Sánchez, D. M.; Gutiérrez, A. M. Talanta. 46, 1115 – 1121. 1998
80. Martínez C, Ramírez E, Foyo J. Niveles de concentración de metales pesados en sedimentos superficiales de la ensenada de la Broa, Cuba. (eds). Reporte de investigación del Instituto de Oceanología. Habana, Cuba. 3, 1992.
81. Martínez, G. y Señor, W., 2001. Especiación de metales pesados (Cd, Zn, Cu y Cr) en el material en suspensión de la pluma del Río Manzanares, Venezuela (26) 002, p.p 53-61. 2001.
82. Massart D.L. Handbook of Chemometrics and Qualimetrics: Part B. Ed. Elsevier Sc. 1998.
83. Mester, Z.; Cremisini. C.; Ghiara, E.; Morabito, R. 359, 133 – 142. 1998
84. Method 245.6. Determination of mercury in tissues by cold vapor atomic absorption spectrometry. Revisión 2.3. 1991.
85. Morales B y Olivera L.D. Distribución Especial y estimación poblacional de los manatíes en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Rev. Inv. Cient. UABCS, 2, 1996.
86. Morales, B, Olivera-Gómez L.D, Ramírez P.G. Conservación de los manatíes en la región del Caribe de México y Belice. Informe Técnico preparado por El

- Colegio de la Frontera Sur. ECOSUR. Inf. No. MM01-CONACYT N9301-2017. 1996.
87. Mossop, K. F., Davidson, C. M. Comparison of original and modified BCR sequential extraction procedures for the fractionation of copper, iron, lead, manganese and zinc in soils and sediments. *Anal. Chim. Acta.* 478, 111-118. 2003
 88. Norma Mexicana NMX-AA-007- Determinación de temperatura- Método visual con termómetro, publicado en el Diario Oficial de la Federación en el año 1980.
 89. Norma Mexicana NMX-AA-008- Determinación de pH- Método Potenciométrico, publicado en el Diario Oficial de la Federación en el año 1980.
 90. NOM-031-SSA1-1993- Establece los límites máximos permisibles para el consumo humano en productos de la pesca. Moluscos bivalvos frescos-refrigerados.
 91. NMX-AA-012-SCFI-2001. ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO EN AGUAS NATURALES, RESIDUALES Y RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA (CANCELA A LA NMX-AA-012-1980).
 92. National Research Council (NRC). Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications, National Academies Press: Washington, DC. 2002.
 93. O'Leary, C y Breen, J. Seasonal variation of heavy metals in *Mytilus edulis*, *Fucus vesiculosus* and sediment from the Shannon estuary. *Biol. Environ.* 98b, 153-169. 1998.

94. Osuna-López J.I, Izaguirre F.G, Armenta E.B. Concentración y distribución de Metales Pesados (Cu, Cd, Mn, Pb y Zn) en el sedimento superficial de la Bahía de Ceuta, Sinaloa, México. 2007.
95. Pastor, A., Hernández, F. Levels of Heavy Metals in Some Marine organisms from the Western Mediterranean Area (Spain). *Marine Pollution Bulletin*. 28, 1, 50-53. 1994.
96. Pérez C. B, Lavilla I, Bendicho C. *Analyst*, 121, 1479 – 1484. 1996.
97. Pérez-López M, Bellón E, Alonso J, Melgar M.J. Niveles de metales pesados y repercusión toxicológica en conservas de mejillones (*Mytilus sp*). 4 (1) 2002.
98. Polo, C. Estadística Multivariable Aplicada. Ed. EPOP, Terrassa, pp 143, 2000.
99. Phillips D. y P. Rainbow. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. Elsevier Applied Science. London. 1993.
100. Quevauviller, Ph., Maier, EA. Certified reference materials and interlaboratory studies for environmental analysis. In: *The BCR approach*. ESEVIER. Amsterdam. 1999.
101. Quevauviller P H, Rauret G, Lopez-Sanchez J F, Rubio R, Ure A. *The Science of the total Environment* 205, 223-234, 1997.
102. Quevauviller, Ph, Muntau H, Grepink B. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, 51, 129-134, 1993.
103. Quintana I., Mora G. Análisis de suero Humano por Espectroscopía Atómica. Tesis de Diploma, Facultad de Química, Universidad de la Habana, Cuba. 1994.
104. Rainbow. P. S. *Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment*. *Marine Pollution Bulletin*. 31, 4-12, 183-192. 1995.

105. Raksataya, M.; Langdon, A. G.; Kim, N. D. *Anal. Chim. Acta*, 332, 1 – 14. 1996.
106. Rauret, G. Different strategies to assess Cu and Pb mobilization in pulled river sediments. *Fresenius J. Anal. Chem.* 241, 631-635. 1999.
107. Rosental, R, Castaigne A, PW de Leeuw, Mancía G.. Trace metal distribution in different fractions of nearshore marine sediments. *Coast Shelf Science*, 305, 1996.
108. Roy, I.; Hare, L. Relative importance of water and food as cadmium sources to the predatory insect *Sialis velata* (Megaloptera). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56, 7, 1143-1149. 1999.
109. Sahuquillo A, Rubio R, Rauret G. Detection of sources of error in the determination of Cr in environmental matrices by FAAS and ETAAS. En *Quality Assurance for Environmental Analysis*. Elsevier Science B. V. 39-62. 1995.
110. Sahuquillo, A, López-Sánchez J. F., Rubio R., Rauret G., Thomas R. P., Davidson C. M., Ure A. M.. Use of certified reference material for extractable trace metals to assess sources uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction procedure. *Anal. Chim. Acta*. 382, 317-327. 1999.
111. Sigg Laura, Sturm Michael, Kistler David. Vertical transport of heavy metals by settling particles in Lake Zurich. *Limno Oceanogr* 32, 112-130, 1987.
112. Singh, A.K., Hasnain S.I, Banerjee D.K. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar Rier a tributary of the lower Ganga, India. *Environmental Geology* 39(1), 90-98, 1999.
113. Sloof J. E. *Environmental Lichenology biomonitoring trace element air pollution*, Delft University of technology. 1993.

114. Tessier, A.; Campbell, P.; Bisson, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.* 51, 844 – 851. 1979.
115. Tessier, A.; Turner, D. (Editores) Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. John Wiley and Sons Ltd., Chichester U.K. ISBN 047195830-1. Reprinted January 1999. 1999
116. Tebbutt, H.T.Y. Fundamentos de control de la calidad del agua. Limusa Noriega. (eds), México. 239, 1999.
117. Tsai, L.J, Yu K.C. Chang J.S, Ho S.T. Fractionation of Heavy metals in Sediments cores from the Ell-Ren River Taiwan. *Water Science Technology* 37, 217-224, 1998.
118. Ure, A.M, Quevauviller, P. H, Muntau, H, Griepink, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. *Int. Journal Environ. Anal. Chem.* 51, 135-151, 1993.
119. Userno, J.; Gamero, M.; Morillo, J.; Gracia, I. *Environ. Int.* 24, 487. 1998
120. Usero J, Morillo J, Ghacia F. Contaminación por Metales en sedimentos Acuáticos. *Tecnología Del Agua* 166, 1997.
121. Vaithyanathan P, y Ramanathan Al, SubramanianV. Transport and distribution of heavy metals in Cauvery river. *Water, air, and Soil Pollution* 71, 13-28, 1993.
122. Wang, W. Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organism-overview. *Environmental International.* 13, 437-457. 1987
123. Wantland, K.F. Foraminiferal assemblages of the Coastal Lagoons of British Honduras. *Lagunas Costeras, un Simposio. Mem. Simp. Intern. Lagunas Costeras.* UNAM-UNESCO, Nov. 28-30, 1969.

124. Warren, L. A. Modelling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: The relative contributions of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations. *Limnol. Oceanogr.*, 43(7), 1442-1454. 1998.
125. Wiener J, Anderson R.V, McConville D.R. Contaminants in the Upper Mississippi River, 1984. In: Wiener y col. (eds) Butterworth Pub., Stoneham, MA, 139-147. 1984.
126. Word J. and Mearns, A. 60-meter survey control off southern California. Southern California Coastal Water Research project. T.M. No. 229, 1979.
127. Zhang J. Geochemistry of trace metals from Chinese river/estuary systems: an overview. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 41, 631-658. 1995.

Anexo

I. Análisis de Componentes Principales (ACP)

El análisis de componentes principales (ACP) es una técnica multivariante diseñada en 1901 por Karl Pearson con la finalidad de encontrar líneas y planos que mejor se ajusten a una nube de puntos en el espacio. La técnica de Pearson ha sido modificada a través de los años (Cela, 1994) empleándose actualmente en muchos tipos de problemas multidimensionales (Quintana, 1994; Carlosena, 1999; Cal, 2001).

La idea básica del ACP es encontrar un pequeño número de combinaciones lineales no correlacionadas a partir de las n variables originales, tales que expliquen el mayor porcentaje de la variabilidad total de los datos originales. Es decir, pasar el conjunto de variables primitivas a un nuevo espacio, trasladando la máxima información original contenida en el espacio multidimensional analizado, a un espacio de dimensionalidad reducida, como por ejemplo tri o bidimensional (Massart D.L., 1998)

Los estudios multivariados, en cualquier campo al que se apliquen, comienzan frecuentemente a partir de la construcción de una matriz de correlación. Esta constituye una tabla simétrica de coeficientes de correlación de cada variable respecto a cada una de las otras; de ellas se pueden emerger patrones y estructuras que a menudo no son distinguibles por simple inspección de los datos. El análisis de correlación sirve como técnica primaria descriptiva estimadora del grado de asociación entre las variables involucradas en el estudio (Sokal, 1981).

Las variables analizadas deben presentar cierto grado de correlación, o sea, que aporten relativamente el mismo tipo de información (en este caso, un conjunto de distintos

parámetros de composición metálica de sedimentos y organismos) para que pueda llevarse a cabo la reducción del número de variables, manteniendo un porcentaje elevado de la información que aportaban las variables originales.

Por ello, primeramente debe comprobarse la adecuación de los datos para la realización del ACP mediante la prueba de esfericidad de Bartlett (Cela, 1994) que revela cuándo la matriz de correlación es una matriz de identidad, lo cual podría indicar que las variables no estuvieran correlacionadas. Un nivel de significación menor de 0.05 indica que probablemente existen relaciones significativas entre las variables. La prueba de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) también ofrece una medida de la adecuación muestral para la realización del ACP e indica la proporción de varianza de las variables que es varianza común, y que puede ser causada por ejemplo, por factores subyacentes. Valores del estadígrafo KMO mayores que 0.7 indican que los datos estudiados son adecuados para realizar sobre ellos un análisis de componentes principales, dado que las variables están suficientemente correlacionadas como para llevar a cabo un análisis de reducción de dimensionalidad.

Una vez confirmada la adecuación muestral, la matriz de datos formada por n filas (muestras) y p columnas (parámetros evaluados) se considera como un “enjambre” de dimensionalidad $n \times p$ puntos de un espacio p -dimensional, y se constituyen p nuevas variables, llamadas componentes principales. Se denomina componente principal 1 (CP1) a la recta mínimo cuadrática que pasa por los puntos medios (\bar{X}) de las variables originales. Al trazar con igual criterio una segunda recta que pasa por (\bar{X}) pero perpendicular a CP1, se obtiene una segunda componente principal (CP2) y así sucesivamente (Cela, 1994). Dicho de otra forma, buscar las componentes principales

significa buscar los ejes sobre los que se maximiza la varianza de los datos estudiados a partir de la combinación lineal de los datos primarios.

Consecutivamente se obtienen tantas componentes principales como variables originales. Cada una de ellas explica una parte de la varianza total de los datos expresada como porcentaje de varianza explicada, sucesivamente menor, hasta explicar el 100% de la varianza total (información original) que estaba contenida en los datos primarios. La suma de cada uno de los porcentajes de varianza explicada por cada componente con la consecutiva, se denomina tanto por ciento de varianza acumulativa y ayuda a decidir cuántas componentes principales retener para realizar el estudio.

En la literatura especializada se proponen diversos criterios para la selección del número de componentes a retener. Uno de ellos es el llamado “Criterio del valor propio medio” que consiste en escoger las componentes cuyo valor propio sea mayor que 1. Otro criterio es el del “Bastón roto” en el que se calcula el parámetro b_k para las CP y se compara con el porcentaje de varianza explicada por cada una. Se consideran significativas las componentes en las que el porcentaje de varianza explicado sea mayor que el valor del parámetro b_k . Adicionalmente existe el criterio del “porcentaje de varianza explicada” mediante el que se seleccionan aquellas componentes que expliquen más de la tercera parte de la varianza original (Cela, 1994). Este último criterio fue el seleccionado para el trabajo desarrollado.

La matriz de “cargas” o peso de las variables primitivas en las nuevas variables (CP) representa la correlación encontrada entre las variables originales y el componente

principal p , por lo que esta matriz resulta muy útil en la interpretación de los resultados del análisis.

Los pesos más cercanos a 1 corresponden a variables altamente correlacionadas con la componente principal sobre la que presentan este valor. No obstante, es común obtener pesos que tengan valores muy parecidos para dos componentes, lo cual puede dificultar la interpretación de los resultados. En estos casos puede ser útil practicar una “rotación” a esta matriz.

La matriz inicial de coeficientes o pesos se somete frecuentemente a una rotación para facilitar su interpretación, maximizando los pesos de unas variables en algunas componentes y minimizándolos en otras. Se han definido diferentes tipos de rotaciones como la quartimax (maximiza la varianza del cuadrado de cada fila de pesos), varimax (maximiza la varianza del cuadrado de cada columna de pesos), equimax (una combinación o compromiso entre varimax y quartimax), entre otras (Cela, 1994). Con todas se consigue mejorar la interpretación de la significación de las variables en las componentes principales, aunque la más comúnmente utilizada es la varimax.

Si adicionalmente sobre el gráfico de dispersión de los pesos se une el punto representado por una variable y el centro de los ejes coordenados, se obtiene un vector. Si se hace esto mismo con la variable, se obtiene un segundo vector. El coseno del ángulo formado por estos dos vectores será el coeficiente de correlación entre ambas variables. Adicionalmente, cuando mayor sea la magnitud de estos vectores y mayor el coseno cuadrado el ángulo formado por ellos con el eje coordenado (CP), mayor será la

contribución de la variable en cuestión a la varianza explicada por dicha componente (Cela, 1994).

Los “scores” o puntuaciones de los objetos sobre las componentes constituyen las proyecciones (coordenadas) de las muestras originales sobre los nuevos ejes formados por las componentes principales (Cela, 1994). Este tipo de diagrama se analiza simultáneamente con los gráficos pasos. Las muestras con altas puntuaciones sobre una componente principal se identifican con aquellas que poseen valores mayores de las variables representadas por dicha componente.

Para el ACP, se empleó el programa XLSTAT-Pro versión 7.5.3, que permite reducir las **M** variables consideradas (9 metales pesados) de un conjunto de **N** observaciones (9 puntos de muestreo), a un número inferior de nuevas variables, las cuales soportan la mayor parte de la varianza. A estas nuevas variables se les denomina Componentes Principales y de ellas se extrae la mayor parte de la información contenida en las **N** observaciones. (Polo, 2000).

II. Análisis de componentes principales y de conglomerado jerárquico

Para poder realizar el análisis de componentes principales (ACP) en los 9 puntos de muestreo, en cada uno de ellos se tomaron 3 muestras a diferentes distancias y posiciones geográficas “muestreo pata de gallina” (Carbajal, V.W., 1999). A cada muestra se le hicieron 3 réplicas, las cuales pudieron promediarse por no existir diferencias significativas entre ellas. Lo mismo sucedió con los muestreos de cada punto. La distancia entre los puntos de muestreo fue mayor de 500 metros.

El tratamiento estadístico realizado a los datos para poder llegar a lo descrito en el párrafo anterior, fue el siguiente:

Se calculó la desviación estándar a los resultados de los 27 puntos de muestreo, estas se encontraban dentro de los intervalos de confianza de los puntos muestreados (3 de cada uno de los 9 puntos) y además se solapaban en todos los casos, por lo que se decidió promediar el valor de las 3 muestras de cada punto y trabajar entonces con los 9 puntos.