



Universidad Nacional Autónoma
de México

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
IZTACALA

**EVALUACIÓN DE METALES PESADOS EN
SEDIMENTOS Y ORGANISMOS DE LAS LAGUNAS
COSTERAS DE VERACRUZ, TABASCO Y
CAMPECHE, MÉXICO**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
B I O L O G O
P R E S E N T A
BERNARDA ALBA ROSAS GUTIÉRREZ



ASESORA: M. EN C. GUADALUPE PONCE VELEZ

LOS REYES IZTACALA, EDO. MÉX.

2004



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Dedico este trabajo

**A mis padres por el esfuerzo que realizaron
para poder lograr mi formación profesional**

**A mi esposo por que siempre me ha ayudado
cuando lo he necesitado**

**A mis hijos para que los motive a seguir adelante
en sus estudios**

A mis hermanos por el apoyo que me brindaron

**A Mónica Díaz y Ma. Teresa Bautista por su amistad
y por los momentos que vivimos durante la carrera**

**A mi directora de tesis y sinodales por su paciencia y
apoyo brindados**

A mis profesores por sus enseñanzas y cariño brindado

**A todas las personas que me han motivado en mis estudios
y me han demostrado su amor y amistad**

INDICE

	PÁGINA
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	14
DESCRIPCIÓN DE LAS ÁREAS DE ESTUDIO	15
LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ	15
LAGUNA LA MACHONA, TABASCO	17
LAGUNA DE TERMINOS, CAMPECHE	19
MATERIALES Y METODOS	25
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
PARAMETROS FISICO-QUIMICOS	30
LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ	30
LAGUNA LA MACHONA, TABASCO	31
SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE	32
SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE	34
METALES PESADOS EN SEDIMENTO	36
LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ	36
LAGUNA LA MACHONA, TABASCO	39
SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE	42
SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE	46
METALES PESADOS EN ORGANISMOS	56
LAGUNA LA MACHONA, TABASCO (OSTIONES)	56
SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE (PECES)	61
SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE (PECES)	64
SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE (PASTOS)	66
SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE (PASTOS)	70
CONCLUSIONES	76
BIBLIOGRAFÍA	80

RESUMEN

Los estuarios y lagunas son ecosistemas costeros de gran importancia. El crecimiento demográfico y el desarrollo industrial los han puesto en peligro, ya que en ellos se vierten sustancias tóxicas no biodegradables, provocando contaminación de estos ambientes. Entre éstas se encuentran los metales pesados, algunos son constituyentes naturales de agua dulce y de mar como el Cu, Ni, Zn y Co, pero pueden llegar a ser tóxicos a altas concentraciones y otros como el Pb, Cd y Hg no tienen función biológica, y son potencialmente tóxicos en ciertas formas químicas y en concentraciones específicas.

En este trabajo se determinaron las concentraciones de Cu, Ni, Co, Cr, Pb y Cd por espectrofotometría de absorción atómica en sedimentos y organismos de las Lagunas de Alvarado, Veracruz y Machona, Tabasco y de los Sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, Campeche y se relacionaron con los parámetros físico-químicos y sedimentológicos de cada lugar.

De los resultados obtenidos se observó que el Ni y el Cr fueron los más altos de todas las zonas de estudio y el Cd el que presentó los niveles más bajos.

En la Laguna de Alvarado, Veracruz la principal entrada de Cu, Ni, Co y Cr es el Río Papaloapan. En el sedimento de la Laguna La Machona, las concentraciones de metales se presentan de una manera homogénea en todo el sistema. En los

Sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau se presentaron fluctuaciones temporales en los niveles de metales pesados analizados en el sedimento.

Los valores de metales pesados del sedimento de las áreas estudiadas se encuentran por debajo de los reportados para sistemas contaminados por descargas municipales y por desechos industriales y derivados del petróleo, por lo que se considera que las zonas de estudio no se encuentran seriamente alteradas.

En los mejillones *Crassostrea virginica* de la Laguna La Machona, el Cu fue el metal que presentó los niveles más altos y el Cr los más bajos. En los peces *Arius melanopus* y *Cichlasoma sp.* de los Sistemas Palizada-del Este y Candelaria-Panlau se presentaron fluctuaciones temporales en los niveles de los metales analizados; el Ni fue el elemento con los niveles más altos en *A. melanopus*, en tanto que para *Cichlasoma sp.* lo fueron el Cu y el Cr. Debido a que estos organismos presentaron niveles bajos en relación a otros, no son considerados como un riesgo para la salud humana.

En los pastos analizados en los sistemas fluvio-lagunares, también se presentó variación estacional; sin embargo en este caso se pudo observar diferencias en la acumulación de metales debidas tanto al lugar de colecta como a la diferencia de especies.

INTRODUCCION

Los estuarios y lagunas son ecosistemas costeros de importancia vital debido al gran valor que tienen en cuanto a sus recursos naturales, ya que representan un sitio de protección y alimentación para una amplia variedad de especies acuáticas, son asimiladores y purificadores naturales de contaminantes arrastrados por las corrientes, además de ser importantes para la recreación y asentamientos humanos, y son la parte más productiva de toda la zona costera (Toledo *et al.*, 1989; Vázquez *et al.*, 1999).

El crecimiento demográfico, la intensa urbanización y el desarrollo industrial han puesto en peligro a un gran número de sistemas acuáticos, incluyendo lagunas, estuarios y ríos; debido a que en ellos se vierten los desechos orgánicos y sustancias tóxicas no biodegradables, provocando contaminación de estos ecosistemas y como consecuencia efectos deletéreos como la alteración de la estructura de las comunidades, así como la toxicidad de alimentos de origen acuático (Toledo *et al.*, 1989; Vázquez *et al.*, 1999).

Entre las sustancias tóxicas que se introducen a los ecosistemas costeros, se encuentran los metales pesados. De este gran grupo de elementos, algunos son constituyentes naturales del agua dulce y del agua de mar. A este respecto se han hecho investigaciones para conocer las concentraciones presentes en diversas regiones y se ha observado que existen perfiles de concentración de

ciertos metales en el agua de mar, semejantes a los perfiles verticales que presentan los nutrientes (Bruland, 1980; Bruland y Franks, 1983; Danielsson, 1980).

Los metales son conocidos por encontrarse asociados en una variedad de formas a materia orgánica, detritus orgánico, granos orgánicos o minerales y a seres vivos (Allen *et al.*, 1990), estos últimos son considerados esenciales para la vida de los organismos, pero se encuentran usualmente en concentraciones traza (Panfoli *et al.*, 2000), como el Cu, Ni y Zn (Mertz, 1981), hierro, molibdeno, selenio, cobre, vanadio, manganeso, níquel, estaño, cobalto y cromo, los cuales juegan una variedad de papeles en la bioquímica como cofactores enzimáticos (Harrison y Hoare, 1980; Korzeniewski y Neugebauer, 1991). Ciertos invertebrados tienen una fuerte demanda extra de metales particulares, por ejemplo los crustáceos decápodos y moluscos gasterópodos necesitan niveles de cobre superior a sus requerimientos, según el peso de su hemocianina (White y Rainbow, 1985). Los metales pesados en solución pueden ser captados más fácilmente por fitoplancton y otros autótrofos (Presley, 1997), esto puede darse por transporte activo en algunos microorganismos y larvas de invertebrados como el erizo de mar, pero generalmente en plantas y animales se da por difusión pasiva a través de la creación de un gradiente, por adsorción en la superficie y por constituyentes de las células, fluidos del cuerpo, entre otros. También pueden ser adquiridos junto con la comida o presentes en la misma (Clark, 1986; Presley, 1997). Las propiedades de complejación y peptidización

de materia orgánica, están reconocidas como un proceso de bioacumulación de metales pesados en muchos organismos (Allen *et al.*, 1990). Los crustáceos decápodos mantienen relativamente constantes las concentraciones de zinc en su cuerpo (aproximadamente 80 mg/g en *Palaemon elegans*) y llegan a morir si las concentraciones en su cuerpo se duplican (Hopkins y Nott, 1979). El zinc y el manganeso representan un componente estructural en poliquetos (Bryan y Gibbs, 1979, 1980). En los moluscos *Mytilus galloprovincialis* y *Murex trunculus*, el Cd está involucrado en la formación de la concha y puede ser liberado durante un proceso de formación de serocristales en la corriente sanguínea y excretado por el organismo (Wilbur y Saleuddin, 1983).

En el mar, estos contaminantes son potencialmente acumulados en organismos marinos y sedimentos, y subsecuentemente transferidos al hombre por medio de las cadenas alimenticias (Giordano *et al.*, 1991).

La fuente de entrada natural de metales pesados más importante hacia los sistemas de agua dulce es el desgaste químico de rocas ígneas y metamórficas y de los suelos en la cuenca de drenaje (Leckie y James, 1974). Las variaciones en los niveles ya existentes en el agua superficial y los sedimentos se dan por la presencia de zonas mineralizadas en la cuenca de drenaje y por contribuyentes menores como la descomposición de plantas y animales (Connell y Miller, 1984).

Las precipitaciones sobre la cuenca de drenaje o directamente sobre la superficie del agua, son la segunda fuente más importante de entrada de metales a los cuerpos de agua. La incorporación de metales por precipitación varía con la cantidad y tipo de lluvia (Conell y Miller, 1984).

Las aportaciones naturales en el ambiente marino pueden ser categorizadas en:
(Bryan, 1976)

- * Suministro costero, incluyendo entradas de ríos y erosión producida por la acción de las olas y glaciares

- * suministro del fondo del mar, que incluye la liberación de metales por vulcanismo y procesos químicos

- * metales transportados en la atmósfera como partículas de polvo o como aerosoles y material particulado por erosión glacial en regiones polares y transportado por hielo flotante.

El ambiente estuarino recibe desechos antropogénicos directamente por depositación atmosférica o como parte de sólidos disueltos o de forma particulada en los ríos (Allen *et al.*, 1990).

En lo que se refiere a las fuentes antropogénicas de metales, los procesos industriales (Matheickal y Yu, 1999), particularmente los relacionados con la minería y procesamiento de metales minerales, el terminado y plateado de metales y la manufactura de objetos metálicos, son considerados como la principal entrada de estos elementos. Los compuestos metálicos son extensamente usados en otras industrias como pigmentos en pinturas y en la elaboración de tintes, en la fabricación de pieles, gomas, textiles y papel entre otros (Abel, 1989); estas descargas industriales constituyen un peligro para la biota marina (Biney y Ameyibor, 1992).

Por otra parte, los desechos domésticos que ponen en peligro a los organismos acuáticos (Biney y Ameyibor, 1992) contienen cantidades importantes de metales como el Cu, Zn y Pb, debido a que el agua tiene contacto prolongado con las tuberías (Murgel, 1984; Abel, 1989). La composición de metales de los desechos urbanos, también depende de la planificación de la ciudad, el tráfico, la construcción de carreteras, el uso del suelo y las características de las aguas vertidas (Connell y Miller, 1984).

La agricultura también representa un aporte importante de metales a los cuerpos acuáticos (Matheickal y Yu, 1999) que se da por la erosión del suelo, por los residuos de plantas y animales, por el uso de fertilizantes fosfatados, herbicidas y fungicidas específicos y por el uso de efluentes cloacales (Connell y Miller, 1984; Murgel, 1984).

El comportamiento de los metales pesados en el ambiente marino, depende de diversos factores como la salinidad, el pH y la materia orgánica (Astorga-España *et al.*, 1998).

La toxicidad de los metales pesados depende de la especie química; pueden estar en forma de cloruros, sulfatos, carbonatos e hidróxidos, o formando combinaciones con quelantes orgánicos. A pH bajo se encuentran preferentemente en forma iónica, a pH neutro suelen predominar los carbonatos, y a pH más alto la forma más común es de hidróxidos. Los más peligrosos no son los que forman compuestos quelados normales, ya que éstos mantienen la concentración del elemento en forma iónica relativamente baja; sino los que forman combinaciones de molécula pequeña con compuestos orgánicos (Margalef, 1983).

Los metales pueden encontrarse tanto en la columna de agua como en los sedimentos; en estos últimos, el depósito de los metales se debe a procesos naturales o antropogénicos. Los primeros son los llamados diagénicos, los cuales son la suma total de las reacciones biogeoquímicas que pueden darse en los sedimentos. Los efectos provocados por el hombre incluyen adición de sustancias orgánicas e inorgánicas a los sedimentos a través de descargas, exposición de sedimentos anóxicos por oxidación, por aereación debida al

dragado, alteración del piso y alteración del agua sobre el sedimento por instalación de varios tipos de estructuras de ingeniería (Waldichuck, 1985).

Una vez depositados en los sedimentos, la concentración de metales se relaciona con ciertas características que presenta el sedimento, como son el tamaño de las partículas del mismo (Allen *et al.*, 1990) la concentración de carbonatos, así como de la materia orgánica. Se ha observado (Loring, 1982; Presley, 1997) que la concentración de metales presenta una relación inversa con el tamaño de las partículas, debido a que las partículas finas (limos y arcillas) retienen mejor a los metales que las gruesas (arenas y gravas); en cuanto a la materia orgánica, se ha establecido una relación lineal de ésta con la concentración de Cu, Ni y Zn (Loring y Rantala, 1977; Ponce y Botello, 1991); los metales Cd y Pb presentan una relación directa con los carbonatos del sedimento (Ponce y Botello, 1991), así como el Cu y el Zn (Allen *et al.*, 1990). Al igual que la cantidad de materia orgánica, los niveles de metales pesados en sedimentos, disminuyen con la profundidad; los metales son progresivamente perdidos por oxidación de la fracción orgánica durante la diagénesis (Allen *et al.*, 1990)

Los metales retenidos en los sedimentos no son tan fácilmente disponibles a los organismos. A diferencia de los que se encuentran suspendidos o disueltos en la columna de agua, su disponibilidad va a estar relacionada con la especiación del metal en fase sólida o acuosa (Förstner, 1990) y los requerimientos minerales nutricionales del organismo (Watanabe *et al.*, 1997)

Los metales acumulados en sedimento pueden ser adquiridos por organismos filtradores (Saulwood y Hsie, 1999) como los bivalvos. Los pastos marinos secuestran los metales traza del ambiente vía hojas y rizomas o raíces, a través del agua y sedimento respectivamente (Pulich, 1980; Lyngby y Brix, 1982, 1983; Nienhuis, 1986; Ward, 1989).

Existe un grado considerable de variación en el cual plantas y animales pueden regular la concentración de metales en su cuerpo. Las plantas y moluscos bivalvos son pobres reguladores. En moluscos como *Mytilus edulis*, se ha observado una relación del contenido de metales pesados con la edad y tamaño de estos organismos (NAS, 1980); sin embargo, las ostras y otros bivalvos, acumulan metales como el Cu y Zn y pueden tolerar altas concentraciones sin presentar efectos aparentes (Ahn *et al.*, 1996; Saulwood y Hsieh, 1999). Dentro de los mecanismos de detoxificación que presentan los moluscos se encuentran, la unión a ligandos solubles (metalotioneinas y GSH), compartamentación por segregación en lisosomas y coprecipitación en granos insolubles de fosfato y calcio, granulos de pirofosfato o concreciones de cobre y azufre (Viarengo y Nott, 1993) Los crustáceos decápodos y peces son generalmente capaces de regular metales esenciales como el Zn y el Cu, pero metales no esenciales como Hg y Cd no son bien regulados (Clark, 1986).

La captura de contaminantes asociados al sedimento, por parte de peces, puede ocurrir a través de 3 pasos: (1) en partículas finas, resuspendidas en la columna de agua, las cuales son tomadas por organismos filtradores vía branquias y tracto digestivo, (2) lixiviados al agua, a partir de sedimentos contaminados, los cuales se acumulan en el cuerpo del pez, vía respiración, (3) contacto directo y consumo de sedimento por parte de los que viven en el mismo y los detritívoros, vía piel e intestino (Chen y Chen, 1999); por lo que los peces podrían actuar como indicadores ambientales de concentraciones de metales pesados (OECD, 1991), sobre todo en áreas afectadas por actividades humanas (Jorgensen y Pedersen, 1994).

En general, todos los metales, en concentraciones óptimas en el ambiente y en los organismos, tienen una función óptima (crecimiento, reproducción, etc.) (Presley, 1997); sin embargo, pueden llegar a ser tóxicos a altas concentraciones, mientras que otros como el Pb, Cd y Hg no tienen función biológica (Abel, 1989; Panfoli *et al.*, 2000), pero son potencialmente tóxicos en ciertas formas químicas y en concentraciones específicas (Mandelli, 1979; Korzeniewski y Neugebauer, 1991).

En lo que respecta a los efectos que producen los metales pesados, se han observado efectos en organismos desde algas del fitoplancton como *Monochrysis lutheri* en la que el Cu puede ocasionar una reducción en la división de estas algas (Sunda y Lewis, 1978), en las macroalgas *Laminaria saccharina*,

el Cu, Hg y Zn pueden causar reducción en la división (Thompson y Burrows, 1984) y en *Champia parvula* el As causa inhibición en la reproducción sexual (Thursby y Steele, 1984). En el hidroide *Campanularia flexuosa*, el Cd, Cu, Hg y Zn, reducen el crecimiento (Stebbing y Brown, 1984), en moluscos como *Mytilus edulis*, el Cd, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn reducen la tasa de crecimiento de la concha (Stromgreen, 1982); el Cu y Zn suprimen el desarrollo de ovocitos (Myint y Tyler, 1982) y el Ag, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se y Zn producen el 50% de larvas anormales (Martin *et al.*, 1981) La presencia de Cd en *Crassostrea virginica* provoca lesiones histopatológicas (Gold-Bouchot *et al.*, 1995). En *Mercenaria mercenaria* y *Crassostrea virginica*, el Ag, Cu, Hg, Ni y Zn reducen el crecimiento (Calabrese *et al.*, 1977). En *Spisula solidissima* la Ag altera la embriogénesis (Eyster y Morse, 1984). En crustáceos como *Pontoporeia affinis* el Cd y el Pb reducen la fecundidad (Sundelin, 1984). En huevos de erizos de mar, de varias especies, el As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn detienen la fertilización y el desarrollo (Kobayashi, 1984). En peces como *Pleuronectes platessa*, el Cd y el Cu reducen el crecimiento (Saward *et al.*, 1975; Westernhagen *et al.*, 1980). En huevos de *Leiostomus xanthurus* y *Menidia menidia* el Cu reduce el nacimiento de los alevines (Engel y Sunda, 1979). En *Myoxocephalus quadricornis* el As, Cd, Cu, Hg, Pb y Zn incrementan las deformidades vertebrales (Bengtsson y Larsson, 1986). El Cd afecta la actividad de la ATPasa en el intestino de la tilapia (Schoenmakers *et al.*, 1992) e inhibe la bomba de Ca, ya que el transporte de Cd en sangre compite con los sitios de Ca en la bomba Ca/Na (Wright, 1995).

Para poder monitorear la calidad de los sistemas acuáticos existen organismos indicadores de contaminación que deben tener ciertas características para ser considerados como sentinelas; éstas son:

- a) no ser especies endémicas para que puedan ser comparadas en distintos lugares, es decir, ser cosmopolitas
- b) tener hábitos sésiles o sedentarios
- c) ser resistentes a concentraciones elevadas de contaminantes
- d) tener importancia ecológica y económica para la zona de estudio; entre otras.

Así como ser abundantes en la región de estudio, fácil reconocimiento, representatividad en la localidad, tener suficiente tamaño para proveer una muestra adecuada para el análisis y un tiempo de vida que permita muestrear más de un año (Rayment y Barry, 2000)

Entre los organismos que se han utilizado para estos propósitos están los moluscos bivalvos (Lauenstein *et al.*, 1990; Presley *et al.*, 1990) como mejillones principalmente *Mytilus edulis*, (Farrington *et al.*, 1983; Roesijadi *et al.*, 1984; Borchardt *et al.*, 1988; Haynes *et al.*, 1997); y ostiones como *Crassostrea virginica*; también puede tomarse la vegetación sumergida presente en los sistemas de interés, ya que ésta es comúnmente utilizada para determinar niveles de metales pesados, debido a su importancia ecológica por ser

productores primarios de las cadenas alimenticias acuáticas (Bajguz, 2000; Prange y Dennison, 2000).

Los bioindicadores son utilizados para la evaluación de contaminación por metales pesados, tal evaluación es más completa y confiable si se consideran simultáneamente varias especies como indicadores, particularmente especies con diferentes patrones de vida y diferentes niveles en las cadenas tróficas (Carral *et al.*, 1995).

Dentro de los trabajos que se han llevado a cabo en el Golfo de México, se encuentran los de Botello *et al.* (1976) y Hicks (1977), quienes determinaron las variaciones estacionales de metales pesados en el sedimento del Sur del Golfo de México; Rosas *et al.* (1983) y Alvarez (1983) que evaluaron las concentraciones de metales pesados en el sedimento, agua y ostiones de diferentes lagunas costeras y en sedimentos del Río Blanco, Ver., respectivamente; Villanueva (1987) quien determinó las concentraciones de metales en sedimentos y organismos de tres *phyla* diferentes en diversos sistemas costeros de Veracruz; Ponce y Botello (1991) evaluaron las concentraciones de metales pesados en sedimentos y ostiones de la Laguna de Términos en Campeche y Vazquez *et al.* (1999) quienes analizaron el comportamiento estacional de metales pesados y su relación con parámetros hidrológicos en la Laguna de Términos, Campeche.

Debido a que no existe información de las concentraciones de metales pesados en sedimentos y organismos de las lagunas de Alvarado, Veracruz y Machona, Tabasco y los afluentes de la laguna de Términos Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, Campeche; el objetivo fue determinar las concentraciones de metales pesados en sedimentos y organismos de estos sistemas, así como relacionar las concentraciones de metales pesados determinadas con los parámetros físico-químicos y sedimentológicos de cada lugar.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la concentración de metales pesados en el ambiente costero y en organismos de importancia comercial, como son, peces y ostiones; así como la vegetación sumergida presente, la cual desempeña un papel importante dentro de la cadena trófica.

OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar la presencia de los metales pesados en el ambiente costero, determinándose las concentraciones totales de Cu, Ni, Co, Zn, Cr, Cd y Pb en dos de los componentes del ecosistema: sedimentos y organismos de las zonas de estudio.

Analizar la relación existente entre la concentración de metales pesados presentes en los sedimentos con el contenido de materia orgánica y carbonatos del mismo; así como con los parámetros fisico-químicos de los sistemas costeros en estudio.

DESCRIPCION DE LAS AREAS DE ESTUDIO

LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ.

Se ubica en la planicie costera del área central del estado de Veracruz, entre los paralelos $18^{\circ} 46'$ y $18^{\circ} 42'$ de Latitud Norte y los meridianos $95^{\circ} 58'$ y $95^{\circ} 56'$ de Longitud Oeste (Figura 1).

El sistema estuarino-lagunar de Alvarado, se forma por la Laguna de Alvarado propiamente dicha y por las lagunas de Buen País y Camaronera. Se extiende longitudinalmente en dirección Este-Oeste a lo largo de aproximadamente 17 Km. Se introduce en tierra hasta 5 Km con un ancho aproximado de 4.5 Km. Su comunicación con el mar tiene un ancho de 400 m y está orientada ligeramente hacia el Norte. Su superficie es de 6200 ha (Contreras, 1985).

El río Papaloapan es el principal río que desemboca en el sistema lagunar y éste llega por el Suroeste; su aporte diario es de aproximadamente 40 millones de metros cúbicos.

El río Acula recibe un brazo de agua proveniente de la laguna de Tlalixcoyan, antes de que éste desemboque en la laguna de Alvarado; ésta se une con la laguna de Tlalixcoyan por el lado Sur, y se comunica previamente con el río Blanco (Contreras, 1985).

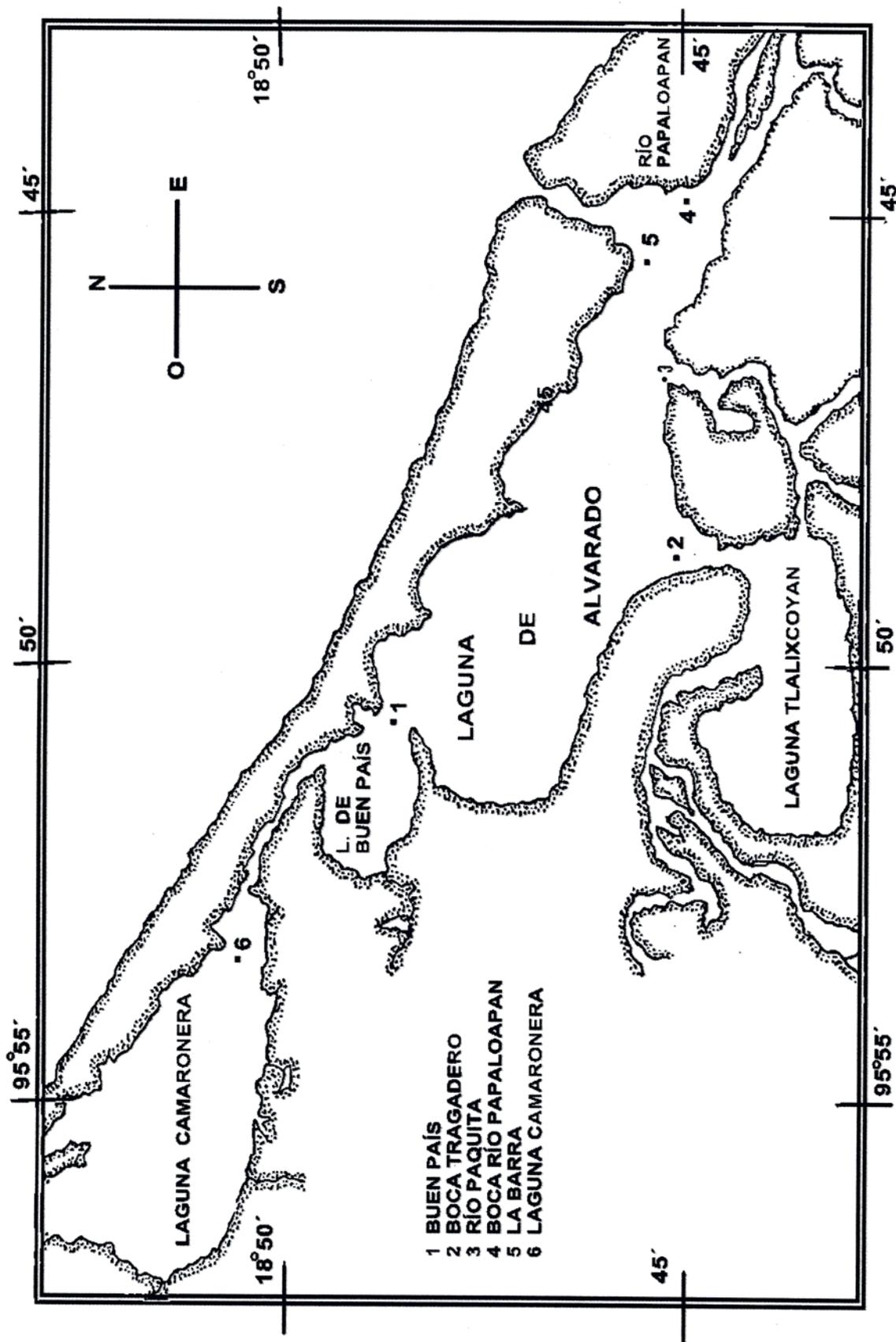


Figura 1. Puntos muestreados en la Laguna de Alvarado, Veracruz.

El tipo de sedimentos del sistema lagunar es arenoso, limo-arcilloso y areno-limo-arcilloso. Prácticamente todo el contorno de las lagunas que componen el sistema se rodea de manglares; en pequeños tramos existen pastos halófitos. En época de lluvias invade a la laguna el lirio acuático (*Eichornia crassipes*), llamado comunmente "pantano" por los habitantes del lugar. La vegetación sumergida es fundamentalmente *Ruppia maritima*, la cual forma algunas praderas de pequeña extensión en las cercanías de Barra Vieja (Contreras, 1985).

LAGUNA MACHONA, TABASCO

Pertenece al municipio de Cárdenas, Tabasco; se ubica entre los 18⁰ 15' y 18⁰ 30' de Latitud Norte y los 93⁰ 30' y 93⁰ 53' Longitud Oeste (Figura 2).

La laguna del Carmen y la Machona forman el principal sistema estuarino-lagunar de esta zona, mismo que también se integra con la laguna canal que las comunica entre sí (Pajonal); con la laguna de la Palma, que se relaciona con la del Carmen en su ribera Sur; con el río San Felipe, que desemboca en el extremo Sureste del Carmen; con la laguna del Arrastradero, ligada a la Machona y con el río Santa Ana, que desemboca en la misma (Contreras, 1985).

Presenta una superficie aproximada de 6500 ha, con una profundidad media de

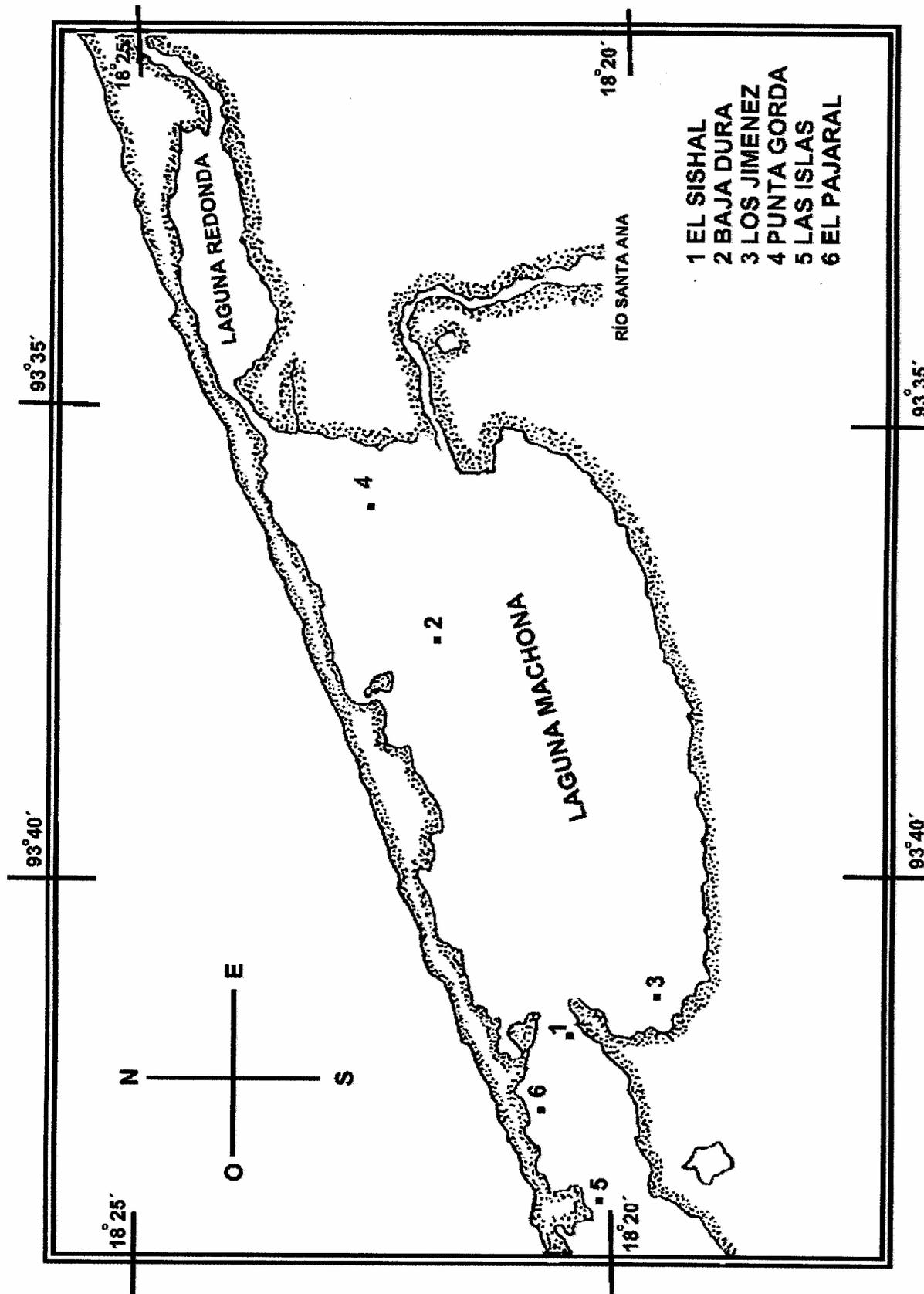


Figura 2. Puntos muestreados en la Laguna La Machona, Tabasco.

2.5 m y un área de 84.0 Km². La comunicación del estuario con el Golfo de México se realiza a través de la artificial Boca de Panteones (Contreras, 1985).

La vegetación circundante se constituye principalmente de vegetación de pantano (mucalera y popalera) (Medina *et al.*, 1981).

El clima es de tipo Am (f) (i)g, con vientos dominantes del Noreste y con lluvias en verano (García, 1964) con una precipitación pluvial de 1500 mm/año. Su temperatura máxima es de 32 °C y la mínima de 23.8 °C (Contreras, 1985), con una media anual de 26 °C.

LAGUNA DE TERMINOS, CAMPECHE

La Laguna de Términos representa un ecosistema muy importante en el Sur del Golfo de México, debido a: (1) su diversidad biológica, (2) como una fuente de valiosos organismos de vida silvestre como peces y osiones y (3) por su proximidad a las industrias del petróleo (Yáñez y Day, 1988)

Se encuentra situada en el litoral del Golfo de México entre los meridianos 91⁰ 10' y 92⁰ de Longitud Oeste y los paralelos 18⁰ 20' y 19⁰ de Latitud Norte (Figura 3).

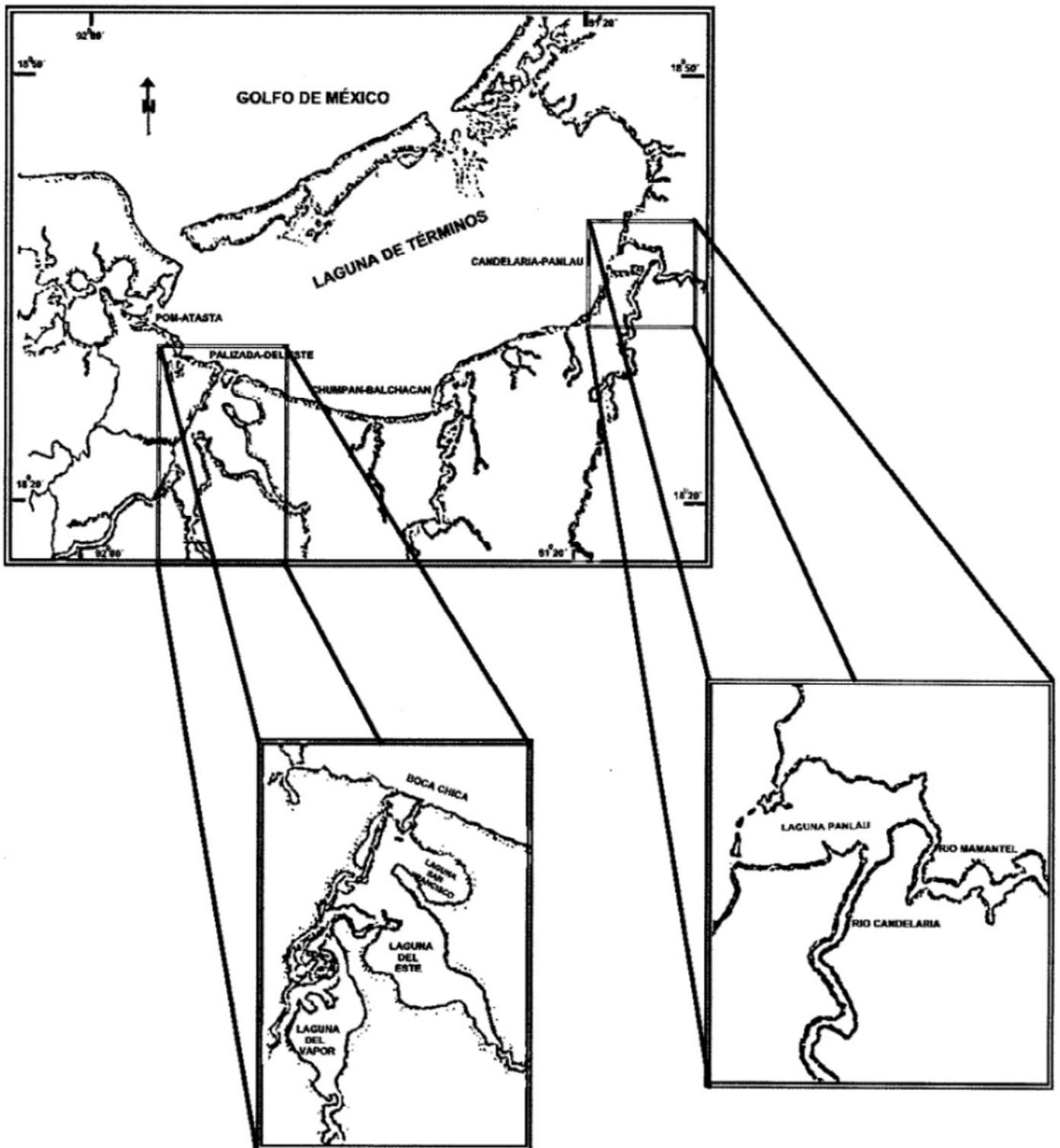


Figura 3. Sistemas fluvio-lagunares de la Laguna de Términos, Campeche

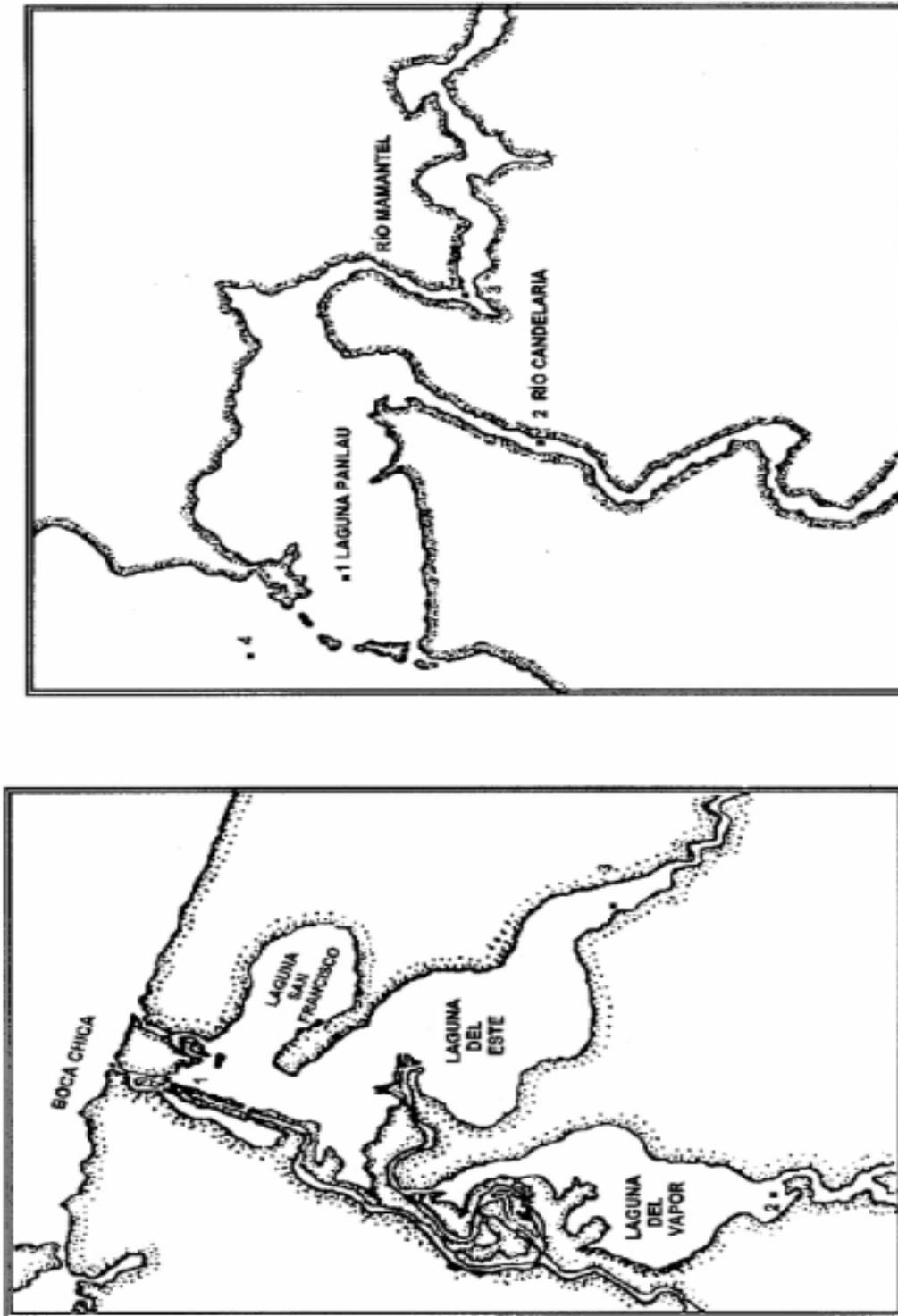


Figura 3. (continuación) Puntos muestreados de los sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau.

Cuenta con una longitud máxima de 70 Km y aproximadamente 30 Km de ancho, teniendo un área de 2500 Km² (Vargas, 1978). Está limitada al Norte por la isla del Carmen, la cual la separa del Golfo de México (Botello, 1978). Se comunica con el mar a través de dos bocas abiertas permanentemente, ubicadas en los extremos de la isla: Boca de Puerto Real en el lado Este y Boca del Carmen al Oeste. Existe una entrada de agua oceánica por la boca Este con un delta de carácter externo ya que a través de ella, el agua de la laguna se mezcla con el mar (Mancilla y Vargas, 1980).

En general es un cuerpo de agua somero con una profundidad promedio de 4.5m. En la región Este, limita con la placa de Yucatán la cual está constituida por rocas principalmente del tipo de las calizas contrastando con la zona Oeste donde ocurre una depositación de detritus terrígeno aportado por los ríos (Phleger y Ayala, 1971).

Los ríos más importantes que descargan sus aguas en la laguna son:

- A)** Río Palizada, que forma parte de la red hidrológica de los ríos Mexcalapa, Grijalva y Usumacinta.
- B)** Río Chumpán, que se origina en la planicie costera por los ríos San Joaquín y Salsipuedes
- C)** Río Candelaria, cuya cuenca se localiza en la Península de Yucatán y en su cauce se encuentran grandes cantidades de carbonato de calcio.

Por el oriente, desembocan el río Sabancuy, los arroyos Coláx, lagarteros y Chivojá Grande; por el Sur, los ríos Mamantel, Candelaria y sus afluentes que convergen en la Boca Balchacah; el Chepe, el Palizada y los arroyos Las Peñas y Marentes, que desembocan en la Laguna del Este, la cual se comunica con la Laguna de Términos por el Oeste al igual que lo hacen las lagunas y esteros de Pom, Atasta y Puerto Rico, todos comunicados entre sí (Botello, 1978).

El clima de la región es tropical del tipo cálido-humedo, de la categoría AmW. La temperatura máxima es de 36 °C durante el verano y el valor mínimo es de 17 °C, registrándose este último en el invierno.

Existen tres estaciones climáticas muy marcadas durante el año: secas (febrero-mayo), lluvias (junio-septiembre) y nortes (octubre-febrero).

Los vientos dominantes tienen una dirección Noreste-Suroeste, ocurriendo durante el invierno fuertes tormentas tropicales y huracanes en los cuales predominan vientos del cuadrante Norte, de donde toman su nombre (Botello, 1978).

La precipitación pluvial promedio es de 1680 mm con un intervalo que va de 1200 hasta 2000 mm por año, observándose el valor máximo durante los meses de junio a noviembre (Yañez y Day, 1982).

El sedimento de la Laguna de Términos está constituido por arenas, limos y arcillas. La distribución del tipo de grano varía en las diferentes zonas de la laguna debido principalmente a las corrientes y aporte de ríos. En la región Oeste existe una predominancia de limos y arcillas, siendo el aporte fluvial el posible causante de este sedimento característico; por otro lado, en la zona Este se encuentra una dominancia de las áreas carbonatadas con más del 70 % de carbonato de calcio que proviene de calizas de la placa yucateca a través de escurrimientos, oleaje y descargas del río Candelaria (Phleger y Ayala, 1971).

La vegetación emergente en las márgenes de la laguna está caracterizada principalmente por palmeras y diversas especies de mangle, entre los que destacan por su abundancia *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*.

Las plantas sumergidas constituyen importantes praderas de *Thalassia testudinum* ubicadas en regiones cercanas a la Isla del Carmen (Day y Yáñez, 1982).

MATERIALES Y METODOS

Las muestras de sedimentos se tomaron teniendo como puntos principales las diversas bocas de entrada y salida en el caso de la Laguna de Alvarado (Figura 1); para la laguna La Machona se colectaron los puntos que se muestran en la figura 2; en los sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau que desembocan en la Laguna de Términos, se muestrearon las lagunas, ríos y desembocaduras de cada sistema (Figura 3).

Los organismos se colectaron en la Laguna La Machona y en los sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau.

Para obtener las muestras de sedimentos se utilizó una draga van-Veen tomando los primeros 10 cm de profundidad y se almacenaron en bolsas de plástico, y se mantuvieron a 4 °C hasta su análisis en el laboratorio.

La colecta de organismos, se hizo manualmente en el caso de los ostiones en la Laguna La Machona y la vegetación sumergida en los sistemas de la Laguna de Términos. Para los peces se utilizó una red denominada chango, clásica en la colecta de peces de la familia *Ariidae* en la región de Campeche; manteniéndose todos en congelación hasta su análisis.

En los puntos de colecta se tomaron los siguientes parámetros físico-químicos: profundidad, temperatura, oxígeno disuelto, pH y salinidad.

En el laboratorio se determinaron los niveles de materia orgánica, carbonatos y metales pesados.

El sedimento se descongeló a temperatura ambiente y se secó a 50 °C durante 48 h, se maceró y se separó una porción destinada a la determinación de materia orgánica y carbonatos, la cual se tamizó con una luz de malla de 0.5 mm.

La materia orgánica se evaluó por titulación del exceso de dicromato de potasio basado en la oxidación de la materia orgánica expresado como el porcentaje de carbono orgánico (Gaudette *et al.*, 1974).

Para la determinación de carbonatos se utilizó el calcímetro de Bernard con la técnica descrita por Santiago (1989).

La concentración de metales pesados en sedimento se obtuvo de acuerdo a la técnica descrita por Páez-Osuna y Osuna-López (1990) por medio de espectrofotometría de absorción atómica (Figura 4).

Para determinar los niveles de metales en organismos se utilizó la técnica de Goldberg *et al.* (1983) modificada por Páez-Osuna *et al.* (1988) descrita en la figura 5.

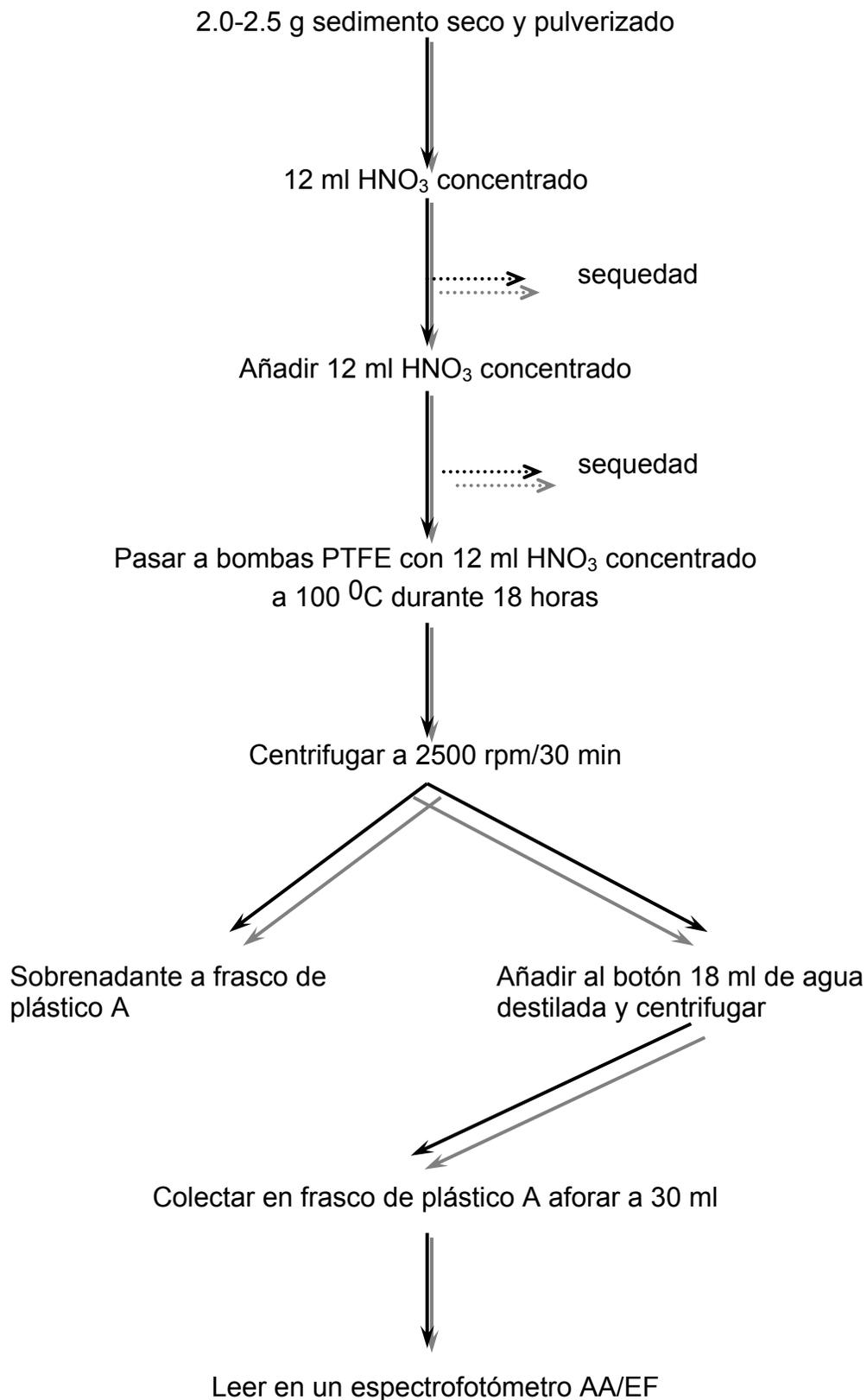


Fig. 4. Técnica para la extracción de metales pesados en sedimentos (Páez-Osuna y Osuna-López, 1990).

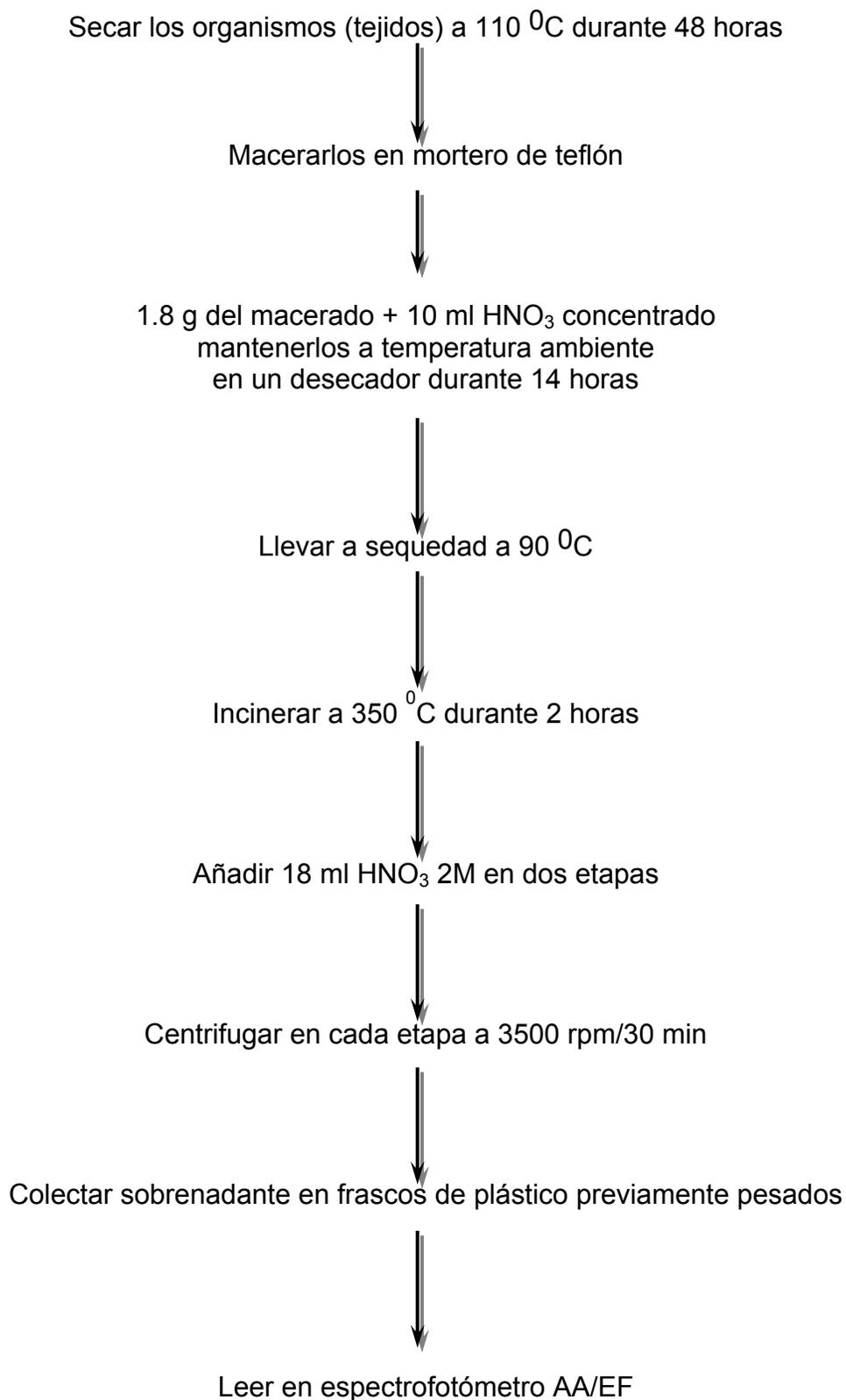


Fig. 5. Método utilizado para extraer metales pesados en tejidos de organismos (Goldberg *et al.*, 1983).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN
PARÁMETROS FISICO-QUÍMICOS

LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ

Los resultados obtenidos para la Laguna de Alvarado, se muestran en la tabla 1, donde se puede observar que la profundidad mínima fue de 1m para la estación 2 y la máxima de 5m en la estación 4, teniendo un promedio de 2.9m; la temperatura osciló de 24.5 °C (estaciones 1 y 2) a 25.5 °C (estación 4) con un promedio de 24.9 °C; el pH mínimo fue de 5.84 en la estación 4 y el máximo de 9.42 para la estación 1, con 7.27 de promedio; el valor mínimo de materia orgánica fue de 0.15 % (estación 3) y el máximo de 0.98 % (estación 5) presentando un promedio de 0.45 %; para el porcentaje de carbonatos se obtuvieron valores desde 6.57 % para la estación 2 hasta 13.46 % en la estación 1, teniendo un promedio de 9.39 %.

TABLA 1. PRÁMETROS FISICO-QUÍMICOS Y SEDIMENTOLÓGICOS DE LA LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ (NOVIEMBRE, 1989).

ESTACIÓN	PROFUNDIDAD (m)	TEMPERATURA (°C)	pH	MATERIA ORGÁNICA (%)	CARBONATOS (%)
1	2.0	24.5	9.42	0.91	13.46
2	1.0	24.5	7.25	0.22	6.57
3	3.5	25.0	6.57	0.15	7.51
4	5.0	25.5	5.84	0.19	9.08
5	*	*	*	0.98	7.82
6	*	*	*	0.27	11.89
PROMEDIO	2.9	24.9	7.27	0.45	9.39

*: No determinado

LAGUNA LA MACHONA, TABASCO

Los datos obtenidos en la Laguna La Machona, se muestran en la tabla 2, en donde se observa una profundidad mínima de 1.5m (estación 2) y máxima de 2.5m (estación 4) con un promedio de 2.0m; una temperatura mínima de 28 °C en la estación 2 y una máxima de 29 °C en la estación 4, teniendo un promedio de 28.5 °C; el pH obtuvo valores de 6.47 (estación 1) a 7.96 (estación 4) con un promedio de 7.02; la materia orgánica varió de 0.70 % en la estación 1, hasta 1.54 % para la estación 2, teniendo un promedio de 1.20 %; el porcentaje de carbonatos presentes en el sedimento, osciló de 4.95 % (estación 5) a 8.81 % (estación 4), obteniendo un promedio de 7.45 %.

TABLA 2. PRÁMETROS FISICO-QUÍMICOS Y SEDIMENTOLÓGICOS DE LA LAGUNA LA MACHONA, TABASCO, (NOVIEMBRE, 1989).

ESTACIÓN	PROFUNDIDAD (m)	TEMPERATURA (°C)	PH	MATERIA ORGÁNICA (%)	CARBONATOS (%)
1	2.0	28.5	6.47	0.70	7.42
2	1.5	28.0	6.84	1.54	8.04
3	2.0	28.3	6.82	1.22	8.19
4	2.5	29.0	7.96	1.04	8.81
5	*	*	*	1.25	4.95
6	*	*	*	1.47	7.26
PROMEDIO	2.0	28.5	7.02	1.20	7.45

*: No determinado

SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE

En el Sistema Palizada-del Este, los parámetros físico-químicos sólo pudieron tomarse en 2 muestreos, debido a lo cual, los promedios que se mencionan no son representativos.

De los datos que se obtuvieron (tabla 3), la profundidad fue mínima en la estación 1 con 1.33m y máxima en la estación 3 con 5.6m, teniendo un promedio de 3.45m; para la temperatura se registraron valores de 27.7 °C para la estación 1 y de 28 °C para la estación 3, presentando un promedio de 27.85 °C; en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto se presentaron valores de 7.84 mg/l en la estación 1 y 7.88 mg/l en la 3, con un promedio de 7.86 mg/l; para el pH, se obtuvo un valor de 7.84 en la estación 1 y 7.88 en la 3, con un promedio de 7.86; la salinidad registró un valor de 27 o/oo en la estación 3 y 28 o/oo en la estación 1, teniendo un promedio de 27.5 o/oo; la concentración de materia orgánica presente en el sedimento de este sistema, varió de 0.90 %, como valor mínimo, en la estación 1 en época de nortes (febrero, 1989) a 7.71 %, como valor máximo, en la estación 2 en época de secas (marzo, 1989), teniendo un promedio de 2.90 % y los niveles de carbonatos de sedimento oscilaron de 1.87 %, como valor mínimo, en la estación 3 en época de secas (marzo, 1989) a 19.01 %, como máximo, en la estación 1 en época de lluvias (junio, 1988), presentando un promedio de 8.39%.

TABLA 3. PRÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y SEDIMENTOLÓGICOS DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE (1988-1989).

ESTACIÓN	FECHA DE COLECTA	PROFUNDIDAD (m)	TEMPERATURA (°C)	OXÍGENO DISUELTO Mg/ml	Ph	SALINIDAD o/oo	MATERIA ORGÁNICA (%)	CARBONATOS (%)
1	JUNIO/1988	1.3	27.7	7.84	7.84	28.0	1.38	19.01
1	FEBRERO/1989	*	*	*	*	*	0.90	9.50
2	JUNIO/1988	*	*	*	*	*	2.27	5.47
2	MARZO/1989	*	*	*	*	*	7.71	2.35
3	JUNIO/1988	5.6	28.0	7.88	7.88	27.0	1.44	2.41
3	SEPT/1988	*	*	*	*	*	4.66	18.15
3	MARZO/1989	*	*	*	*	*	1.91	1.87
PROMEDIO		3.45	27.85	7.86	7.86	27.5	2.90	8.39

*: No determinado

SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE

En este sistema fluvio-lagunar, de los puntos que se muestrearon, sólo se pudieron obtener valores físico-químicos en tres de éstos, por lo que los promedios señalados no son del todo representativos para el sistema.

Los resultados se muestran en la tabla 4, donde se puede observar que la profundidad obtuvo su valor mínimo en la estación 4 con 1.25m y el máximo en la estación 2 con 3.15m teniendo un promedio de 2.37m; la temperatura mínima fue de 28.2 °C en la estación 2 y máxima de 29.8 °C en la estación 4, presentando un promedio de 29.07 °C; el valor mínimo de oxígeno disuelto se encontró en las estaciones 1 y 4 con un valor de 3.75 mg/ml y el máximo en la estación 2 con 5.70 mg/ml, con 4.4 mg/ml de promedio; por su parte, el pH obtuvo su valor mínimo en la estación 1 con 5.64 y máximo en la estación 2 con 8.41, con un promedio de 6.80; la salinidad presentó su valor mínimo de 0.35 o/oo en la estación 1 y máximo de 21,60 o/oo en la estación 4; teniendo un promedio de 9.98 o/oo; los valores de materia orgánica oscilaron de 1.11 % en la estación 2 a 6.27 % en la estación 4, presentando un promedio de 2.99 %, por último, los niveles de carbonatos variaron de 24.73 % en la estación 4 a 39.88 % en la estación 3, teniendo un promedio de 34.99 %.

TABLA 4. PRÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y SEDIMENTOLÓGICOS DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE (1988-1989).

ESTACIÓN	FECHA DE COLECTA	PROFUNDIDAD (m)	TEMPERATURA (°C)	OXÍGENO DISUELTO Mg/ml	pH	SALINIDAD o/oo	MATERIA ORGÁNICA (%)	CARBONATOS (%)
1	SEPT/1988	2.70	29.2	3.75	5.64	0.35	1.60	34.42
2	JUNIO/1988	3.15	28.2	5.70	8.41	8.00	1.11	36.93
2	FEBRERO/1989	*	*	*	*	*	1.21	29.83
3	JUNIO/1988	*	*	*	*	*	2.85	39.88
3	FEBRERO/1989	*	*	*	*	*	5.78	47.99
4	JUNIO/1988	*	*	*	*	*	2.10	31.12
4	SEPT/1988	1.25	29.8	3.75	6.36	21.60	6.27	24.73
PROMEDIO		2.37	29.07	4.40	6.80	9.98	2.99	34.99

*: No determinado

METALES PESADOS EN SEDIMENTO

En los sedimentos de los sistemas analizados, se determinaron los siguientes metales: Cu, Ni, Co, Cr, Pb y Cd; por medio de espectrofotometría de absorción atómica.

LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ

El muestreo de sedimento se llevó a cabo en noviembre de 1990 en los puntos que se muestran en la figura 1.

De los resultados obtenidos se puede observar (Figura 6) que el Ni y el Cr presentaron los valores máximos, con promedios de 17.29 y 14.28 ppm respectivamente, mientras que el Cd fue el metal con los niveles más bajos con 0.05 ppm de promedio (tabla 5).

En las estaciones 1 (Laguna de Buen País) y 4 (Boca del Río Papaloapan) se presentaron las concentraciones más altas de Cu, Ni, Co y Cr, por lo que se puede decir que el Río Papaloapan es la fuente principal de estos metales al sistema, acumulándose preferentemente en la Boca de la Laguna de Buen País.

En general, se observa (Figura 7) que todos los metales, a excepción de Cd, presentan un comportamiento similar al de los carbonatos presentes en el

sedimento, lo cual podría indicar que estos metales forman compuestos carbonatados y esto los hace poco o no disponibles para los organismos y, por lo tanto su potencialidad tóxica disminuye o bien no existe (Presley, 1997).

Por otro lado, el Pb se relaciona más con el material orgánico (Figura 7), lo cual tendría más riesgo para los organismos, ya que este metal podría estar unido a la materia orgánica y con esto hacerlo disponible (Presley, 1997).

TABLA 5. NIVELES (en peso seco) DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA DE ALVARADO, VERACRUZ (ppm).

ESTACIÓN	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
1	8.00	29.32	13.19	29.31	4.40	N.D.
2	N.D.	8.92	4.46	10.41	N.D.	N.D.
3	N.D.	17.75	4.44	10.35	N.D.	N.D.
4	7.45	29.54	11.82	14.77	N.D.	N.D.
5	3.62	10.29	5.88	10.29	5.88	0.06
6	0.94	7.89	5.26	10.52	3.02	0.05
PROMEDIO	5.00	17.29	7.51	14.28	4.43	0.05

N.D.: No Detectado

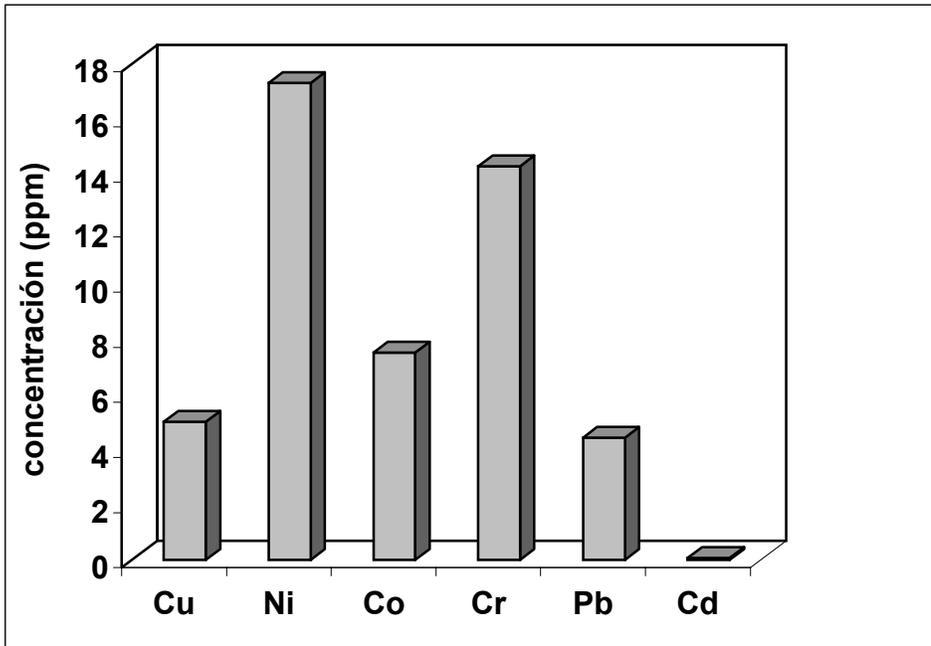


Figura 6. Niveles promedio de metales pesados en sedimento de la Laguna de Alvarado, Veracruz.

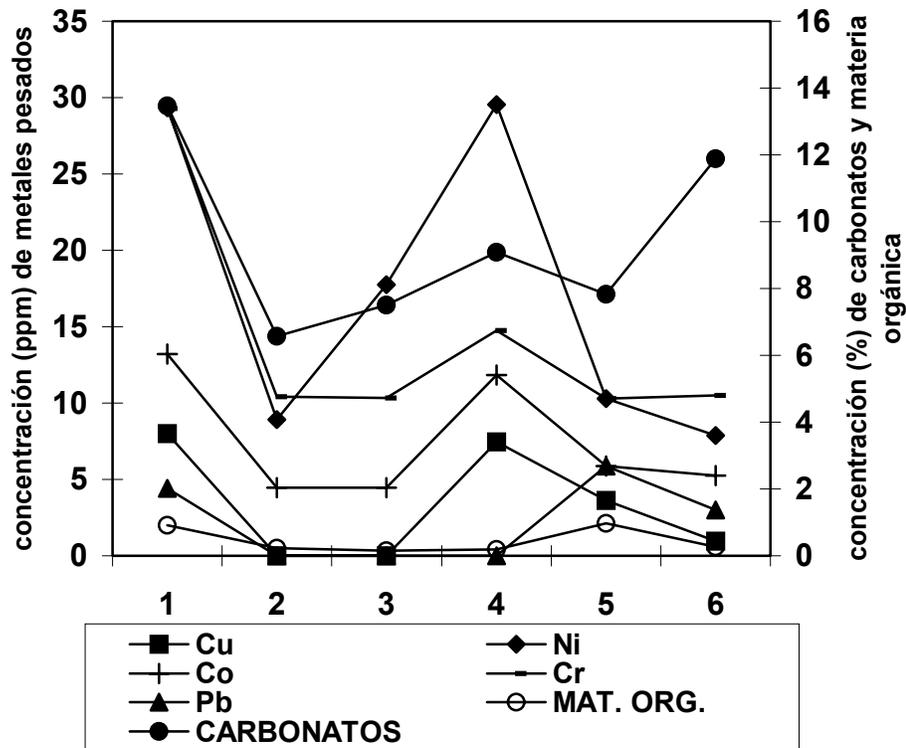


Figura 7. Relación de metales pesados, materia orgánica y carbonatos del sedimento de la Laguna de Alvarado, Veracruz.

LAGUNA LA MACHONA, TABASCO

El muestreo del sedimento de la Laguna La Machona se llevó a cabo en noviembre de 1990 en los puntos que se presentan en la figura 2.

De los resultados obtenidos, se puede observar que el Ni y el Cr (Figura 8) presentaron las concentraciones más altas con promedios de 70.25 y 58.14 ppm respectivamente, mientras que el Cu fue el metal que presentó los niveles más bajos, teniendo un promedio de 3.62 ppm (tabla 6), en tanto que el Cd no fue detectado en este sistema.

Diversos autores (Ackerman, 1980; Mayer y Fink, 1980; Loring, 1982; Ackerman *et al.*, 1983 y Waldichuck, 1985) han observado una relación inversa entre el tamaño de grano del sedimento y la concentración de metales, por lo que los tamaños finos como limos y arcillas van a retener los metales pesados en el sedimento más que los tamaños grandes como arenas y gravas, ya que los metales como Cu, Ni, V y Zn presentan una asociación con los aluminosilicatos y minerales de las arcillas, los cuales invariablemente se encuentran en la fracción fina del sedimento (Naidu *et al.*, 1997); por este comportamiento se podría explicar la distribución homogénea (tabla 6), es decir, que las concentraciones de los metales analizados en el sedimento de la laguna La Machona, presentaron niveles que no variaron significativamente en todos los puntos muestreados, ya que como lo reportan Antolí y García-Cubas (1985), los sedimentos predominantes en este sistema son

los limos de grano grueso a muy fino.

TABLA 6. NIVELES DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE LA LAGUNA LA MACHONA, TABASCO (ppm).

ESTACIÓN	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
1	1.28	72.59	7.26	58.07	2.90	N.D.
2	5.56	58.17	4.36	58.17	8.73	N.D.
3	3.09	72.20	2.89	57.76	7.69	N.D.
4	3.11	72.59	4.36	58.07	2.90	N.D.
5	4.95	72.84	7.28	58.27	11.65	N.D.
6	3.74	73.09	7.31	58.47	8.77	N.D.
PROMEDIO	3.62	70.25	5.58	58.14	7.11	

N.D.: No Detectado

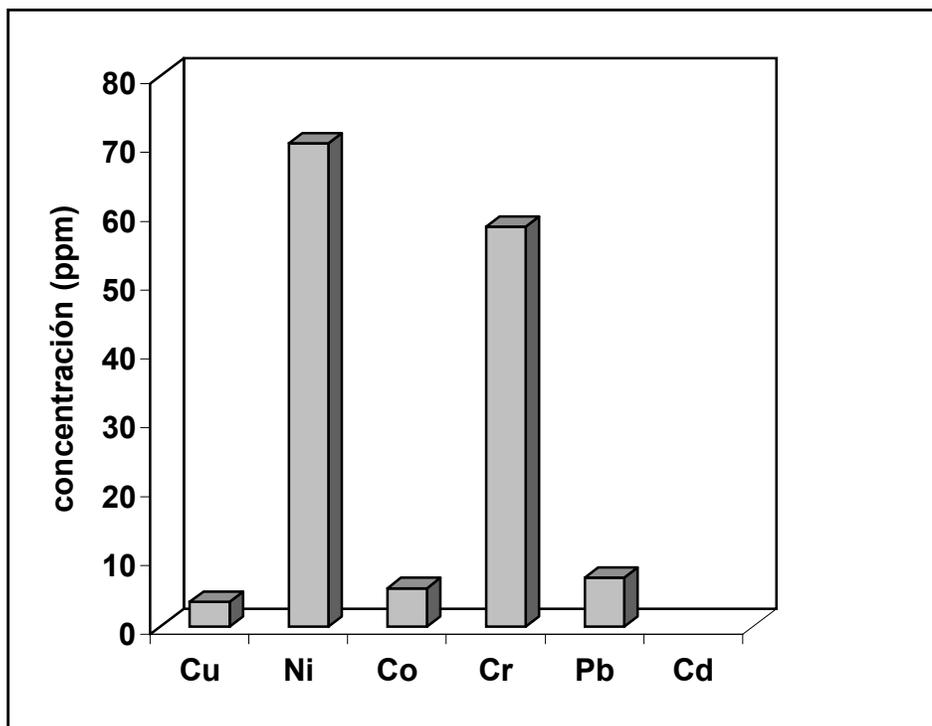


Figura 8. Niveles promedio de metales pesados en sedimento de la Laguna La Machona, Tabasco.

Por otro lado, las concentraciones que se encontraron en los sedimentos podrían estar enmascaradas, ya que en la época de colecta (lluvias), la salinidad presenta un intervalo de 0.5 a 18 ‰ (Antolí y García-Cubas, 1985), lo que provoca que los metales se encuentren preferentemente en la columna de agua, debido a que esto sucede a bajas salinidades (Waldichuck, 1985); por otro lado, los niveles de salinidad que se presentan en época de secas son de 10 a 30 ‰ en este sistema (Antolí y Gacía-Cubas, 1985), lo cual permite que estos elementos se acumulen en los sedimentos.

Los metales pesados presentan una tendencia a acumularse en sedimentos ricos en materia orgánica; por lo tanto, la concentración de metales va a ser alta en este tipo de sedimentos (Rainbow, 1995), por lo que en este trabajo, los metales Cu y Pb presentaron una alta relación con la materia orgánica (figura 9), mostrando de esta forma una alta afinidad por ésta. En el sedimento del Estuario Severn, Allen y colaboradores (1990) reportan una correlación positiva entre los niveles de Cu y Pb y el carbono orgánico del sedimento; con lo que podría decirse que tanto el Cu como el Pb se encuentran unidos a compuestos orgánicos.

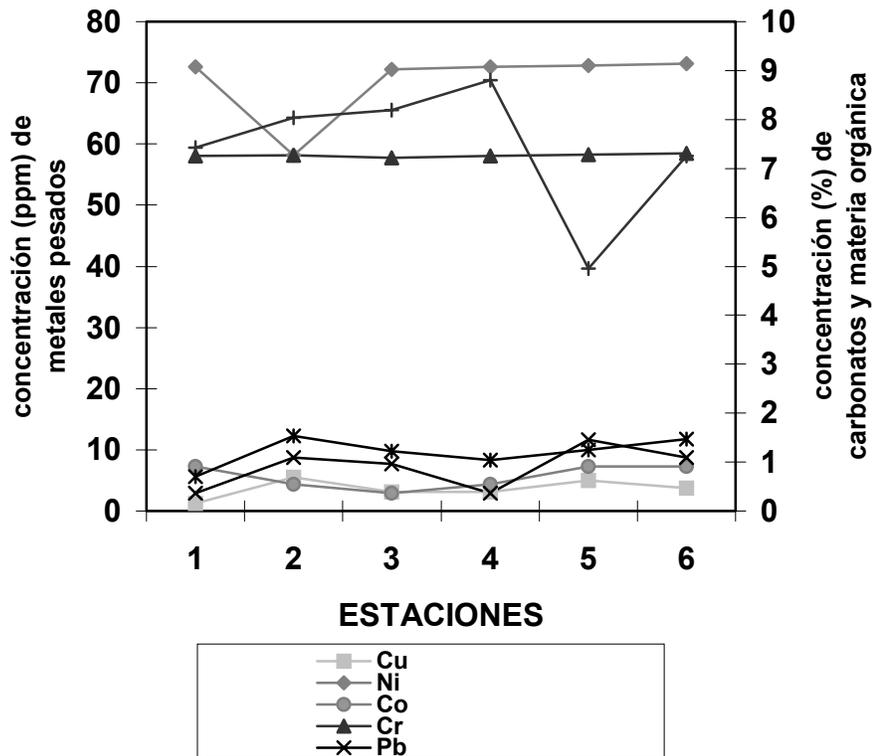


Figura 9. Relación de metales pesados, materia orgánica y carbonatos del sedimento de la La Machona, Tabasco.

SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE

Los sedimentos del sistema Palizada-del Este se colectaron en las diferentes épocas climáticas presentes en el sistema, de junio de 1988 a marzo de 1989 en los puntos que se muestran en la figura 4.

De los metales analizados que se reportan en la tabla 7, se puede notar (Figura 10) que el Ni y el Cr obtuvieron las concentraciones más altas con 81.45 y 44.52 ppm respectivamente y el Cd presentó un promedio de 0.28 ppm, siendo este

valor el mínimo de todos los metales analizados. El Cu Co y Pb presentaron niveles promedio similares de 11.81, 11.33 y 10.36 ppm respectivamente (figura 10).

TABLA 7. NIVELES DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE (ppm).

ESTACIÓN	FECHA DE COLECTA	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
1	JUNIO/1988 lluvias	5.73	86.18	11.30	48.02	19.78	0.28
1	FEBRERO/1 989 secas	8.19.	133.39	16.85	109.52	9.83	0.28
2	JUNIO/1988 lluvias	19.98	88.22	17.64	58.81	17.64	N.D.
2	MARZO/ 1989 secas	22.65	12.66	2.69	6.73	N.D.	N.D.
3	JUNIO/1988 lluvias	N.D.	44.08	4.41	N.D.	N.D.	N.D.
3	SEPT/1988 lluvias	10.95	131.87	17.58	35.17	4.40	N.D.
3	MARZO/ 1989 secas	3.37	73.74	8.84	8.84	0.15	N.D.
PROMEDIO		11.81	81.45	11.33	44.52	10.36	0.28

N.D.: No Detectado

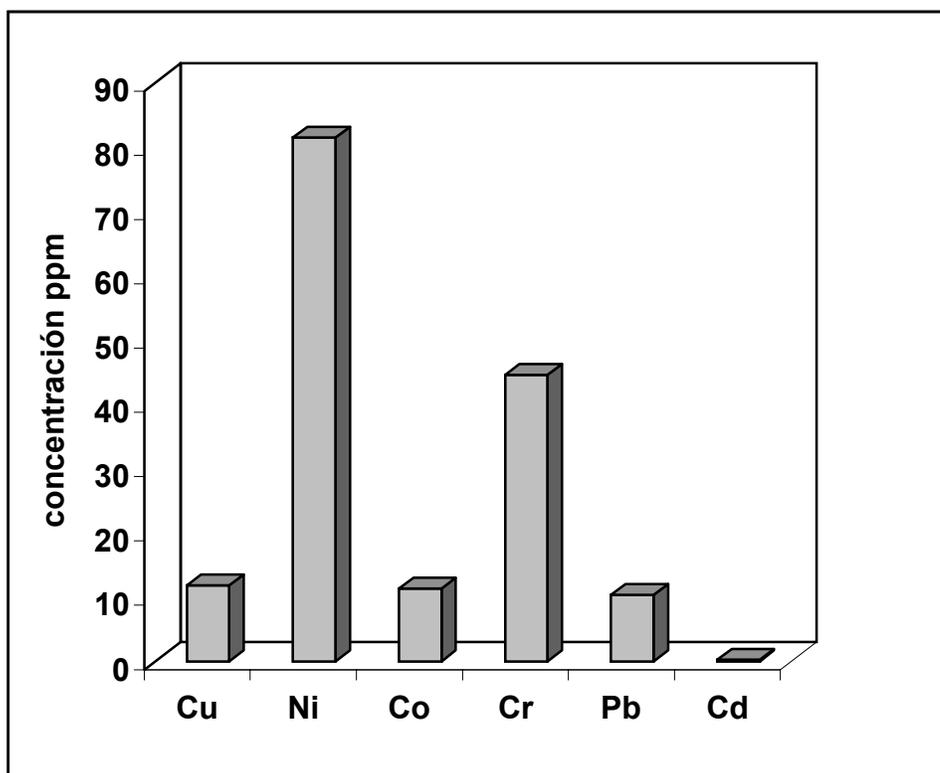


Figura 10. Niveles promedio de metales pesados en sedimento del Sistema Fluvio-lagunar Palizada-del Este, Campeche.

En cuanto a Boca Chica (estación 1) y Laguna del Este (estación 3), se puede observar (Figura 11) ambas presentan el mismo patrón de comportamiento que varía en las diferentes estaciones del año. Las concentraciones presentes en la época de secas se ven disminuidas en lluvias, coincidiendo con un aumento en el caudal y en el volumen de descarga del sistema (Vera-Herrera *et al.*, 1988) ya que como lo reportan Paéz-Ozuna *et al.* (1987), las concentraciones disueltas y particuladas también disminuyen en su concentración para la época de lluvias.

Por otra parte, las concentraciones presentes en época de lluvias, en la Laguna del Este (estación 3) aumentan en la época de nortes, debido a que las lluvias

frecuentes disminuyen, decreciendo la turbulencia del agua y permitiendo con esto que las partículas de la columna de agua precipiten. Para la Laguna del Vapor (estación 2), las concentraciones de metales presentes en la época de secas aumentan hacia la época de lluvias (tabla 8).

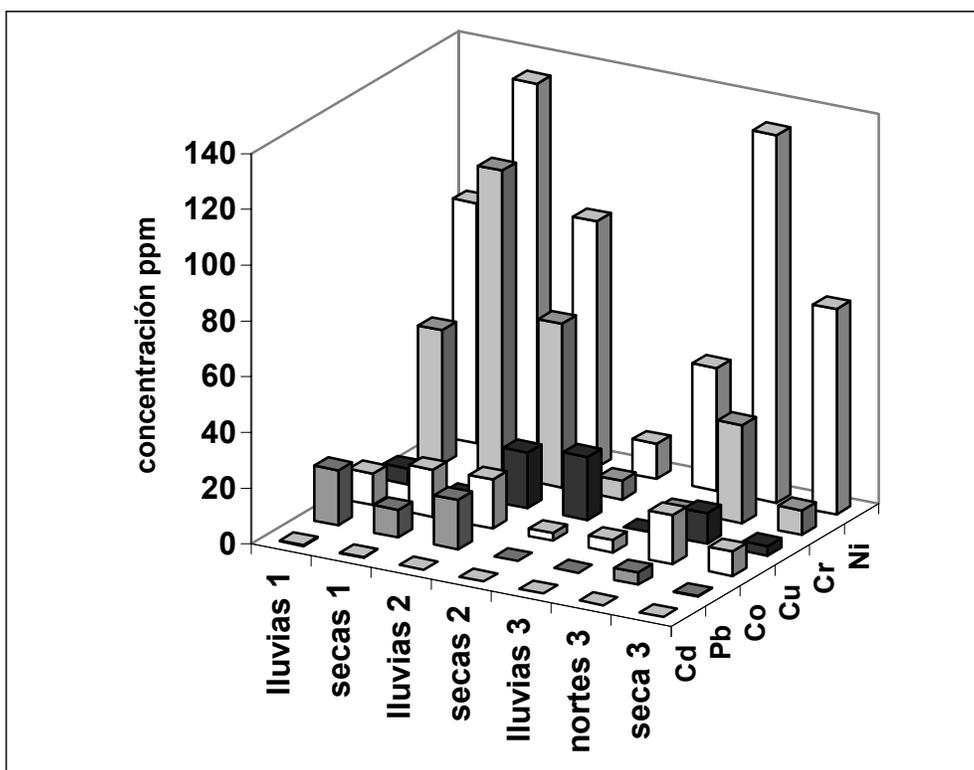


Figura 11. Niveles de metales pesados en sedimento en diferentes estaciones del año del Sistema Fluvio-lagunar Palizada-del Este, Campeche.

El Ni presenta el mismo comportamiento que los carbonatos del sedimento (Figura 12), a los cuales podría encontrarse unidos, lo que haría al Ni no disponible para los organismos, disminuyendo con esto su potencial tóxico.

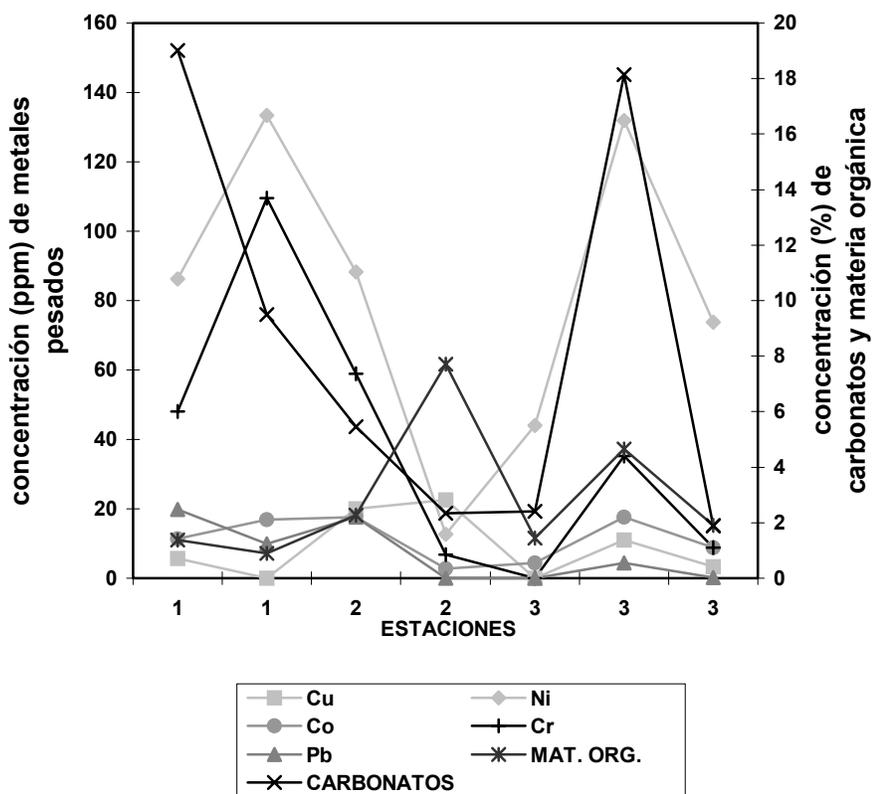


Figura 12. Relación de metales pesados, materia orgánica y carbonatos del sedimento del Sistema Fluvio-lagunar Palizada-del Este, Campeche.

SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE

Las muestras de sedimento del sistema fluvio-lagunar Candelaria-Panlau se colectaron en diferentes épocas climáticas de junio de 1988 a febrero de 1989, en los puntos que se presentan en la figura 3.

La figura 13 muestra las concentraciones promedio de los metales analizados, donde se puede observar que el Ni y el Cr presentaron los valores más altos con

47.57 y 41.84 ppm respectivamente y el Cd fue el metal con un promedio mínimo de 0.42 ppm (tabla 9).

TABLA 8. NIVELES DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE (ppm).

ESTACIÓN	FECHA DE COLECTA	Cu	Ni	Co	Cr	Pb	Cd
1	SEPT/1988 Lluvias	5.30	62.67	8.55	64.10	6.41	0.27
2	JUNIO/1988 Lluvias	3.70.	25.77	7.16	18.61	10.02	0.57
2	FEBRERO/1 989 secas	5.10	68.95	10.06	58.89	12.93	0.29
3	JUNIO/1988 Lluvias	4.00	38.87	7.77	24.62	9.07	0.39
3	FEBRERO/1 989 secas	4.18	26.60	8.58	25.74	10.01	0.57
4	JUNIO/1988 Lluvias	5.11	49.49	9.90	43.12	12.94	0.43
4	SEPT/1988 Lluvias	5.84	60.62	9.87	57.80	9.87	0.42
PROMEDIO		4.75	47.57	8.84	41.84	10.18	0.42

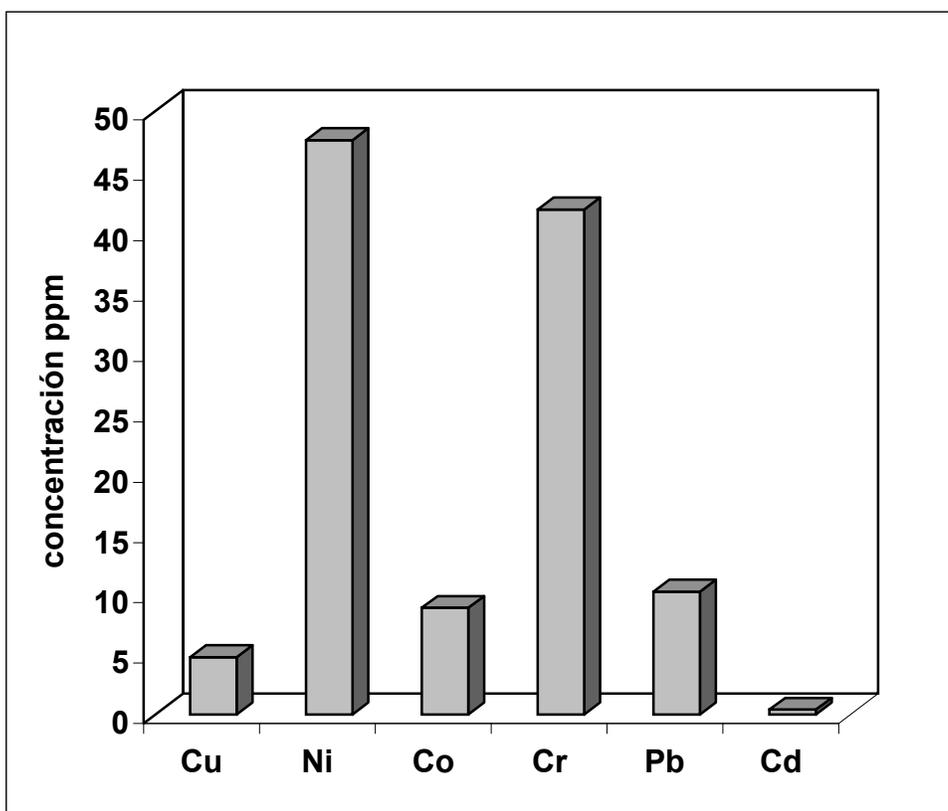


Figura 13. Niveles promedio de metales pesados en sedimento del Sistema Fluvio-lagunar Candelaria-Panlau, Campeche.

En lo que respecta a los niveles de metales en los diferentes puntos de colecta, se puede observar que existe un comportamiento estacional en las épocas climáticas analizadas; en la cual el Río Candelaria (estación 2) presenta en general, una disminución en los niveles de metales pesados presentes en el sedimento de la época secas (febrero, 1989) a la época de lluvias (junio, 1988) (Figura 14), liberándose éstos a la columna de agua por lo menos en su forma particulada como lo observan Páez-Ozuna *et al.* (1987), ya que como se ha mencionado, los metales se liberan del sedimento por el aumento en la turbulencia que ocurre durante la época de lluvias; por otro lado el Río Mamantel (estación 3) presentó concentraciones semejantes en las dos épocas muestreadas a excepción del Ni,

el cual disminuyó su concentración de la época de lluvias (38.87 ppm) a la época de secas (26.60 ppm) (Figura 14). En la Boca de la Laguna de Panlau (estación 4) las épocas climáticas que se muestrearon fueron lluvias y nortes observándose también en este caso que los niveles no variaron notablemente a excepción de los metales Ni y Cr, los cuales aumentaron sus valores de la época de lluvias a la época de nortes (Figura 14), esto debido a una disminución tanto en las lluvias como en el caudal.

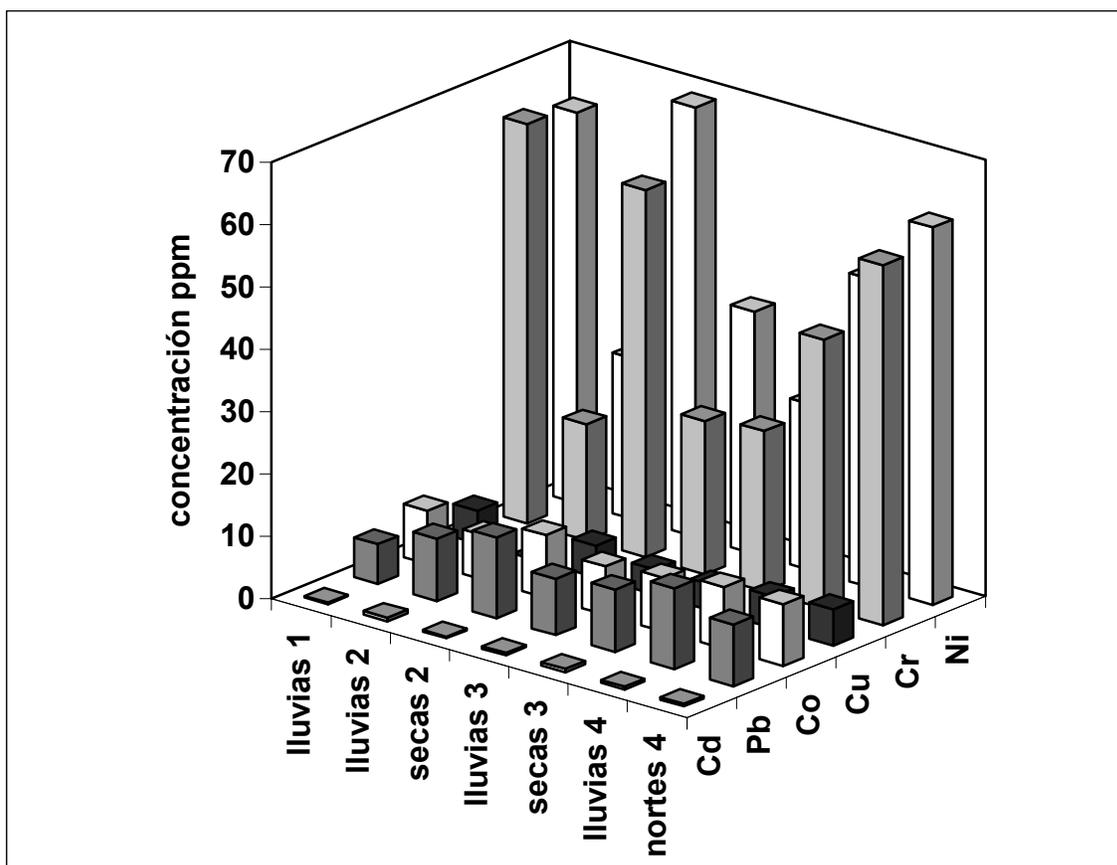


Figura 14. Niveles de metales pesados en sedimento en diferentes estaciones del año del Sistema Fluvio-lagunar Candelaria-Panlau, Campeche.

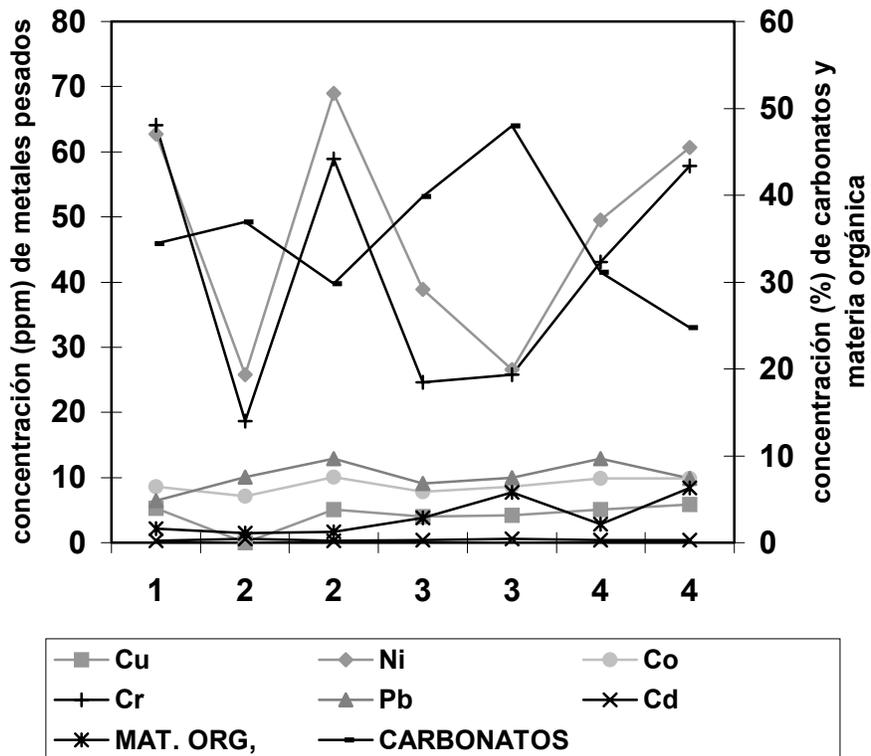


Figura 15. Relación de metales pesados, materia orgánica y carbonatos del sedimento del Sistema Fluvio-lagunar Candelaria-Panlau, Campeche.

En este caso, no se observa relación entre los niveles de metales pesados con materia orgánica y carbonatos del sistema. A pesar de que los niveles de carbonatos son altos, ya que el Sistema Candelaria-Panlau, se encuentra en la placa carbonatada de Yucatán (Phleger y Ayala, 1971), éstos no se encuentran unidos a los metales, principalmente el Ni y el Cr que se encuentran en altas concentraciones en este sistema.

Comparando los niveles de metales pesados de los sistemas analizados, con los de una región contaminada con desechos urbanos como es la Laguna de las

Ilusiones, Tabasco, se puede notar que las concentraciones que se han estado acumulando en esta laguna a causa de las descargas municipales (Valencia, 1989) sobrepasan las determinadas en este estudio, pudiéndose destacar que el valor promedio de Pb reportado para la Laguna de las Ilusiones es de 241 ppm, mientras que en los sistemas analizados presentan valores menores a los 12 ppm. Con el Cu se presentó la misma situación, ya que en la Laguna de las Ilusiones, se reportó un promedio de 67.7 ppm y en este estudio no se encontraron valores mayores de los 12 ppm, por lo que se puede decir, que los sistemas analizados no se encuentran tan alterados por metales pesados característicos de descargas municipales como sucede con la Laguna de la Ilusiones, Tabasco (tabla 9).

Esto mismo sucede con el Río Coatzacoalcos, una región alterada con desechos industriales y derivados del petróleo (Villanueva, 1987), pudiéndose observar (tabla 9) que este río presenta un promedio de 43.4 ppm de Pb, siendo que los valores más altos de los sistemas analizados en este estudio fueron 10.36 y 10.18 ppm para los sistemas Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, respectivamente, pudiéndose notar que las lagunas de Alvarado y la Machona y los Sistemas Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, no se encuentran contaminados con desechos industriales, la presencia de Pb se puede explicar por el uso de lanchas con motor fuera de borda, ya que como anteriormente se ha mencionado, este metal tiene concentraciones bajas.

Por otro lado, el Ni fue el metal que presentó las concentraciones más altas en

todas las zonas de estudio, ya que éstas se localizan en una zona petrolera y el Ni es un constituyente del petróleo crudo (Naidu *et al.*, 1997)

En lo que respecta al Cd y al Pb, los sistemas analizados se podrían considerar como no contaminados, ya que los niveles encontrados son semejantes a los reportados por Trocine y Trefry (1996) para La Florida (0.16 y 7.1 ppm, respectivamente), región considerada como un área no contaminada por estos metales.

Comparando los resultados obtenidos, con otros de diferentes regiones consideradas como contaminadas (tabla 9), se puede notar que éstas sobrepasan por mucho a las reportadas en este estudio, considerándose a las localidades estudiadas, como regiones no lo suficientemente contaminadas por metales pesados antropogénicos.

TABLA 9. COMPARACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS (ppm) EN SEDIMENTOS DE DIFERENTES REGIONES DEL LITORAL DE MÉXICO.

LOCALIDAD	Cu	Ni	Co	Zn	Pb	Cd	REFERENCIA
Río Blanco, Ver.	27.1	35.9	25.4	90.0	31.6	1.6	Alvarez, 1983
Río Tonalá, Ver.	22.2	98.4	25.4	66.5	N.D.	N.D.	Villanueva, 1987
Río Coatzacoalcos, Ver.	24.7	34.7	21.6	85.5	43.4	1.6	Villanueva, 1987
Laguna del Ostión, Ver.	50.3	68.8	42.8	112.4	N.D.	N.D.	Villanueva, 1987
Laguna de Términos, Camp.	N.D.	45.5	*	40.0	N.D.	*	Botello, 1983
Laguna de Términos, Camp.	7.4	50.9	47.2	20.4	33.9	1.4	Pónce-Vélez y Botello, 1991
L. de las Ilusiones, Tab.	67.7	72.2	*	364.1	241.0	0.4	Valencia, 1989
L. de Bojórquez, Q. Roo	36.3	87.3	N.D.	57.2	N.D.	N.D.	D' León y Peña, 1987
Caribe mexicano	N.D.	65.3	*	20.7	N.D.	N.D.	D' León y Peña, 1987
Laguna de Alvarado, Ver.	5.0	17.3	7.5	*	4.4	0.1	Este estudio
Laguna La Machona, Tab.	3.6	70.3	5.6	*	7.1	N.D.	Este estudio
Palizada-del Este, Camp.	11.8	81.5	11.3	*	10.4	0.3	Este estudio
Candelaria-Panlau, Camp.	4.8	47.6	8.8	*	10.2	0.4	Este estudio

* : No determinado
N.D.: No Detectado

Por otra parte, al analizar las concentraciones de metales pesados en las diferentes regiones estudiadas, se pudo obtener las siguientes secuencias de mayor a menor concentración

ALVARADO Ni > Cr > Co > Cu > Pb > Cd

MACHONA Ni > Cr > Pb > Co > Cu

PALIZADA Ni > Cr > Cu > Co > Pb > Cd

CANDELARIA Ni > Cr > Pb > Co > Cu > Cd

En estas secuencias se observó que en todos los caso, el Ni y el Cr presentaron los niveles de metales pesados más altos y el Cd obtuvo siempre los valores más bajos, notándose también que el Pb, Co y Cu siguieron la misma secuencia tanto en La Machona como en Candelaria-Panlau.

En lo que respecta a las regiones, con concentraciones más altas a las más bajas se presentan como sigue:

PALIZADA > MACHONA > CANDELARIA > ALVARADO

Notándose que el sistema fluvio-lagunar Palizada-del Este fue la región con los niveles de metales más elevados; en tanto que en Alvarado se encuentran los niveles de metales pesados más bajos (Figura 16), con lo que se puede decir que tanto la calidad de las descargas de los sistemas como anteriormente se dijo, así

como la cantidad de metales pesados es diferente en los sistemas estudiados.

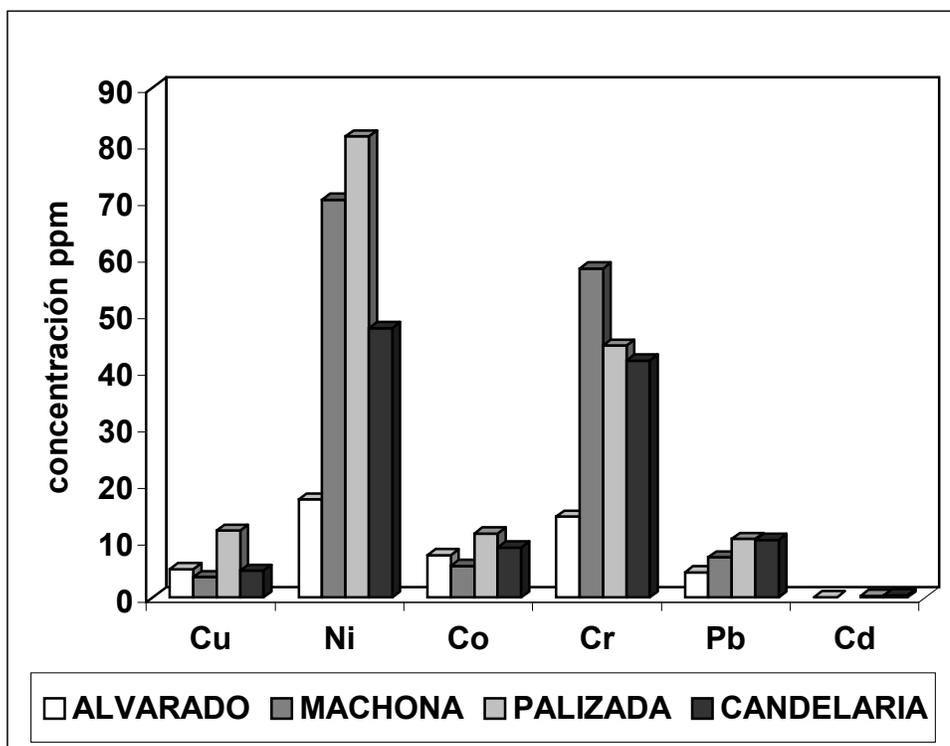


Figura 16. Concentraciones promedio de metales pesados de los sistemas analizados

METALES PESADOS EN ORGANISMOS

Los organismos colectados fueron analizados para determinar los siguientes metales pesados: Cu, Ni y Cr.

LAGUNA LA MACHONA, TABASCO (OSTIONES)

En la Laguna La Machona, se colectaron ostiones *Crassostrea virginica* en las estaciones 1, 2 y 3; en noviembre de 1989, en algunos de los bancos ostrícolas del sistema (Aguirre y Medina, 1986).

En la tabla 10 se muestran las concentraciones de los metales analizados, donde se puede observar que el metal que presentó las concentraciones más elevadas fue el Cu, con un promedio de 123.61 ppm, el Ni presentó un promedio de 11.37 ppm y el Cr 3.84 ppm, siendo este último el metal que obtuvo los niveles más bajos.

TABLA 10. NIVELES DE METALES PESADOS (ppm/peso seco) EN TEJIDO DE *Crassostrea virginica* DE LA LAGUNA LA MACHONA, TABASCO (noviembre, 1989).

ESTACIÓN	Cu	Ni	Cr
1	140.25	11.64	4.48
2	138.39	12.58	3.35
3	98.19	9.89	3.68
PROMEDIO	123.61	11.37	3.84

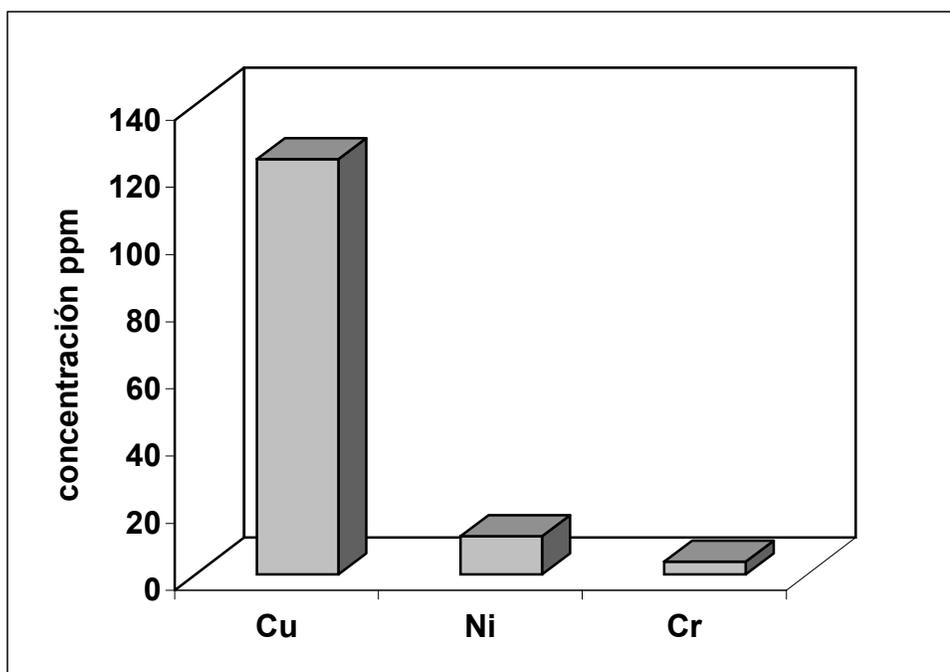


Figura 16. Niveles promedio de metales pesados (ppm/peso seco) en tejido de *Crassostrea virginica*.

En cuanto a otros estudios de comportamiento estacional de metales pesados, realizados en moluscos, se reportan concentraciones elevadas de metales durante otoño e invierno en *Crassostrea gigas* (Hwang *et al.*, 1986) y *Saccostrea iridescens* (Páez-Osuna y Marmolejo-Rivas, 1990). *Crassostrea virginica* obtuvo sus valores más elevados en invierno (Pónce y Botello, 1991) y *Donax deltoides*, reporta sus niveles más altos en primavera (Haynes *et al.*, 1997); ya que uno de los factores exógenos que influye en la captación de metales por parte de estos organismos son los cambios de salinidad en áreas costeras a lo largo del año (Martins, 1988), dependiendo de la presencia de lluvias y las entradas de ríos de agua dulce, lo que provoca variaciones temporales (Hamilton, 1991); así como la calidad del agua, temperatura, salinidad y probablemente, también a las variaciones en el peso del cuerpo del organismo (Swaileh, 1996).

Por otro lado, Hamilton (1991) sugiere que el ciclo reproductivo representa un factor importante en la acumulación de metales por parte de los organismos; Coimbra y Carraca (1990), reportan en *Mytilus edulis* que la máxima acumulación de Cd y Zn ocurre en el estadio III_B y para Fe y Cu, en los estadios III_A y III_B, representando éstos los estadios de madurez sexual y desove. en *Arctica islandica* L. (Swaileh,1996), el Cu y Zn se acumularon en su desarrollo gonadal, al igual que en *Crassostrea gigas* que acumuló metales durante su desarrollo gonadal y desove (Boyden y Phillips, 1981). Las variaciones temporales en *Crassostrea virginica* también se relacionan con la época de desove del molusco (Pónce y Botello, 1991), ya que éste organismo presenta una época de desove durante el período de lluvias. Como informan Rogers y García Cubas (1981), estos organismos presentan dos fases de desove, una de marzo a mayo y otra de septiembre a noviembre, por lo que podría suponerse que las concentraciones reportadas en este estudio, serían de las más elevadas para las diferentes épocas climáticas, debido a que los organismos requieren de un aumento en su tasa metabólica, previo a la fase de desove, con lo cual ocurre un incremento en la filtración de agua y por lo tanto una mayor captación de material suspendido, provocando con esto un aumento en el peso, así como en el contenido lipídico y por lo tanto acumulación de metales pesados en los tejidos (Cunningham, 1979; Phillips, 1980).

Sin embargo, los moluscos son considerados acumuladores eficientes de muchos metales traza, ya que ellos no muestran grandes cambios en cuanto a la acumulación de Zn en su cuerpo y esto ocurre en menor grado con el Cu (Phillips y

Rainbow, 1993; Rainbow, 1993, 1995); sin embargo para el Cr son excelentes reguladores, ya que como lo sugieren Riget *et al.* (1996), los niveles de Cr excretados son iguales a los que los moluscos ingieren.

Las concentraciones de Cr registradas en los organismos de la Laguna La Machona son semejantes (tabla 11) a las reportadas para ostiones de la Laguna del Carmen (Rosas *et al.*, 1983), dichas lagunas conforman un sistema lagunar mayor, y al comparar los niveles de metales aquí encontrados con el promedio obtenido para *Mytilus galloprovincialis* del Mediterráneo (Satsmadjis, 1985) se puede observar (tabla 11) que la concentración promedio de Cr (3.84 ppm) de *C. virginica* está muy por debajo de los niveles reportados para los moluscos del Mediterráneo (140.0 ppm). En cuanto al Ni, presenta niveles menores a los que se encuentran en una zona reconocida como impactada como es la Laguna del Ostión, Veracruz (Villanueva, 1987) así como los niveles de Ni de *M. galloprovincialis* del Mediterráneo supera por mucho a los valores de Ni reportado para *C. virginica* de este estudio, ya que el mitílido presenta una concentración promedio de 230.0 ppm y el ostión sólo tiene 11.4 ppm (tabla 11). Por otra parte, el Cu registra concentraciones semejantes a las reportadas en *C. virginica* de la Laguna de Términos, Campeche (Ponce y Botello, 1991) y de la Bahía de San Antonio, U.S.A. (Goldberg *et al.*, 1983), ya que en estos tres lugares se detectaron niveles altos de Cu (123.6, 157.7 y 138.5 ppm respectivamente); sin embargo estas concentraciones no alcanzan las detectadas en *M. galloprovincialis* del Mediterráneo, el cual presenta un valor promedio de 2030.0 ppm (Satsmadjis, 1985).

TABLA 11. COMPARACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN TEJIDOS DE MOLUSCOS (ppm) DE DIFERENTES REGIONES.

ESPECIE	Cu	Ni	Cr	REFERENCIA
<i>Mytilus edulis</i>	9.0	2.6	*	Bryan, 1976
<i>Mytilus edulis</i>	10.6	4.5	*	Goldberg <i>et al.</i> , 1983
<i>Crassostrea virginica</i>	138.5	2.2	*	Goldberg <i>et al.</i> , 1983
<i>Crassostrea virginica</i>	*	*	0.9	Rosas <i>et al.</i> , 1983
<i>Crassostrea virginica</i>	*	*	2.2	Rosas <i>et al.</i> , 1983
<i>Crassostrea virginica</i>	*	*	4.6	Rosas <i>et al.</i> , 1983
<i>Crassostrea virginica</i>	*	*	3.8	Rosas <i>et al.</i> , 1983
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	2030.0	230.0	140.0	Satsmadjis, 1985
<i>Mytilus edulis</i>	3.6	10.6	*	Szefer y Szefer, 1985
<i>Crassostrea virginica</i>	38.0	84.0	*	Villanueva, 1987
<i>Crassostrea corteziensis</i>	97.0	4.7	*	Osuna-López <i>et al.</i> , 1990
<i>Crassostrea virginica</i>	157.7	11.5	6.7	Pónce-Vélez y Botello, 1991
<i>Mytella strigata</i>	9.32	2.13	1.23	Páez-Osuna <i>et al.</i> , 1994
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	5.7	0.5	*	Bebianno y Machado, 1997
<i>Donax deltoides</i>	56.0	1.6	1.8	Haynes <i>et al.</i> , 1997
<i>Crassostrea gigas</i>	506.0	*	*	Saulwood y Hsich, 1999
<i>Crassostrea virginica</i>	123.6	11.4	3.8	Este estudio

* : No determinado

SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE (PECES)

En el sistema Palizada-del Este se colectaron peces *Arius melanopus* en la estación 1, ubicada en Boca Chica, en época de lluvias y nortes, por otra parte, en la Laguna del Vapor y en la Laguna del Este (estaciones 2 y 3 respectivamente) se colectaron peces de la especie *Cichlasoma sp.* Durante la época de lluvias y en la transición de nortes a secas, presentándose los resultados de los metales analizados en la tabla 12.

TABLA 12. NIVELES DE METALES PESADOS (ppm/peso seco) EN TEJIDO DE *Arius melanopus* Y *Cichlasoma sp.* DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE.

ESTACIÓN	ÉPOCA DE COLECTA	ESPECIE	Cu	Ni	Cr
1	Lluvias/1988	<i>A. melanopus</i>	4.73	29.21	7.03
1	Nortes/1988	<i>A. melanopus</i>	0.64	0.21	0.42
3	Lluvias/1988	<i>Cichlasoma sp.</i>	17.90	3.59	14.94
3	Nortes-secas/1988	<i>Cichlasoma sp.</i>	3.92	3.05	2.18
2	Lluvias/1989	<i>Cichlasoma sp.</i>	1.38	2.07	1.38

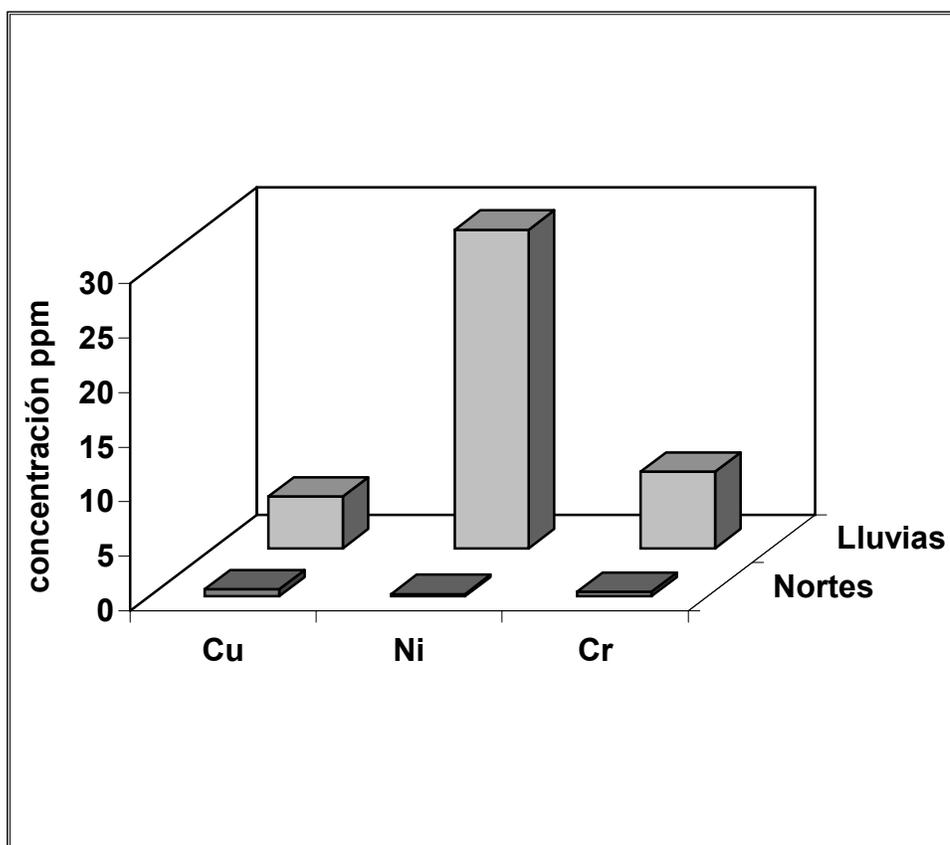


Figura 17. Niveles de metales pesados (ppm/peso seco) en tejido de *Arius melanopus*, Palizada-del Este, Campeche.

En lo que respecta a *A. melanopus*, colectados en Boca Chica, se puede observar en la tabla 12, que las concentraciones más altas de los metales analizados se presentaron en la época de lluvias y el Ni fue el elemento que obtuvo la concentración más elevada con 29.21 ppm/peso seco (Figura 17).

El comportamiento que presenta *Cichlasoma sp.* es similar al que presentó *A. melanopus*, ya que, como se puede observar en la figura 18, las concentraciones de los metales presentes en época de lluvias en la estación 3 (Laguna del Este), también bajan en época de nortes, pero en este caso, el Cu y el Cr fueron los

elementos que presentaron las concentraciones más elevadas con 17.90 y 14.94 ppm respectivamente (tabla 12), y por el contrario, los niveles de Ni no variaron mucho, ya que se registraron concentraciones de 3.59 ppm en lluvias y 3.05 ppm en nortes. Los peces *Cichlasoma sp.* de la Laguna del Vapor (estación 2) se analizaron durante la época de lluvias, y los metales analizados no presentaron gran variación, ya que el Ni tuvo una concentración de 2.07 ppm y el Cu y el Cr de 1.38 ppm (tabla 12).

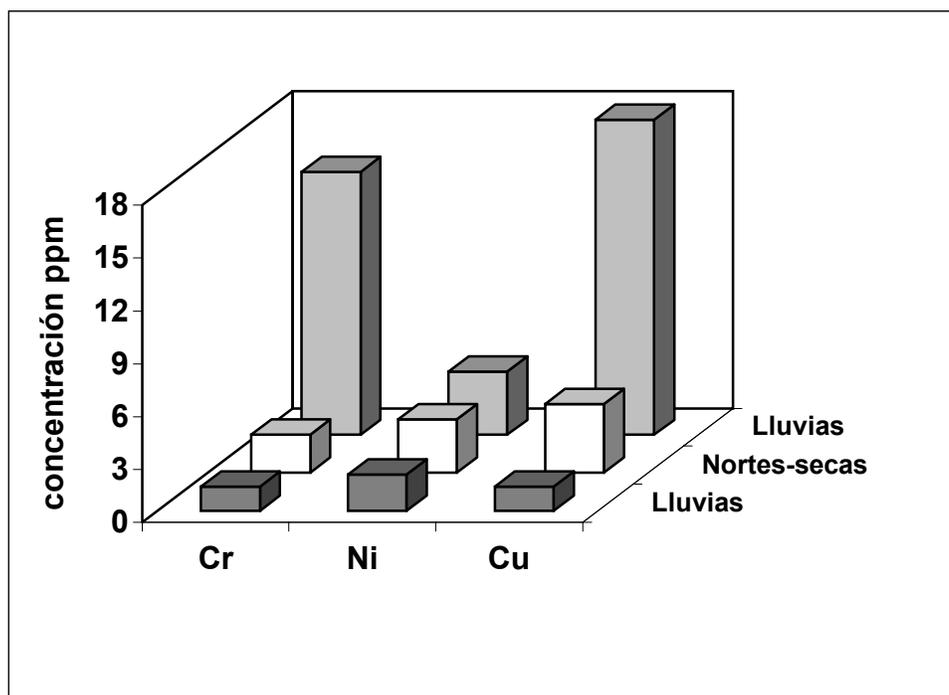


Figura 18. Niveles de metales pesados (ppm/peso seco) en tejido de *Cichlasoma sp.*, Palizada-del Este, Campeche.

SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE (PECES)

En el sistema Candelaria-Panlau se colectaron peces *A. melanopus* en las cuatro estaciones de muestreo en época de lluvias a excepción de la estación 2 (Río Candelaria) que se muestreó, tanto en época de lluvias como en época de nortes (tabla 13). En esta estación se observó que los niveles más altos de Ni se presentaron en época de lluvias (Figura 19), con una concentración de 24.02 ppm y al igual que en el sistema Palizada-del Este, donde se observa un cambio notorio hacia la época de nortes, para esta estación de muestreo.

TABLA 13. NIVELES DE METALES PESADOS (ppm/peso seco) EN TEJIDO DE *Arius melanopus* DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE.

ESTACIÓN	ÉPOCA DE COLECTA	ESPECIE	Cu	Ni	Cr
1	Lluvias/1988	<i>A. melanopus</i>	0.88	3.23	3.52
2	Lluvias/1988	<i>A. melanopus</i>	3.20	24.02	1.60
3	Lluvias/1988	<i>A. melanopus</i>	0.08	2.25	0.98
4	Lluvias/1988	<i>A. melanopus</i>	2.78	1.11	2.22
2	Nortes/1988	<i>A. melanopus</i>	1.83	2.52	0.41

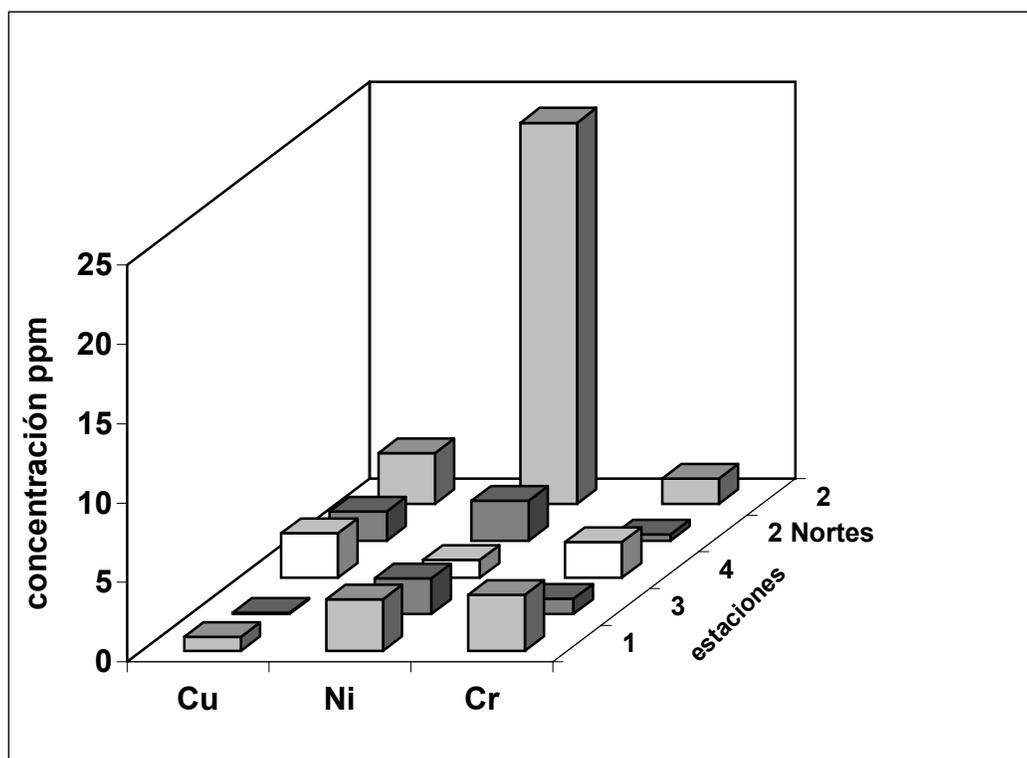


Figura 19. Niveles de metales pesados (ppm/peso seco) en tejido de *Arius melanopus*, Candelaria-Panlau, Campeche.

Los metales pesados analizados en los peces de los sistemas fluvio-lagunares no son muy altos, ya que al compararlos con peces de otras regiones (tabla 14), tanto el Cu como el Ni son semejantes entre sí, no así el Cr, ya que los niveles detectados en este estudio están muy por debajo de los reportados para *Mullus barbatus* con 104 ppm (Medina *et al.*, 1986), *M. barbatus* con 45 ppm y *Sardina pichardus* 51 ppm para las costas de Castellón, España por Hernández *et al.* (1990), los cuales se consideran como tóxicos para la salud humana, por lo que los niveles de Cr observados en los peces de este estudio y en general, los tres metales analizados, no se encuentran en niveles que representen un riesgo para la salud humana.

TABLA 14. COMPARACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS EN TEJIDOS DE PECES (ppm) DE DIFERENTES REGIONES.

ESPECIE	Cu	Ni	Cr	REFERENCIA
<i>Winter flounder</i>	1.10	0.50	< 0.30	Greig and Wenzloff, 1977
<i>Yellowtail flounder</i>	0.60	0.30	0.20	Greig and Wenzloff, 1977
<i>Red hake</i>	0.70	0.30	< 0.60	Greig and Wenzloff, 1977
<i>White hake</i>	*	< 0.20	< 0.10	Greig and Wenzloff, 1977
<i>Liza dussumieri</i>	3.76	19.86	*	Polprasert, 1982
<i>Hetrobagrus sp.</i>	1.67	11.10	*	Polprasert, 1982
<i>Hetrobagrus bocourii</i>	1.47	9.69	*	Polprasert, 1982
<i>Cerataglanis scleronema</i>	1.35	8.90	*	Polprasert, 1982
<i>Cichlaocheilichthys enoplos</i>	4.37	17.53	*	Polprasert, 1982
<i>Mullus barbatus</i>	*	*	104.00	Medina <i>et al.</i> , 1986
<i>Sardina pilchardus</i>	*	*	51.00	Hernández <i>et al.</i> , 1990
<i>Thunnus thymus</i>	*	*	15.00	Hernández <i>et al.</i> , 1990
<i>Mullus barbatus</i>	*	*	45.00	Hernández <i>et al.</i> , 1990
<i>Arius melanopus</i> (Palizada)	2.69	14.71	3.73	Este estudio
<i>Cichlasoma sp.</i> (Palizada)	7.73	2.90	6.17	Este estudio
<i>Arius melanopus</i> (Candelaria)	1.75	6.63	1.75	Este estudio

* : No determinado

SISTEMA PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE (PASTOS)

Los pastos que se colectaron en el sistema Palizada-del Este fueron: *Vallisneria americana*, *Ceratophyllum demersum* y *Najas guadalupensis*, a los cuales se les determinaron los niveles de Cu, Ni y Cr; presentándose las concentraciones en la

tabla 15. *V. americana*, se colectó en la Laguna del Vapor (estación 2) en época de lluvias y en la Laguna del Este (estación 3) en época de lluvias y en la transición de nortes a secas, siendo la estación 2 donde se encuentran las concentraciones más bajas de Cu y Ni. Por otro lado, los niveles de Ni y Cr presentes en la estación 3 en época de lluvias aumentan considerablemente para la época de nortes y por el contrario, la concentración de Cu baja para la época de nortes (Figura 20).

Los vegetales cuyo sustrato es el sedimento, pueden acumular metales por fuentes disponibles de desechos (restos de animales) en la superficie del mismo (Luoma *et al.*, 1982).

TABLA 15. NIVELES DE METALES PESADOS (ppm/peso seco) EN MACRÓFITAS DE AGUA DULCE DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR PALIZADA-DEL ESTE, CAMPECHE.

ESTACIÓN	ÉPOCA DE COLECTA	ESPECIE	Cu	Ni	Cr
2	Lluvias/1988	<i>Vallisneria americana</i>	7.79	15.82	5.44
3	Lluvias/1988	<i>Vallisneria americana</i>	53.38	19.60	1.98
3	Nortes-secas/1988	<i>Valisneria americana</i>	3.47	82.12	33.16
3	Nortes-secas/1988	<i>Ceratophyllum demersum</i>	9.90	40.21	10.36
1	Lluvias/1989	<i>Najas guadalupensis</i>	16.89	15.35	2.76

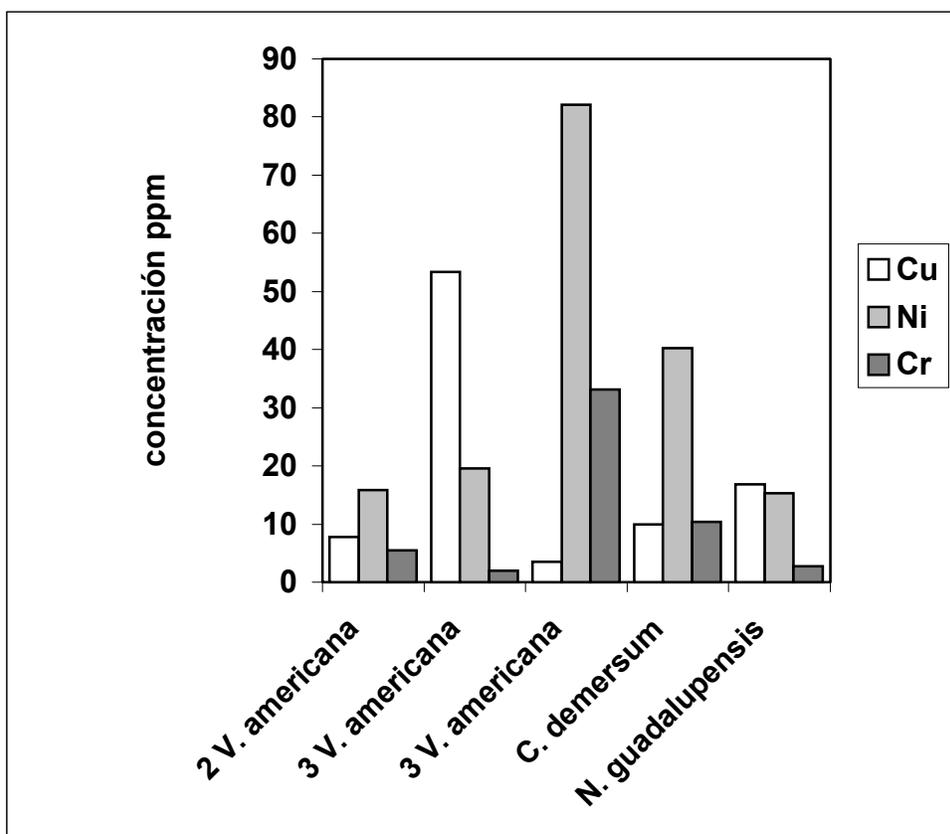


Figura 20. Niveles de metales pesados (ppm/peso seco) en tejido de macrofitas, Palizada-del Este, Campeche.

Las concentraciones de *C. demersum*, al igual que *V. americana* colectadas ambas en la estación 3 en la transición de nortes a secas, representan los niveles más altos de Ni y Cr; al igual que *N. guadalupensis* que presentó niveles similares a los de *V. americana* (estación 2), colectadas ambas en época de lluvias, lo que quiere decir que la época climática podría influir en la acumulación de estos metales por los organismos (Phillips, 1994; Prange y Dennison, 2000); sin embargo, estos elementos se encuentran aproximadamente al doble en *V. americana* que en *C demersum*, sugiriendo que la especie de macrófita de que se trate (su biología)

podría también estar influyendo en los niveles de acumulación de estos metales, ya que los mecanismos de tolerancia son individuales en las diferentes especies de pastos (Schlacher-Hoelinger y Schlacher, 1998; Prange y Dennison, 2000), ya que la absorción de metales se ve influenciada por procesos metabólicos específicos para cada especie (Levine, 1984).

Por otro lado, comparando los niveles de metales pesados presentes en el sedimento con los que se encuentran en estos organismos, se puede notar que existe una tendencia a acumular el Cu, ya que el sedimento presenta un porcentaje mucho mas bajo comparándolo con el de los organismos (figura 21).

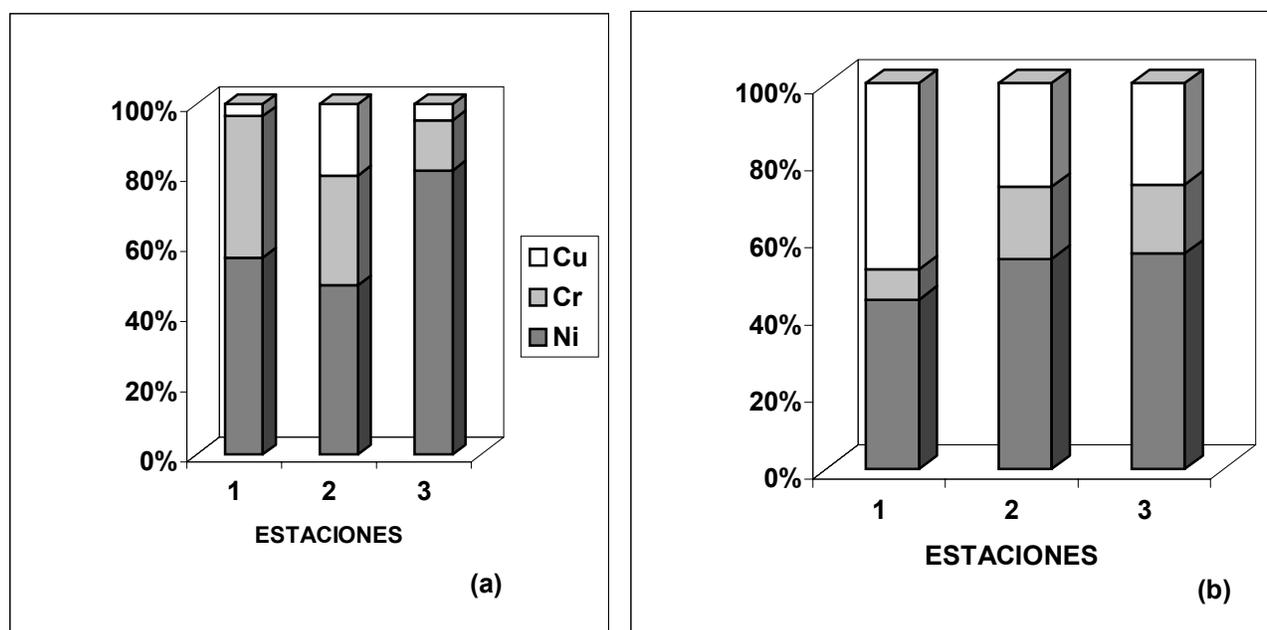


Figura 21. Comparación entre los metales presentes en sedimento (a) y en pastos (b) del sistema fluvio-lagunar Palizada-del Este, Campeche.

SISTEMA CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE (PASTOS)

En el sistema Candelaria-Panlau se colectaron *Nymphaea sp.* y *Najas guadalupensis* en época de lluvias y nortes respectivamente y ambas en el Río Mamantel (estación 3), a las que se les determinaron las concentraciones de los siguientes metales: Cu, Ni y Cr, las cuales se presentan en la tabla 16.

TABLA 16. NIVELES DE METALES PESADOS (ppm/peso seco) EN MACRÓFITAS DE AGUA DULCE DEL SISTEMA FLUVIO-LAGUNAR CANDELARIA-PANLAU, CAMPECHE.

ESTACIÓN	ÉPOCA DE COLECTA	ESPECIE	Cu	Ni	Cr
3	Lluvias/1988	<i>Nymphaea sp.</i>	8.10	9.00	4.05
3	Nortes/1988	<i>Najas guadalupensis</i>	35.62	28.50	16.39

De estas dos especies, se puede observar que *N. guadalupensis* presentó los niveles más elevados de los tres metales analizados, aún más altos de los que presentó esta misma especie en el sistema Palizada-del Este, lo cual podría deberse a que se colectaron en épocas climáticas diferentes, así como a patrones locales como resuspensión de sedimento, entradas fluviales, degradación microbiana (Schlacher-Hoelinger y Schlacher, 1998) y la proximidad con las fuentes de metales pesados (Prange y Dennison, 2000).

Por otro lado, analizado los organismos muestreados en diferentes épocas climáticas, se puede notar (Figura 22) que las macrófitas colectas en época de

nortes, presentan mayor concentración de metales, que las colectadas en época de lluvias.

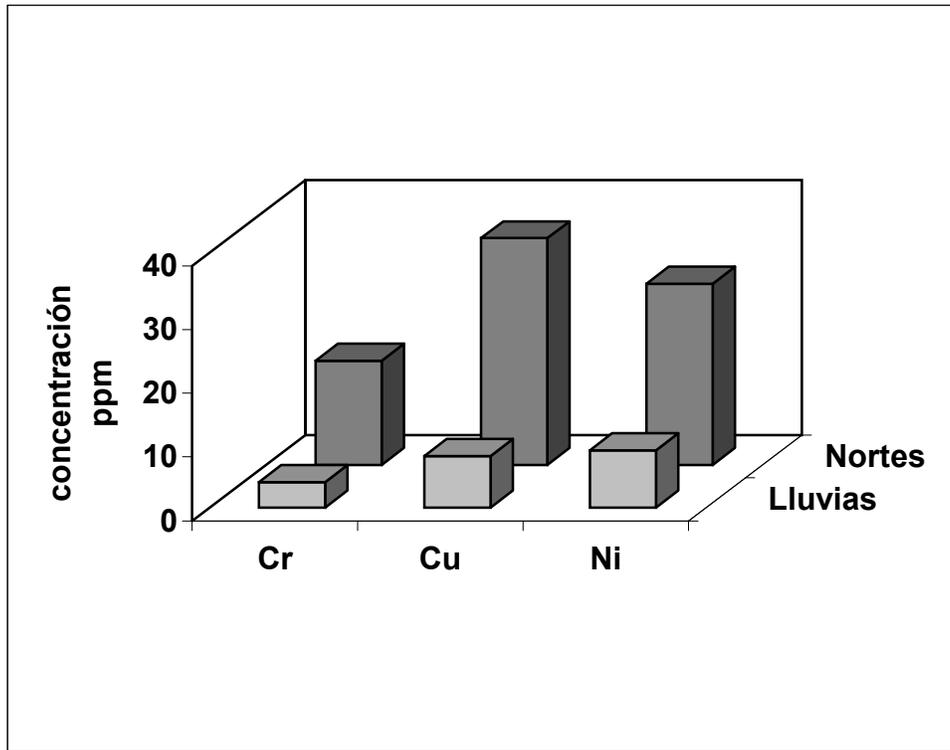


Figura 22. Niveles de metales pesados (ppm/peso seco) en tejido de macrofitas, del sistema fluvio-lagunar Candelaria-Panlau, Campeche.

Se puede observar (Figura 23) que, de los metales analizados, el Cu se acumula en mayor medida en los pastos que en el sedimento y peces, debido a que las macrófitas toman los metales directamente del agua y los sedimentos (Pulic, 1980; Lyngby y Brix, 1982, 1983; Nienuis, 1986; Ward, 1989) y tienden a acumularlos, ya que estos organismos son pobres reguladores de metales (NAS, 1980) por otro lado, los peces son los organismos que mejor regulan las concentraciones de metales en su cuerpo, como el Zn y el Cu (Clark, 1986); sin embargo, también puede estar influyendo el hecho de que estos peces no presentan todo su ciclo

de vida en un solo lugar (Lara-Dominguez *et al.*, 1981). El Cr se encuentra en mayor cantidad en el sedimento que en los organismos analizados (Figura 23).

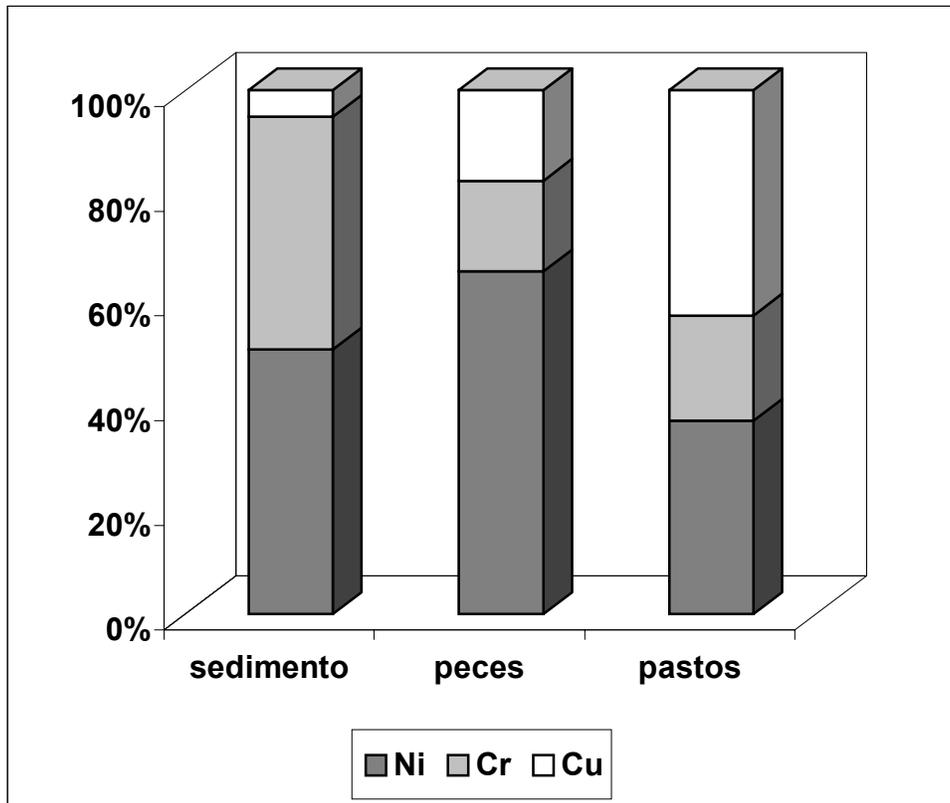


Figura 23. Comparación entre los metales presentes en sedimento, peces y pastos del sistema fluvio-lagunar Palizada-del Este, Campeche.

Al observar las concentraciones reportadas por otros autores (tabla 17) como Burdon-Jones *et al.* (1982) se nota que los niveles presentes en las especies de pastos analizadas en este estudio, se encuentran en general por arriba de los reportados para *Padina tenius* y *Padina tetrastomática* de las costas de Queensland, Australia. Por otra parte, las macrófitas de la Bahía de Augusta, Sicilia, presentan niveles similares de Cu, ya que tienen valores de 9.1 a 35.5 ppm (las concentraciones reportadas se multiplican por un factor de 10 para poder comparar, ya que Castagna *et al.*, 1985 lo reportan en peso húmedo) que los

encontrados aquí, que van de 8.10 a 35.62 ppm; en tanto que el Ni presente en los pastos de Augusta, Sicilia, se encuentran por debajo de los aquí reportados, ya que sólo *Corallina elongata* fue la única especie de Augusta que presentó niveles altos (31.18 ppm) y por el contrario, *Nymphaea sp.* fue la concentración más baja (9.00 ppm) en el sistema Candelaria-Panlau, de este estudio.

TABLA 17. COMPARACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS (ppm) EN MACRÓFITAS DE DIFERENTES REGIONES.

ESPECIE	Cu	Ni	Cr	REFERENCIA
<i>Padina tenius</i>	3.25	4.55	5.7	Burdon-Jones <i>et al.</i> , 1982
<i>Padina tetrastomatica</i>	6.55	3.15	5.75	Burdon-Jones <i>et al.</i> , 1982
<i>Caulerpa prolifera</i>	1.7	0.69	0.52	Castagna <i>et al.</i> , 1985
<i>Pterocladia pinnata</i>	3.55	1.39	0.98	Castagna <i>et al.</i> , 1985
<i>Corallina elongata</i>	2.72	3.18	2.39	Castagna <i>et al.</i> , 1985
<i>Gigartina teedi</i>	0.91	0.51	0.35	Castagna <i>et al.</i> , 1985
<i>Ptilota serrata</i>	3.75	*	2.3	Sears <i>et al.</i> , 1985
<i>Polysiphonia urceolata</i>	2.1	*	2.1	Sears <i>et al.</i> , 1985
<i>Polycodrys rubens</i>	1.65	*	0.6	Sears <i>et al.</i> , 1985
<i>Laminaria saccharina</i>	1.39	*	0.44	Sears <i>et al.</i> , 1985
<i>Zostera noltii</i>	878	20.7	25	Luque <i>et al.</i> , 1999
<i>Spergularia rubra</i>	109	18.5	5.5	Luque <i>et al.</i> , 1999
<i>Halimione portulacoides</i>	12.3	19.7	2.3	Luque <i>et al.</i> , 1999
<i>Vallisneria americana</i>	20.39	39.18	13.19	Este estudio (Palizada)
<i>Ceratophyllum demersum</i>	9.90	40.21	10.36	Este estudio (Palizada)
<i>Najas guadalupensis</i>	16.89	15.35	2.76	Este estudio (Palizada)
<i>Nymphaea sp.</i>	8.10	9.00	4.05	Este estudio (Candelaria)
<i>Najas guadalupensis</i>	35.62	28.50	16.39	Este estudio (Candelaria)

* : No determinado

En cuanto al comportamiento general de los niveles de metales pesados analizados en sedimentos y organismos de los sistemas de estudio, se puede observar que las secuencias de mayor a menor concentración son las siguientes:

Cu: MOLUSCOS > PASTOS > SEDIMENTOS > PECES

Ni: SEDIMENTOS > PASTOS > MOLUSCOS > PECES

Cr: SEDIMENTOS > PASTOS > MOLUSCOS > PECES

Los sedimentos representaron el grupo de mayor concentración de Ni y Cr, debido a que es el sitio de recepción y acumulación de metales de los sistemas; a excepción del Cu, en donde los moluscos obtuvieron los niveles más altos; ya que estos se colectaron durante la época de desove, y como reportan Delhaye y Cornet (1975) para *Mytilus edulis*, existe una preferencia a la acumulación de Cu debida al aumento del metabolismo y por lo tanto aumento de la tasa de absorción y acumulación del metal durante la etapa de desove. Por otro lado, los pastos fueron de los organismos, los que presentaron los valores más altos de Ni y Cr y los segundos en la acumulación de Cu; esto podría explicarse debido a que los pastos absorben los metales directamente del sedimento por su forma de vida sésil. El siguiente grupo en acumulación de metales pesados fueron los moluscos, ya que ellos también presentan forma de vida sésil y son organismos filtradores, por lo que diversos autores los toman como un buen indicador de contaminación (Martín *et al.*, 1981; Farrington *et al.*, 1983; Goldberg *et al.*, 1983). Por último, los peces presentaron los niveles más bajos de los metales pesados analizados, ya que en estos organismos, presentan su ciclo de vida en diferentes zonas de los

sistemas (Lara-Domínguez *et al.*, 1981) y la acumulación de los metales, en estos organismos también se ve influenciada por su capacidad de desplazamiento.

CONCLUSIONES

- De los metales pesados analizados en el sedimento de las cuatro áreas de estudio (Alvarado, Veracruz; Machona, Tabasco; Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, Campeche), el Ni y el Cr fueron los metales que presentaron los niveles más altos y por otro lado, las concentraciones más bajas estuvieron representadas por el Cd.
- En la Laguna de Alvarado, la entrada principal de metales al sistema, es el Río Papaloapan para Cu, Ni, Co y Cr.
- Existe una relación del Cr con los carbonatos presentes en los sedimentos de la Laguna de Alvarado, lo que representa que el Cr no se encuentra disponible para los organismos y por lo tanto no es potencialmente tóxico.
- No existen puntos preferenciales de acumulación de metales pesados en los sedimentos de la Laguna La Machona, debido a que las características fisico-químicas y sobre todo el tipo de ellos se presentan homogéneos en todo el sistema.
- El Cu y el Pb presentaron relación con la materia orgánica presente en el sedimento de la Laguna La Machona, con lo que se puede decir que estos elementos se encuentran unidos preferencialmente a material orgánico, pudiendo representar, con esto un peligro para los organismos detritívoros del sistema.

- En los sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, se presentaron fluctuaciones temporales en los niveles de metales pesados en el sedimento de dichos sistemas.
- El Cu presentó tendencia a unirse con la materia orgánica de los sedimentos del sistema fluvio-lagunar Palizada-del Este, por lo que representa riesgo para los organismos que se alimentan de detritus. Por otro lado, el Ni se encontró preferentemente unido a los carbonatos del sedimento, por lo tanto la disponibilidad de este metal se encuentra disminuida, así como su potencial tóxico.
- Los niveles de metales presentes en el sedimento de las cuatro áreas aquí analizadas, se encuentran por debajo de los reportados en sistemas contaminados por descargas municipales (Laguna de la Ilusiones, Tabasco) y por desechos industriales y derivados del petróleo (Río Coatzacoalcos, Veracruz), por lo que se considera que los sistemas analizados en este estudio no se encuentran seriamente alterados.
- Existen diferencias significativas en cuanto a la cantidad y calidad de metales que reciben las áreas de estudio; así como también en cuanto a las características físico-químicas, sedimentológicas y biológicas propias de los sistemas que favorecen la presencia de Cu, Ni, Cr y Cd. Por otro lado, los sitios de estudio fueron homogéneos en la acumulación de los metales Pb y Co.

- Las secuencias de mayor a menor concentración de metales pesados en el sedimento son las siguientes:

ALVARADO: Ni > Cr > Co > Cu > Pb > Cd

MACHONA: Ni > Cr > Pb > Cu > Co

PALIZADA: Ni > Cr > Cu > Co > Pb > Cd

CANDELARIA: Ni > Cr > Pb > Co > Cu > Cd

- El comportamiento decreciente de las concentraciones de metales en las áreas de estudio, fue el siguiente:

PALIZADA > MACHONA > CANDELARIA > ALVARADO

- En los ostiones *Crassostrea virginica* de la Laguna La Machona, el Cu fue el metal que presentó los niveles más altos y el Cr el elemento que obtuvo los valores más bajos.
- Se puede decir que las concentraciones reportadas en este estudio para *Crassostrea virginica* son mayores conforme se acerca la época de desove.
- Tanto los peces *Arius melanopus* como *Cichlasoma sp.* analizados en los sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau presentaron fluctuaciones temporales en las concentraciones de metales. El

Ni fue el elemento que obtuvo los niveles más alto para *A. melanopus*, mientras que para *Cichlasoma sp.* lo fueron el Cu y el Cr.

- Los pastos colectados en los sistemas Palizada-del Este y Candelaria-Panlau, también presentaron variación estacional en las concentraciones de los metales analizados, sin embargo, se observa una diferencia en la acumulación de los metales debida tanto al lugar de muestreo como a la diferencia de especies.
- De los organismos analizados en los sistemas fluvio-lagunares Palizada-del Este y Candelaria-Panlau (peces y pastos), los pastos tienen mayor capacidad de acumular los metales que los peces, ya que éstos últimos regulan mejor la concentración de metales en sus cuerpos y no presentan todo su ciclo de vida en un solo lugar.
- El patrón observado por los diferentes grupos biológicos para los metales evaluados fue:

Cu: MOLUSCOS > PASTOS > SEDIMENTO > PECES

Ni: SEDIMENTO > PASTOS > MOLUSCOS > PECES

Cr: SEDIMENTO > PASTOS > MOLUSCOS > PECES

BIBLIOGRAFIA

ABEL, P. D. (1989). Water Pollution Biology. Ellis Horwood 74 Limited England. 231 pp.

ACKERMAN, F. (1980). A procedure for correcting the grain size effect in heavy metal analyses of estuarine and coastal sediments. Environ. Technol. Lett. 1: 518.

ACKERMAN, F., Bergmann, H. and Schleichert, U. (1983). Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments - a question of grain size: <20mm vs. <60mm. Environ. Technol. Lett. 4: 317.

AGUIRRE, G. S. y Medina, R. A. (1986). Notas sobre la hidrobiología del sistema de lagunas costeras Carmen-Machona-Redonda, Tabasco, 1976-1980. Universidad y Ciencia 3: 6.

ALLEN, J. R. L., Rae, J. E. And Zanin, P. E. (1990). Metal Speciation (Cu, Zn, Pb) and organic matter in an oxic salt marsh, Severn Estuary, Southwest Britai. Mar. Poll. Bull. 21: 574.

ALVAREZ, R. V. (1983). Distribución de metales pesados en sedimentos del Río Blanco, Veracruz. Tesis de Maestría. UACPyP-CCH. Maestría en ciencias del mar. UNAM. México. 68 pp.

ANTOLI, F. V. y García-Cubas, A. (1985). Sistemática y ecología de moluscos en las lagunas costeras Carmen y Machona, Tabasco, México. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. 12: 145.

ASTORGA-España, M. S., Peña-Mendez, E. M., Lecaros-Palma, O. and García-Montelongo, F. J. (1998). Heavy metals in *Mytilus chilensis* from the Strait of Magallanes (Chile). Mar. Poll. Bull. 36: 542.

BAJGUZ, A. (2000). Blockade of heavy metals accumulation in *Chlorella vulgaris* cells by 24-epibrassinolide. Plant. Physiol. 38: 797.

BEBIANNI, M. J. and Machado, L. M. (1997). Concentrations of metals and metallothioneins in *Mytilus galloprovincialis* along the South Coast of Portugal. Mar. Poll. Bull. 34: 666.

BENGTSSON, B. E. and Larsson, A. (1986). Vertebral deformities and physiological effects in fourhorn sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) after long-term exposure to a simulated heavy metal-containing effluent. Aquat. Toxicol. 9: 215.

BINEY, C. A. and Ameyibor, E. (1992). Trace metal concentrations in the pink shrimp *Penaeus notialis* from the Coast of Ghana. Water Air Soil Pollut. 64: 273.

BORCHARDT, T., Burchert, S., Hablizel, H., Karbe, L. and Zeitner, R. (1988). Trace metal concentrations in mussels: comparison between estuarine, coastal and offshore regions in the Southeastern North Sea from 1983 to 1986. Mar. Ecol. Prog. Ser. 42: 17.

BOTELLO, A. V., Hicks, E. y Mandelli, E. P. (1976). Estudios preliminares sobre los niveles de algunos contaminantes en la Laguna de Términos, Campeche, México. Simposio sobre adelantos en las investigaciones marinas en el Caribe y regiones adyacentes. Caracas 12-16 de julio, 1976. FAO.

BOTELLO, A. V. (1978). Variaciones de los parámetros hidrológicos en épocas de sequías y lluvias (mayo y noviembre, 1974) en la Laguna de Términos. An. Inst. Cien. del Mar y Limnol. UNAM 5: 159.

BOTELLO, A. V. (1983). Variación estacional del contenido de metales pesados en *Thalassia testudinum* y sedimentos en una zona costera del Golfo de México. Informe presentado en el Inst. de Cienc. Del Mar y Limnol., de la UNAM.

BOYDEN, C. R. and Phillips, D. J: H. (1981). Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. Mar. Ecol. Prog. Ser. 5: 29.

BOYLE, E. A., Sclater, F. R. and Edmond, J. M. (1977). The distribution of dissolved copper in the Pacific. Earth Planet. Sci. Lett. 37: 38.

BRULAND, K. W. (1980). Oceanographic distributions of cadmio, zinc, nickel and cooper in the North Pacific. Earth Planet. Sci. Lett. 47: 176.

BRULAND, K. W. and Franks, R. P. (1983). Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the western North Atlantic. In: Trace Metals in Sea Water. Wong, C.S.; Boyle, E.; Bruland, K. W.; Burton, J. D. and Goldberg, E. D. (Eds.). Plenum Press. New York. 395.

BRYAN, G. W. (1976). Some aspects of heavy metals tolerance in aquatic organisms. In: Effects of pollutants on aquatic organisms. Locwood, A. P. M. (ed.). Cambridge University Press. 7.

BRYAN, G. W. and Gibbs, P. E. (1979). Zinc - a mayor inorganic component of nereid polychaete jaws. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 59. 969.

BRYAN, G. W. and Gibbs, P. E. (1980). Metals in nereid polychaetes: the contribution of metals in the jaws to the total body burden. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 60: 641.

BURDON-JONES, C. Denton, G. R. W., Jones, G. B. and Mc Pie, K. A. (1982). Regional and seasonal variations of trace metals in tropical phaeophyceae from North Queensland. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 7: 13.

CALABRESE, A., MacInnes, J. R., Nelson, D. A. and Miller, J. E. (1977). Survival and growth of bivalve larvae under heavy metal stress. Mar. Biol. 41: 179.

CARRAL, E., Villares, R., Puente, X. and Carballeira A. (1995) Influence of water shed lithology on the heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (Northwest Spain) Mar. Poll. Bull. 30:604.

CASTAGNA, A.; Sinatra, F.; Castagna, G.; Stoli, A and Zafarana, S. (1985). Trace element evaluations in marine organisms. Mar. Poll. Bull. 16: 416.

CHEN, M. H. and Chen, C. Y. (1999). Bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in grey mullet, *Liza macrolepis*. Mar. Poll. Bull. 39: 239.

CLARCK, R. B. (1986). Marine Pollution. Clarendon Press. Oxford. 215 pp.

COIMBRA, J. and Carraca, S. (1990). Accumulation of Fe, Zn, Cu and Cd during the different stages of the reproductive cycle in *Mytilus edulis*. Comp. Biochem. Physiol. 95C: 265.

CONNELL, D. W. and Miller, G. J. (1984). Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Wiley and Sons. U.S.A. 444 pp.

CONTRERAS, F. (1985). Las lagunas costeras mexicanas. Centro de ecodesarrollo. Secretaría de Pesca. México. 263 pp.

CUNNINGHAM, P. A. (1979). The use of bivalve molluscs in heavy metal pollution research. *Advances in Marine Biology*.

DANIELSSON, L. G. (1980). Cadmium, cobalt, copper, iron, lead, nickel and zinc in Indian Ocean Water. *Mar. Chem.* 8: 199.

DAY, W. J. y Yáñez-Arancibia, A. (1982). Coastal lagoons and estuaries. Ecosystem approach. *Ciencia Interamericana* 22: 11.

DELHAYE, W. y Cornet, D. (1975). Contribution to the study of the effects of copper on *Mytilus edulis* during the reproductive period. *Comp. Biochem. Physiol.* 50: 511.

DE LEÓN Y PEÑA, O. N. (1987). Evaluación de metales pesados en sedimentos recientes de dos sistemas costeros del Caribe Mexicano. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 68p.

ENGEL, D. W. and Sunda, W. G. (1979). Toxicity of cupric ion to eggs of the spot *Leiostomus xanthurus* and the Atlantic silverside *Menidia menidia* *Mar. Biol.* 50: 121.

EYSTER, L. S. and Morse, M. P. (1984). Development of the surf clam (*Spisula solidissima*) following exposure of gametes, embryos and larvae to silver. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13: 641.

FARRINGTON, J. W., E. D. Goldberg, R. W. Risebrough, J. H. Martin and V. T. Bowen. (1983) U.S. "Mussel Watch" 1967-1978: An overview of the trace-metal,

DDT, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data. Environ. Sci. Technol. 17: 490.

FÖRSTNER, U. (1990). Inorganic sediment chemistry and elemental speciation. In Sediments: Chemistry and Toxicity of In – Pace Pollutants, eds. R. Baudo, J. Giesy and H. Muntau, Lewis Publishers. Ann Arbor. 61.

FURNESS, R. W. and Rainbow, P. S. (1990). Heavy metals in the marine environment. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 256 pp.

GAUDETTE, H. E., Flight, W. R., Toner, L. and Folger, D. W. (1974). An expensive titration method for the organic carbon in recent sediments. J. Sediment. Petrol. 44: 249.

GIBBS, P. E. and Bryan, G. W. (1980). Copper - the major component of glycerid polychaete jaws. J. Mar. Biol. Assoc. 60: 205.

GIORDANO, R., Arata, P., Ciaralli, L., Rinaldi, S., Giani, M., Cicero, A. M. and Constantitni, S. (1991) Heavy metals in mussels and fish from Italian Coastal Waters. Mar. Poll. Bull. 22: 10.

GOLD-Bouchot, G., Sima-Alvarez, R., Zapata-Pérez, O. And Güemer-Ricalde, J. (1995). Histopatological effects of petroleum hydrocarbons and heavy metals on the American Oyster (*Crassostrea virginica*) from Tabasco, Mexico. Mar. Poll. Bull. 31: 439.

GOLDBERG, D. E., Koide, M., Hodge, V., Plegal, R. A. and Martin, J. H. (1983). Mussel Watch: 1977-1978. Results an trace metals and radionuclides. Estuar. Coastal Shelf Sci. 16: 69.

GREIG, R. A. and Wenzloff, D. R. (1977) Trace metals in Finfish from the New York Bight and Long Island Sound. Mar. Poll. Bull. 8: 198.

HAMILTON, E. I. (1991). Metals in *Mytilus edulis* from the Northern Coast of Portugal. Mar. Poll. Bull. 22: 249.

HARRISON, P. M. and Hoare, R. J. (1980). Metals in Biochemistry. Chapman and Hall. London.

HAYNES, D., Leeder, J. and Rayment, P. (1997). A comparison of the bivalve species *Donax deltoids* and *Mytilus edulis* as monitors of metal exposure from effluent discharges along the ninety mile Beach, Victoria, Australia. Mar. Poll. Bull. 34: 326.

HERNANDEZ-Hernandez, F., Medina, J., Ansuátegui, J. and Conesa, M. (1990). Heavy metal concentrations in some marine organisms from the Mediterranean Sea (Castellón, Spain): Metal accumulation in different tissues. Scient. Mar. 54: 113.

HICKS, E. A. (1977). Variación estacional de la concentración de elementos metálicos en ostiones de la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis profesional. Facultad de Química. UNAM. México.

HOPKINS, S. P. and Nott, J. A. (1979). Some observations on concentrically structured, intracellular granules in the hepatopancreas of the shore crab *Carcinus maenas* (L.). J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 59. 867.

JORGENSEN, L. A. and Pedersen, B. (1994). Trace metals in fish used for time trend analysis and as environmental indicators. Mar. Poll. Bull. 28: 245.

KOBAYASHI, N. (1984). Marine ecotoxicological testing with echinoderms. In: Ecotoxicological Testing for the Marine Environment. Vol. 1. Persoone, G., Jaspers, E. and Claus, C. (Eds.). State University Ghent and Institute Marine Scientific Research. Breda, Belgium. 341 pp.

KORZENIEWSKI, K. and Neugebauer, E (1991). Heavy metals contamination in the Polish zone of Southern Baltic. Mar. Poll. Bull. 23: 687.

LARA-Dominguez, A. L., Yáñez-Arancibia, A. y Amezcua-Linares, F. (1981). Biología y ecología del bagre *Arius melanopus* Gtnter en la Laguna de Términos, sur del Golfo de México. (Pisces: Ariidae). An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. 8: 267.

LAUENSTEIN, G. G., Robertson, A. and O'Connor, T. P. (1990). Comparison of trace metal data in mussel and oysters from Mussel Watch Program of the 1970s with those from a 1980s program. Mar. Poll. Bull. 21: 440.

LECKIE, J. O. and James, R. O. (1974). Control mechanisms for trace metals in natural waters. In: Aqueous-Environmental chemistry of metals. Rubin, A.J. (ed.). Ann. Arbor Science. Michigan. 1.

LEVINE, H. G. (1984). The use of seaweeds for monitoring coastal waters. In algae as ecological indicators (L: E: Schubert, ed.). Academic Press, London. pp 189-210.

LORING, D. H. (1982). Geochemical factors controlling the accumulation and dispersal of heavy metals in the Bay of Fundy sediments. Can. J. Earth Sci. 16: 930.

LORING, D. H. and Rantala, R. T. (1977). Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Fisheries and Marine Service Technical Canada. Report 700: 58.

LUOMA, S. N., Bryan, G. W. and Longton, W. J. (1982). Scavenging of heavy metals from particulate by brown seaweed. Mar. Poll. Bull. 13, 392.

LUQUE, C. J., Castellanos, E. M., Castillo, J. M., González, M. González-Vilches, M. C. and Figueroa, M. E. (1999). Metals in halophytes of a contaminated estuary (Odiel Saltmarshes, SW Spain). Mar. Poll. Bull. 38: 49.

LYNGBY, E. and Brix, H. (1983). Seasonal changes in the concentration of Ca, Fe, K, Mg, Mn and Na in eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Limfjord, Denmark. Aquatic Botany. 17: 107.

MANCILLA, P. M. y Vargas, F. M. (1980). Los primeros estudios sobre la circulación y el flujo neto de agua a través de la Laguna de Términos, Campeche. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. 7: 1.

MANDELLI, E. F. (1979). Contaminación por metales pesados. Rev. Con. Perm. Pacífico Sur. 10: 209.

MARGALEF, R. (1983). Limnología. Ed. Omega. Barcelona, España. 1010 pp.

MARTIN, M., Osborn, K.E., Billig, P. and Glickstein, N. (1981). Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and Cancer magister larvae. Mar. Pollut. Bull. 12: 305.

MARTINS, C. G. (1988). Contribucao para o futuro Banco Portugues de datos Oceanograficos (BPDO). I.-Bases de datos hidrológicos do Atlántico Nordeste

(BADHAN). II.- Atlas de Superficie da ZEE Portuguesa entre 40⁰ – 42⁰ N. MSC Thesis. Institute of Biomedical Sciences Abel Salazar. University of Porto.

MATHEICKAL, J. T. and Yu, Q (1999). Biosorption of lead (II) and copper (II) from aqueous solutions by pre-treated biomass of Australian marine algae. *Bioresource Technology*. 69: 223.

MAYER, L. M. and Fink, L. K.(1980). Granulometric dependence of chromium accumulation in estuarine sediments in *Marine Estuarine Coastal Mar. Sci.* 11: 491.

MEDINA, N. N., Reyes, D. y Rivas, M. R. (1981). Productividad neta y velocidad de degradación foliar del manglar en la Laguna de Términos, Campeche, México. VII Simp. Latinoamer. Oceanogr. Biol. Acapulco, Gro., México.

MURGEL, B. S. (1984). *Limnología Sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales*. OEA Washington D. C. 120 pp.

MYINT, V. M. and Tyler, P. A. (1982). Effects of temperature, nutritive and metal stressors on the reproductive biology of *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 67: 209.

NAS (National Academy of Sciences). (1980). The International Mussel Watch. Report of a workshop sponsored by the Environmental Studies Board Commission on natural resources, National Research Council. National Academy of Sciences, Washington, D: C.

NAIDU, A. S., Blanchard, A., Kelly, J. J., Goering, J. J., Hameedi, M. J. and Baskaran, M. (1997). Heavy metals in Chukchi Sea sediments as compared to selected Circumartic Shelves. *Mar. Poll. Bul.* 35: 260

NIENHUIS, P. H. (1986). Background levels of heavy metals in nine tropical seagrass species in Indonesia. *Mar. Poll. Bull.* 17: 508.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). (1991). *The State of the Environment*. París.

OSUNA-López, J. I., Zazueta-Padilla, H. M., Rodríguez-Higuera, A. and Páez-Osuna, F. (1990). Trace Metal Concentrations in Mangrove Oyster (*Crassostrea corteziensis*) from Tropical Lagoon Environments, Mexico. *Mar. Poll. Bull.* 21: 486.

PANFOLI, I.; Burlando, B; Viarengo, A. (2000). Effects of heavy metal on phospholipase C in gill and digestive gland of the marine mussel *Mytilus galloprovincialis* Lam. *Comp. Biochem. and Physiol. Part B.* 127. 391.

PAEZ-Osuna, F., Valdez-Lozano, D. S., Alexander, H. M. and Fernández-Pérez, H. (1987). Trace metals in the fluvial system of Términos Lagoon, Mexico. *Mar. Poll. Bull.* 18: 294.

PAEZ-Osuna, F., Izaguirre-Fierro, G., Godoy-Meza, R. I., Gonzalez-Farias, F. y Osuna-Lopez J. I. (1988). Metales pesados en cuatro especies de organismos filtradores de la región costera de Mazatlán: Técnicas de extracción y niveles de concentración. *Contam. Ambient.* 4: 33.

PAEZ-Osuna, F. and Marmolejo-Rivas, C. (1990). Occurrence and seasonal variation of heavy metals in the oyster *Saccrostrea iridescens*. *Bull. Environ. Cotam. Toxicol.* 44: 129.

PAEZ-Osuna, F. and Osuna-López, J. I. (1990). Heavy metals distribution in geochemical fractions of surface sediments from the lower Gulf of California. *Ann. Inst. Cienc. Mar y Limnol. UNAM. México.* 17: 287.

PAEZ-Osuna, F. Osuna-López, J. I., Izaguirre-Fierro, G. and Zazueta-Padilla, H. M. (1994). Trace metals in Mussels from the Ensenada del Pabellón Lagoon, Mexico. 28: 126.

PHILLIPS, D. J. M. (1980). Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. Applied Science Publishers, London, UK:

PHILLIPS, D. J. H. (1994). Macrophytes as biomonitors of trace metals. In: *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*, ed. K. J. M. Kramer, CRC Press, Boca Raton. 85.

PHILLIPS, D. J. H. and Rainbow, P. S. (1993). Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Applied Science Publishers, Barking.

PHLEGER, B. F. y Ayala, M. (1971). Process and history of Terminos lagoon, Mexico. *Amer. Assoc. Petrol. Geol. Bull.* 55: 2139.

POLPRASERT, C. H. (1982). Heavy metal pollution in the Chao Phraya River Estuary, Thailand. *Water Res.* 16: 775.

PONCE, M. G. y Botello, A. V. (1991). Aspectos geoquímicos y de contaminación por metales pesados en la Laguna de Términos, Campeche. *Hidrobiologica.* 1: 1.

PRANGE, J. A. and Dennison, W. C. (2000). Physiological responses of five seagrass species to trace metals. *Mar. Poll. Bull.* 41: 327.

PRESLEY, B. J. (1997). A review of Arctic trace metal data with implications for biological effects. *Mar. Poll. Bull.* 35: 226.

PRESLEY, B. J., Taylor, R. J. and Boothe, P. N. (1990). Trace metals in Gulf of Mexico oysters. *Sci. of the Total Environ.* 97: 551.

PULICH, W. M. Jr. (1980). Heavy metal accumulation by selected *Halodule wrightii* Aschers populations in the Corpus Christi Bay area contributions in *Marine Science* 23-89: 100.

RAINBOW, P. S. (1993). Biomonitoring of marine heavy metal pollution and its application in Hong Kong waters In: *The Marine Biology of the South China Sea. Proc. 1st. Int. Conf. On the Marine biology of Hong Kong an the South China Sea, Hong Kong, 1990.* (B. Morton ed.) Hong Kong University Press. Hong Kong. pp 23-250.

RAINBOW, P. S. (1995). Biomonitoring of heavy metal availability in the Marine Environment. *Mar. Poll. Bull.* 31.

RAYMENT, G. E. and Barry, G. A. (2000). Indicator tissues for heavy metal monitoring-Additional attributes.

RIGET, F., Johansen, P. and Asmund, G. (1996). Influence of length on element concentrations in Blue Mussels (*Mytilus edulis*). *Mar. Poll. Bull.* 32: 745.

ROESIJADI, G., Young, J. S., Brum, A. S. and Gurtisen, J. M. (1984). Behaviour of trace metals in *Mytilus edulis* during a reciprocal transplant field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 18: 155.

ROGERS, P. y García-Cubas, A. (1981). Evolución gonádica a nivel histológico de *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) del sistema fluvio-lagunar Pom-Atasta, Laguna de Términos, Camp., México. (Mollusca: Bivalvia). An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. 8: 21.

ROSAS, I., Baez, A. and Belmont, R. (1983). Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metal pollution in some lagoon of the Gulf of Mexico. Wat. Air and Soil Poll. 20: 127.

SALOMONS, W. (1980). Adsorption processes and hydrodynamic conditions in estuaries. Environ. Technol. Lett. 1: 356.

SANTIAGO, P. S. (1989). Estudio químico de sedimentos de una porción de la plataforma continental de Baja California Norte, México. Tesis Profesional Facultad de Química. UNAM. México.

SATSMADJIS, J. (1985). Comparison of indicators of pollution in the Mediterranean. Mar. Poll. Bull. 16: 395.

SAULWOOD, L. and Hsieh, I. J. (1999). Occurrences of Green Oyster and heavy metals contaminant levels in the Sien-San Area, Taiwan. Mar. Poll. Bull. 38: 960.

SAWARD, D., Stirling, A. and Topping, G. (1975). Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. Mar. biol. 29: 351.

SCHLACHER-Hoenlinger, M. A. and Schlacher, T. A. (1998). Accumulation, contamination and seasonal variability of trace metals in the coastal zone patterns in a seagrass meadow from the Mediterranean. Mar. Biol. 131, 401.

SCHOENMARKERS, T. J. M., Klaren, P. H. M., Flink, G., Lock, R. A. C., Pang, P. K. T. and Wendelaar-Bonga, S. E. (1992). Actions of cadmium on basolateral plasma membrane proteins involved in calcium uptake by fish intestine. *J. Membrane Biol.* 127: 161.

SEARS, J. R.; Pecci, K. J. and Cooper, R. A. (1985). Trace metal concentrations in offshore, deep-water seaweeds in the Western North Atlantic Ocean. *Mar. Poll. Bull.* 16: 325.

STEBBING, A. R. D. and Brown, B. E. (1984). Marine ecotoxicological test with coelenterates. In: *Ecotoxicological Testing for the Marine Environment*. Vol. 1. Persoone, G., Jaspers, E. and Claus, C. (Eds.). State University Ghent and Institute of Marine Scientific Research. Bredene, Belgium. 307 pp.

STROMGREEN, T. (1982). Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 72: 69.

SUNDA, W. G. and Lewis, J. M. (1978). Effect of complexation by natural organic ligands on the toxicity of copper to a unicellular alga *Monochrysis lutheri*. *Limnol. Oceanogr.* 23: 870.

SUNDELIN, B. (1984). Single and combined effects of lead and cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea, Amphipoda) in laboratory soft-bottom microcosms. In: *Ecotoxicological Testing for the Marine Environment*. Vol. 2. Persoone, G., Jaspers, E. and Claus, C. (Eds.) State University Ghent and Institute Marine Scientific Research. Bredene, Belgium. 237 pp.

SWAILEH, K. M. (1996). Seasonal variations in the concentrations of Cu, Cd, Pb and Zn in *Artica islandica* L. (Mollusca : Bivalvia) from Kiel Bay. Western Baltic Sea. Mar. Poll. Bull. 32: 631.

SZEFER, P. and Szefer, K. (1985). Occurrence of ten metals in *Mytilus edulis* L. and *Cardium glaucum* L. from the Gdansk Bay. Mar. Poll. Bull. 16(11): 446.

THOMPSON, R. S. and Burrows, E. M. (1984). The toxicity of copper, zinc and mercury to the brown macroalga *Laminaria saccharina*. In: Ecotoxicological Testing for the Marine Environment. Vol. 2. Persoone, G., Jaspers, E. and Claus, C. (Eds.). State University Ghent and Institute Marine Scientific Research. Breden, Belgium. 259 pp.

THURSBY, G. B. and Steele, R. L. (1984). Toxicity of arsenite and arsenate to a marine macroalga *Champia parvula* (Rhodophyta). Environ. Toxicol. Chem. 3: 391.

TOLEDO, A., Botello, A. V., Herzig, M., Páez, M., Bozada, L., Contreras, F., Cházaro, M. y Baéz, A. (1989). La contaminación en la región del Río Coatzacoalcos. Ciencia y Desarrollo. 15: 27.

TROCINE, R. P. and Trefry, J. H. (1996). Metal Concentrations in sediment, water and clams from the Indian River Lagoon, Florida. Mar. Poll. Bull. 32: 754.

VALENCIA, J. J. (1989) Registro sedimentario de metales pesados en la Laguna de las Ilusiones. VMSA, Tabasco. Tesis profesional. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 101 pp.

VARGAS (1978). Las corrientes y el transporte neto de agua en la laguna de Términos, Campeche. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 94 pp.

VAZQUEZ, G. F., Sharma, V. K., Magallanes, U. R. and Marmolejo, A. J. (1999). Heavy metals in a Coastal Lagoon of the Gulf of México. Mar. Poll. Bull. 38: 479.

VERA-Herrera, F., Rojas-Galaviz, J. L., Fuentes, Y. C., Ayála, P. L., Alvarez-Guillen, H. y Coronado, M. C. (1988). Descripción ecológica del Sistema Fluvio-Lagunar-Deltaico del Rio Palizada 51-88. En: Ecología de los ecosistemas costeros en el sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos. Yáñez-Arancibia, A. y Day, J.W. Jr. (Eds.) 518 pp.

VIARENGO, A.; Mancinelli, G.; Pertica, M.Fabri, R. and Orunesu, M. (1993). Effects of heavy metal son the Ca^{2+} -ATPase activity present in gill cell plasma-membrane of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lam.). Comp. Biochem. Physiol. 106C. 655.

VILLANUEVA, F. S. (1987). Evaluación de metales pesados en sedimentos y organismos del Río Coatzacoalcos y áreas adyacentes, Veracruz, México. Tesis profesional. ENEP Zaragoza. UNAM. México. 82 pp.

WALDICHUCK, M. (1985). Biological availability of metals to marine organisms. Mar. Poll. Bull. Great Britan 16. 7.

WARD, T. J. (1989). The accumulation and effects of metals in seagrass habitats In Biology of Seagrasses: A treatise on the Biology of Seagrasses with Special

Reference to the Australian Region, eds. A. W. D. Larkum, A. J. Mc Comb and S. A. Shepherd. Elsevier, Amsterdam. pp. 797-820.

WATANABE, T., Kiron, V. and Satoh, S. (1997). Trace minerals in fish nutrition. *Aquaculture*. 151: 185.

WESTERNHAGEN, H. von, Dethlefsen, V. and Rosenthal, H. (1980). Correlation between cadmium concentration in the water and tissue residue levels in dab *Limanda limanda* L. and plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.* 60: 45.

WHITE, S. L. and Rainbow, P. S. (1985). On the metabolic requirements for copper and zinc in mussel and crustaceans. *Mar. Environ. Res.* 16: 215.

WILBUR, K. M. and Saleuddin, A. S. M. (1983). Shell formation. In: *The Mollusca*. Vol. 4 (K. M. Wilburg, ed.), pp 235-287. Academic Press. New York.

WRIGHT, D. A. (1995). Trace metal and major ion interactions in aquatic animals. *Mar. Poll. Bull.* 31: 8.

YAÑEZ-Arancibia, A. y Day, J. W. (1982). Ecological characterization of Terminos lagoon estuarine system in the souther Gulf of Mexico, 431-440 In: *Coastal lagoons*. Lasserre, P. y Postma, H. (Eds.) 462 pp.

YAÑEZ-Arancibia, A. And Day, J. W. (1988). Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of Mexico. In: *Ecology of a coastal ecosystem in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon region* (A. Yañez-Arancibia, J. W. Day Jr. eds.). *Inst. Cienc. Del*

Mar. Y Limnol. UNAM. COSAT. Ecol. Inst. LSU. Ed. Universitaria, México, D. F.
pp. 11-26.