

00361 27  
20je



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS  
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA

" DIAGNOSIS AMBIENTAL DEL IMPACTO POR  
ACTIVIDADES PETROLERAS EN EL PUERTO  
DE SALINA CRUZ, OAX. "

## T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE :

MAESTRA EN CIENCIAS  
( B I O L O G I A )

P R E S E N T A :

BIOL. YOLANDA PICA GRANADOS

DIRECTOR DE TESIS : DR. ALFONSO VAZQUEZ BOTELLO

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



## **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 está 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.

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero expresar mi sincera gratitud al Dr Alfonso Vázquez Botello quien durante los primeros 10 años de mi vida profesional me ha brindado su continuo apoyo y el impulso suficiente para el logro de mis propias metas. Debo a el, en gran parte, la posibilidad de haber desarrollado este trabajo en un ambiente positivo, lleno de afecto y colaboración.

Agradesco también al Dr Alejandro Jorge Toledo Ocampo por el gran interes en el desarrollo del estudio, por sus comentarios acertados y por su disponibilidad para la revisión del documento.

A la Dra. Guadalupe Judith de la Lanza Espino, al Dr. Luis Arturo Soto Gonzáles y a la Dra. Sonia Sofia Espina Aguilera, por su esmero en la revisión de la tesis así como por todas sus sugerencias y aportaciones.

A la M. en C. Alicia de la Luz Durán González y al M. en C. Alfredo Echegaray Alemán, por su dedicación al mejoramiento del presente documento y por sus comentarios y observaciones.

También deseo agradecer al personal del Laboratorio de Contaminación Marina, donde se realizó este trabajo, por su amable colaboración. Pricipalmente a mis compañeros y amigos: Dr. Gilberto Díaz González y la M.en C. Guadalupe Ponce Vélez por las horas dedicadas al análisis de cromatografía de gases. A la Biol. Susana Villanueva Fragoso, por su inigualable apoyo, en especial por la realización de los análisis de Absorción Atómica,. a lo largo de todo el proyecto de trabajo.

Al Biol. Jesus Ochoa Valdéz, por su creatividad, convertida en un práctico programa de estadística (MINIES) gracias al cual el análisis de los resultados pudo facilmente llegar al término.

Al M. en C. Rubén Ignacio Huerto Delgadillo por la gran ayuda y las horas dedicadas a la revisión final de este escrito.

Al Lab. de Microbiología Marina del ICMYL. y al Lab. de Ficología del Inst de Biología por apoyar, con su infraestructura, los análisis microbiológicos llevados a cabo.

A mis compañeras y amigas Guadalupe, Aurora, Lucy R. y Nery por estar conmigo en todo momento, desde el inicio de este trabajo hasta este día (siempre).

A mis compañeros y amigos Andrés, David, Marco, Jorge y Lucy S. por alentar mi ánimo para dar un paso adelante.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, al Centro de Eco-Desarrollo, a Petróleos Mexicanos y a la DGAPA, UNAM por el apoyo administrativo y el financiamiento de este estudio.

**A mi madre Ofelia Granados Cassani por "ser" conmigo,  
ahora y siempre, aún más brillante.**

**A Rubén por traer a mi vida la imagen  
y el significado de "Da-da"**

**A mi tía Patricia, por el gran impulso que dió a mi  
vida al enseñarme el maravilloso hábito del estudio.**

**A mis abuelos, Amparo y Pedro  
por su cariño y confianza.**

**A "Topi" por su fiel compañía en las  
noches de desvelo.**

# INDICE

	<b>Página</b>
<b>I. INTRODUCCION</b>	
I.1. Hidrocarburos en el Ambiente Marino	1
I.2. Acción de los Procesos de Intemperismo.	2
I.3. Caracterización de Hidrocarburos	3-7
I.4. Repercusiones Ambientales.	7-9
<b>II. OBJETIVOS.</b>	10
<b>III. ANTECEDENTES EN LA REGION</b>	11-14
<b>IV. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO</b>	15-18
<b>V. MATERIAL Y METODO.</b>	
V.1. Análisis de Hidrocarburos del Petróleo	19-21
V.2. Análisis de Metales Pesados	21-23
V.3. Análisis de Carbono Orgánico en Sedimentos.	23
V.4. Análisis Microbiológico	23-25
V.5. Procesamiento de Análisis de Resultados	25
<b>VI. RESULTADOS Y DISCUSION.</b>	
VI.1. Hidrocarburos Aromáticos (HAP)	26-36
VI.2. Metales Pesados	36-48
VI.3. Contaminación en Organismos.	
VI.3.1. Hidrocarburos Aromáticos.	49-55
VI.3.2. Metales Pesados.	56-59
VI.4. Resultados Microbiológicos	
VI.4.1. Bacterias Heterótrofas	59-63
VI.4.1.1. Bacterias Degradadoras del Petróleo	63
VI.4.3. Microbiología Sanitaria.	64-66
<b>VII. CONCLUSIONES</b>	67-68
<b>VIII. REFERENCIAS</b>	69-83
<b>IX. ANEXO</b>	84-102

## LISTA DE FIGURAS.

No. Figura	Título	Página
1.	Procesos de Intemperismo del Petróleo Crudo.	2
2.	Estructura Molecular de Componentes del Petróleo.	4
3.	Area de Estudio.	17
4.	Resultados Gráficos de la Estadística de HAP en Agua.	28
5.	Abundancia Promedio de HAP en Sedimentos Recientes.	30
6.	Resultados Gráficos de la Estadística de HAP en Sedimento.	31
7.	Distribución de HAP en Sedimentos.	32
8.	Dendrograma del Análisis de Disimilitud para HAP en Sedimentos	34
9.	Resultados Gráficos de la Estadística de Metales en Agua.	38
10.	Resultados Gráficos de la Estadística de Metales en Sedimento.	40
11.	Distribución de Metales Totales en Sedimentos .	42
12.	Dendrograma del Análisis de Disimilitud para Metales en Sedimento.	44
13.	Resultados Gráficos de la Estadística de Metales Biodisponibles.	46
14.	Relación Proporcional de Metales Biodisponibles.	47
15.	Hidrocarburos Aromáticos en Organismos.	50
16.	Comparación Cromatográfica de la Presencia de HAP.	53
17.	Comparación del Contenido de HAP en Moluscos y Crustáceos.	54
18.	Comparación de la Abundancia de Metales en Moluscos y Crustáceos.	56
19.	Distribución del Contenido de Bact. Heterótrofas.	60
20.	Comparación Cromatográfica del Area No Resuelta de la Fracción Alifática de Sedimentos	62

## LISTA DE CUADROS

No. Cuadro	Título	Página
1.	Hidrocarburos Biogénicos.	6
2.	Localización de Estaciones Oceanográficas.	18

### ANEXO

3.	Evaluación Fluorométrica de HAP Disueltos.	85
4.	HAP Disueltos (Cromatografía de Gases)..	86
5a.	Análisis Cromatográfico de HAP en Sedimento Durante el Mes de Octubre de 1990.	87
5b.	Análisis Cromatográfico de HAP en Sedimento Durante el Mes de Febrero de 1991.	88
5c.	Análisis Cromatográfico de HAP en Sedimento Durante el Mes de Agosto de 1991.	89
6.	Análisis Cromatográfico de HAP en Sedimentos Oceánicos en el Mes de Febrero de 1991.	90
7.	Contenido de Metales Pesados en Agua .	91
8.	Contenido de Metales Pesados en Sedimentos Durante Octubre de 1990.	92
9.	Contenido de Metales Pesados en Sedimentos Durante Febrero de 1991.	93
10.	Contenido de Metales Pesados en Sedimentos Durante Agosto de 1991.	94
11.	Características del Material Sedimentario.	95
12.	Correlaciones entre el % de Carbón Orgánico y el Contenido de Metales Totales.	96
13.	Contenido de Metales Pesados en Sedimentos Oceánicos.	96
14.	Contenido de HAP en Organismos Bentónicos.	97
15.	Metales Pesados en Tejido de Organismos Bentónicos.	97
16.	Bacteria Heterótrofas en Agua y Sedimento.	98
17.	Proporción Porcentual del Material Orgánico Degradado en Sedimentos..	99
18.	Bacterias Degradadoras del Petróleo en Agua y Sedimento.	99

## RESUMEN

Actualmente el Puerto de Salina Cruz es el principal centro de almacenamiento y abastecimiento de petróleo y productos refinados del litoral del Pacífico Mexicano y un importante puerto de distribución para la exportación. El presente estudio, realizado de octubre de 1990 a agosto 1991, tuvo por objeto el generar un marco de referencia ambiental relacionado al impacto que las actividades petroleras y el consecuente desarrollo de centros urbanos, han causado en el ambiente costero de dicha área.

Con este fin fueron analizadas muestras de agua, sedimentos y organismos (*Crassostrea iridescens* y *Penaeus stylirostris*) para la determinación de hidrocarburos del petróleo por cromatografía de gases y fluorescencia, metales pesados (Pb, Ni, Cr, y V) por absorción atómica y la cuantificación de poblaciones bacterianas heterótrofas, degradadoras del petróleo y coliformes, así como la identificación de enterobacterias patógenas.

Los resultados obtenidos para el análisis de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) indicaron abundancia de estos en agua, donde exceden hasta tres ordenes de magnitud el límite máximo de 10 µg/ml indicado por la EPA (1984), en sedimentos (6.40 a 96.32 µg/g) y organismos (53.79 *C. iridescens* y 143.98 µg/g *P. stylirostris*). Principalmente compuestos de 3, 4 y 5 anillos bencénicos como pirenos, fluorantenos y benzo-pirenos.

Los metales pesados en sedimentos, se presentaron en concentraciones elevadas (Ni 53.44, Cr 46.86, V 44.94 y Pb 34.25 µg/g) comparables a las reportadas en puertos industriales y petroleros del Golfo de México. En la fase disuelta, los niveles de Ni y Cr excedieron la normatividad vigente para aguas costeras de 0.008 y 0.05 mg/L, respectivamente y el V alcanzó hasta 0.45 mg/L.

La microbiología de la región indicó un incremento importante de la actividad heterotrófica en el área portuaria de Salina Cruz, donde además el análisis de patógenas y bacterias coliformes en sedimentos y agua mostró crecimientos de colonias tipo *Salmonella sp.*, *Salmonella typhi* y *Salmonella paratyphi* y cuentas bacterianas de más de 240,000 coliformes fecales (CF)/100ml, lo que excede notablemente las especificaciones de las normas sanitarias oficiales para aguas de contacto primario y de uso en cultivos de productos pesqueros. Estas clases de patógenos se encontraron también en los moluscos de la región, acompañados de más de 230 CF/100ml, que es el límite máximo autorizado, convirtiéndolos en inadecuados para el consumo humano.

La abundancia y distribución de los contaminantes, así como de bacterias heterótrofas y coliformes, definieron gradientes que señalan al área portuaria, seguida por el área de la bahía La Ventosa, como las más afectadas por procesos crónicos de contaminación originados de las actividades industriales y urbanas que tienen lugar en la región y cuya influencia afecta la zona oceánica adyacente. Con ello se describe un panorama de deterioro progresivo del ecosistema costero, que afecta el uso de sus recursos, deteriora la calidad de los productos pesqueros y pone en riesgo la salud humana.

## ABSTRACT

The Salina Cruz port is the main center of regional storage and supply of oil products in the Mexican Pacific Coasts and an important port for the exportation market of crude oil and refined petroleum based products . This study, carried out between october 1990 and august 1991, was designed to develop a framework to evaluate the environmental impact of petroleum related activities, and the consequent urban development, on the coastal environment.

Samples of water, sediments and organisms (*Crassostrea iridescens* and *Penaeus stylirostris*) were subjected to analysis by gas chromatography and fluorecence to determine petroleum hydrocarbons, atomic absorption spectroscopy to determine heavy metals (Pb, Ni, Cr and V), and culturing to quantify heterotrophic, petroleum degrading and coliform bacteria and to identify pathogenic enterobacteria.

Analysis for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) showed that these compounds were abundant in water (up to 3 orders of magnitud above the 10 µg/L, limit set by the EPA (1984), sediments (6.40 to 96.32 µg/g) and organisms (53.79 µg/g in *C. iridescens* and 143 µg/g in *P. stylirostris*). The PAH's most often found were the pyrenes, fluoranthenes and benzo pyrenes, estructured by 3, 4 and 5 benzen rings respectively.

Heavy metals were detected in sediments at high concentrations (Ni 53.44 µg/g; Cr 46.86 µg/g; V 44.90 µg/g; Pb 34.25 µg/g), similars to found in industrial and oil ports of the Golf of Mexico. Disolved Ni an Cr exceeded the current coastal water standards of 0.008 an 0.05 mg/L, respectively. Levels up to 0.45 mg/L of V were also detected.

Microbiological studies of the Salina Cruz port area indicated a significant rise in the activity of the heterotrophic bacteria. In water and sediment, the pathogenic bacteria cultures showed colonies with growth typical of *Salmonella sp*, *S. typhi* and *S. paratyphi* and more than 240 fecal coliforms (FC)/100ml were observed, numbers greatly exceeding official healt standards for water to be use for primary contact and the production of comestible seafoods. The patogens were also observed in local shellfish, at up to 230 FC/100ml, maximum allowed, making it unsafe for human consumption.

The abundance and distribution of the chemicals pollutants and heterotrophic and coliform bacteria in the port area and nearby Ventosa Bay, make them the most severly affected in the study site, by the chronic pollution process originated of the local industrial and urban activities which influence the neighboring oceanic area. The progressive deterioration of the coastal ecosystem, as demostrated by this study's results, will affect the local resources limiting its use, damaging the quality of fishery products and place at risk public health.

## I. INTRODUCCION

### I.1. HIDROCARBUROS EN EL AMBIENTE MARINO

El estudio de la contaminación por petróleo en los océanos mundiales y zonas costeras surgió como prioritario durante los años 70 en que fueron realizados grandes avances sobre su presencia, destino y efectos en el ambiente marino; por desgracia estos adelantos tuvieron su origen en infortunados accidentes y derrames del crudo en zonas costeras como los provocados por las embarcaciones " Florida" en Buzzards, Massachusetts (630 tons), el " Arrow" en Chedabucto Bay, Nova Scotia (10,000 tons), el "Amoco Cádiz" en las costas de Francia (50,000), recientemente el "Exxon Valdez" en las costas de Alaska (>100,000 tons) y los derrames en el Golfo de México como el del Pozo Ixtoc-I (1979), que ha sido considerado como el de mayor relevancia mundial ya que durante 9 meses fueron derramados más de 3 100 000 barriles de petróleo crudo.

A partir de las investigaciones derivadas de dichos accidentes se observó que la presencia de hidrocarburos en el ambiente acuático no responde tan sólo a las actividades de explotación y comercialización del crudo, sino también los hay provenientes de aportes atmosféricos y descargas urbanas así como los originados de filtraciones naturales y producidos por síntesis biológica.

La magnitud de los aportes biogénicos de hidrocarburos, anteriormente mencionados, fueron estimados por Oppenheimer y Arévalo (1982), en 11.56 millones de toneladas métricas por año (mtm/año), lo que resulta aproximadamente dos veces superior a aquellos de origen antropogénico (6.11 mtm/año) (NAS, 1975; Atwood et al., 1988).

Estas cifras hacen evidente el hecho de que los hidrocarburos no son productos extraños al ambiente marino, y por lo contrario éstos han estado presentes en él, por más de 3500 millones de años; desde entonces, procesos físicos, químicos, geológicos y biológicos han evolucionado conjuntamente funcionando como piezas clave en el reciclaje de estos dentro de los ecosistemas como fuente de carbono y energía.

Actualmente la acción de estos procesos determina la permanencia de los hidrocarburos antropogénicos en los sistemas acuáticos los cuales involucran primordialmente fenómenos como evaporación, dispersión, emulsificación, disolución, oxidación, sedimentación y biodegradación. Estos funcionan en forma distinta dependiendo de la naturaleza y estructura de los compuestos, así como de los factores ambientales intrínsecos a los ambientes acuáticos (Fig. 1).

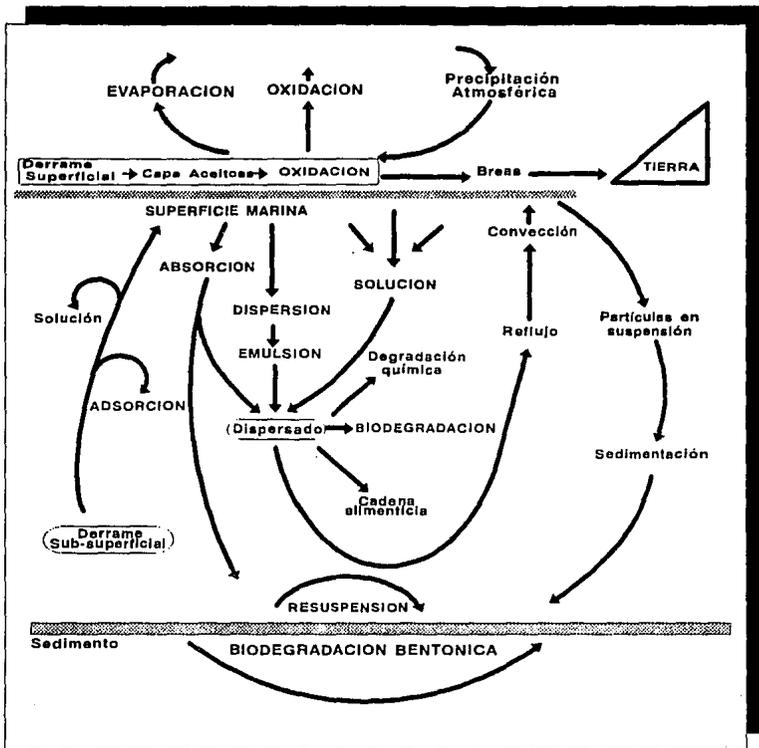


FIGURA 1. PROCESOS DE INTEMPERISMO DE PETROLEO CRUDO (Oppenheimer y Goni Arevalo, 1982).

## I. 2. ACCION DE LOS PROCESOS DE INTEMPERISMO.

La pérdida por evaporación, como parte de estos procesos, está determinada por la temperatura ambiente y la cantidad de compuestos volátiles que constituyen el petróleo y/o productos refinados, por lo que en climas tropicales y templados los compuestos con punto de ebullición inferior a 200 °C son emitidos a la atmósfera en menos de un día, tal es el caso de las gasolinas y kerosinas (NAS, 1975; McAuliffe et al., 1980; Reinjhart and Rose, 1982), mientras que los crudos, a través de este proceso pueden perder hasta el 40% de sus compuestos en pocas horas (Spooner, 1978; Wheeler, 1978).

La dispersión causada por viento, oleaje y flujo mareal es otro de los mecanismos involucrados en el fraccionamiento de los complejos moleculares de productos derramados, en pequeños sistemas micelares que se mantienen en suspensión, formando una delgada capa iridiscente sobre la superficie, la cual permanece hasta que los procesos secundarios de intemperismo como biodegradación, sedimentación y/o foto-oxidación determinan su destino en el ambiente (Cormack y Nichols, 1977).

La emulsificación es un proceso observado principalmente en crudos derramados de densidad media o baja, los cuales absorben agua y forman emulsiones que incrementan su viscosidad y el volumen de la mancha en hasta 3 o 4 veces, retardando su dispersión (CONCAWE, 1981a; 1981b).

La disolución involucra a la fracción ligera del crudo y refinados que en su mayoría está formada por compuestos aromáticos, los cuales son un poco más solubles que el resto de los constituyentes del petróleo, sin embargo, son 1 000 veces más volátiles, por lo que en su mayor parte se pierden debido a la evaporación, a causa de esto las concentraciones de hidrocarburos disueltos raramente exceden de 1 ppm (mg/L) (McAuliffe, 1977; Macko et al., 1982).

### **I. 3. CARACTERIZACION DE HIDROCARBUROS**

#### **Hidrocarburos del Petróleo**

El petróleo es un producto constituido principalmente por cadenas hidrocarbonadas (50-98%) (Clark y Brown, 1977), representadas por el 80-87% de átomos de carbono y el 10-15% de hidrógeno. En menor medida se pueden encontrar otros elementos como el azufre (0-10%), nitrógeno (0-1%) y oxígeno (0-5%), que están presentes en su forma elemental o como constituyentes heterocíclicos y grupos funcionales. También se reportan algunos metales traza como el vanadio, níquel, fierro, aluminio y cobre cuya concentración varía de acuerdo al origen y tipo de crudo (Posthuma, 1977).

Estos elementos forman complejos moleculares diversos como los saturados (alcanos), alicíclicos (cicloalcanos) y aromáticos con al menos un anillo bencénico en su estructura (Posthuma, 1977; Albaiges y Albrecht, 1979; Albaiges, 1980), y compuestos polares del petróleo entre los que se encuentran, como las más importantes, los azufrados (Jewell, 1980) y los nitrogenados y oxigenados. (Clark y Brown, 1977) (Fig. 2).

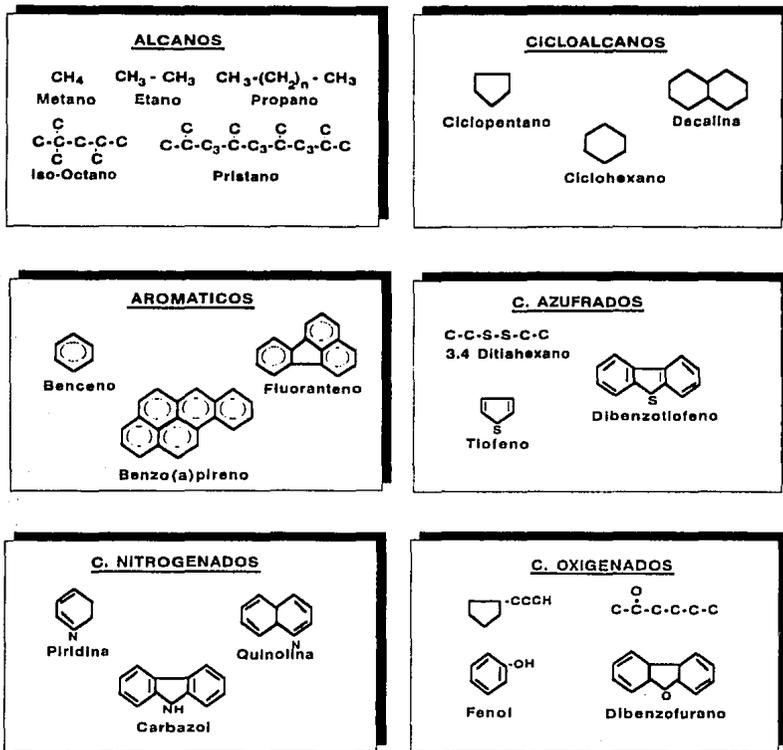


FIGURA 2. ESTRUCTURA MOLECULAR DE ALGUNOS COMPONENTES DEL PETROLEO.

El petróleo contiene también una fracción significativa de materiales de alto peso molecular (1,000-10,000) constituida por moléculas mixtas de hidrocarburos: con algunos compuestos polares a los cuales se les denominan asfaltenos formados por más de 10 anillos con cadenas laterales de hidrocarburos alifáticos y nafténicos, cuya proporción determina las propiedades de peso específico, viscosidad y densidad del petróleo durante su formación geoquímica (Boehm, et al., 1981).

Finalmente, el vanadio y níquel son los elementos metálicos más abundantes en el petróleo y en ocasiones alcanzan concentraciones de mil partes por millón. Pueden estar presentes ya sea como metales libres o bien formando complejos en los núcleos de las porfirinas (Clark y Brown, 1977).

En adición a los hidrocarburos de origen petrogénico, en el ambiente acuático se pueden encontrar hidrocarburos de fuentes diversas como los de tipo biogénico, diagenético, pirolizados y antropogénicos.

### **Hidrocarburos Biogénicos**

La biosíntesis de hidrocarburos ha sido poco estudiada en la última década, teniéndose hasta el momento informaciones generadas durante los años 70 a partir de los cuales se documentó la capacidad de la mayoría de los organismos marinos de producir de modo selectivo estos compuestos (Davis, 1968; Han y Calvin, 1969).

Los alcanos son fácilmente sintetizados en el ambiente marino, especialmente los de número impar de carbonos entre C<sub>15</sub> y C<sub>21</sub>, de los cuales el C<sub>17</sub> domina para un gran número de especies fitoplanctónicas (Han y Calvin, 1969; Blumer, 1970; Blumer et al., 1971; Youngblood et al., 1971; Burns y Teal, 1973).

El isoprenoide Pristano (C<sub>19</sub>) se encuentra en concentraciones traza en el fitoplancton y algas bénticas mientras que en los copépodos calanoides y en algunas bacterias aeróbicas como *Pseudomonas shermanii*, puede ser abundante (Blumer et al., 1963; Blumer y Thomas, 1965; Clark y Blumer, 1967; Oró et al., 1967; Avigan y Blumer, 1968; Han y Calvin, 1969; Han et al., 1968; Simoneit, 1978) (Cuadro 1).

Los alcanos y Triterpenos (hidrocarburos alicíclicos) están asociados al metabolismo de plantas superiores tanto terrestres como acuáticas. En estas se presentan principalmente compuestos con cadenas de C<sub>21</sub> a C<sub>33</sub> que son integrados abundantemente en los ambientes costeros, como resultado del aporte de restos vegetales originados de las camas de pastos marinos y/o del acarreo de terrígenos que contienen material homólogo (Eglington y Hamilton, 1963; Simoneit, 1978).

En lo que respecta a la síntesis biológica de hidrocarburos aromáticos, ésta se encuentra restringida a organismos específicos de microalgas, bacterias y plantas superiores los cuales producen esta clase de compuestos en niveles poco significativos, por lo cual Grimmer y Duavel (1970) consideraron que, en términos generales, no son producidos biológicamente (Borneff et al., 1968; Hancock et al., 1970; Zobell, 1971).

**CUADRO 1. HIDROCARBUROS BIOGENICOS (Duursma y Dawson, 1981).**

GRUPOS	COMPUESTOS	REFERENCIA
<b>Organismos Marinos:</b>		
Microbiota	Iso y Anteiso-alcanos C25-C32	Han, 1968 ;Oró et al., 1967 Simoneit, 1978.
Algas verde-azules	7 y 8 Metilheptadecano C19 y C21 poliolfinas Heneicosahexano	Han y Calvin, 1969. Youngblood y Blumer, 1973. Lee et al., 1970.
Algas café y rojas	C15-C17 Mono y diolefinas n-alcanos C15-C21 alquilciclopropano	Youngblood et al., 1971. Clarck y Blumer, 1967.
Fitoplancton	HEH (Heneicosahexano) n-alcanos C15-C17	Blumer, 1970. Blumer et al., 1971.
Sargasum	n-alcanos impares (C21-C31)	Clarck, 1966.
Zooplancton	Pristano C19 Mono-olefinas	Blumer et al., 1963. Blumer & Thomas, 1965.
Eponjas y corales	C25-C34 n-alcanos sin preferencia de carbonos pares/impares	Koons, 1965
Peces	Escualeno, C19, C20 mono, di y tri-olefinas n-parafinas C15-C33	Blumer, 1969 Corner et al., 1976.
<b>Organismos terrestres:</b>		
Vegetación terrestre	n-C21-nC33 n-alcanos impares y terpenos.	Eglinton y Hamilton, 1963

### **Hidrocarburos Diagenéticos**

Las moléculas biogénicas precursoras como los terpenos, esteroides y pigmentos; al ser depositadas en la superficie de los sedimentos pueden modificar substancialmente su estructura por acción de los procesos químicos que de forma conjunta con la microfauna, meiofauna y macrofauna dan lugar a hidrocarburos alifáticos y cicloalcanos con carbonos dominantes distintos al de la fuente de origen y a esteroides, triterpenos pentacíclicos e hidrocarburos aromáticos algunos de los cuales están también presentes en el petróleo, gasolinas y kerosenos (Wakeham et al, 1981). Un ejemplo de esto es el caso del perileno y reteno cuyos precursores, provenientes de plantas superiores, son químicamente modificados en ambientes sedimentarios anóxicos (Hites et al., 1980).

## **Hidrocarburos Pirolíticos o formados por Combustión**

Estudios encaminados a la búsqueda de las fuentes naturales de los hidrocarburos aromáticos en el ambiente marino han demostrado que respecto a la producción por síntesis biológica, ésta es prácticamente nula y aquella de origen petrogénico, aún cuando puede ser más abundante, genera hidrocarburos aromáticos con un grado de sustituciones alquílicas significativamente superiores al de los encontrados en los ambientes marinos (Giger y Blumer, 1974; Brown y Weiss, 1978; Botello et al., 1991)

Los compuestos aromáticos que han sido detectados en los sistemas costeros de diversas regiones del mundo, son compuestos estructurados predominantemente de 3 y 5 anillos bencénicos y de bajo grado de alquilación, cuyo patrón corresponde al observado en productos de combustión de hulla, madera y petróleo, los cuales han sido considerados como las principales fuentes de HAP (Youngblood y Blumer, 1975; Lee et al., 1977; Laflame y Hites, 1978; Salazar et al., 1991).

## **Hidrocarburos Antropogénicos**

Los hidrocarburos provenientes de fuentes antropogénicas poseen una amplia variedad de compuestos ya que se originan como productos de desecho de actividades tan diversas como las de tipo industrial, urbanas y petroleras.

De acuerdo a la International Tanker Owners Pollution Federation (1986) se estimó en 3.2 millones de toneladas métricas/año los aportes al medio marino de hidrocarburos generados por actividades humanas de donde aquellas realizadas en tierra representan el 37%, mientras que las llevadas a cabo en el mar y que primordialmente atañen a las actividades petroleras como exploración, producción, operaciones de transporte y derrames accidentales, introducen al ambiente aproximadamente 1.51 mtm/año (47%); sin embargo, éste valor es relativamente bajo si se considera que la producción mundial anual de crudo es de tres billones de toneladas métricas.

### **I. 4. REPERCUSIONES AMBIENTALES.**

Los efectos ambientales de la presencia de crudo y sus productos refinados, han sido tema de continuas investigaciones dirigidas al monitoreo de compuestos tóxicos como Hidrocarburos Aromáticos Polinucleares y Metales Pesados contenidos en ellos, así como a la evaluación de los efectos en organismos acuáticos y en los ecosistemas costeros.

Moore (1974), a partir del análisis de una amplia gama de organismos acuáticos afectados por la incidencia en sus ambientes de hidrocarburos del petróleo, determinó que pueden ser observados efectos diversos, desde la mortalidad y el manchado epitelial, hasta efectos subletales y la alteración del hábitat, cuyas consecuencias en el ecosistema dependerán de los factores intrínsecos a los propios organismos y de las características individuales de los compuestos involucrados.

La incorporación de compuestos del petróleo, en tejidos de organismos de vida acuática, es un fenómeno que puede tener repercusiones, ya que a través de él, sustancias carcinogénicas y/o tóxicas como los hidrocarburos aromáticos y metales pesados pueden ser retenidos por organismos de consumo humano, lo que deteriora la calidad de estos productos pesqueros y afecta gravemente su mercado.

En vista de lo anterior, y como resultado de la necesidad de salvaguardar los recursos costeros, la NOAA propuso el programa de vigilancia y control de la contaminación "Mussel Watch", empleando moluscos bivalvos de los géneros *Mytilus*, *Ostrea* y *Crassostrea* como organismos centinelas para el monitoreo de contaminantes antropogénicos, el cual es actualmente llevado a cabo en distintas regiones del litoral de los Estados Unidos con la intención de obtener una concepción integral de la "salud" de los ambientes costeros (Lee et al., 1972; Bravo et al, 1978; Farrington et al., 1983; Wade et al., 1988).

Es frecuente que los estudios ambientales encaminados al análisis de efectos de la contaminación marina dejen de lado los aspectos que atañen a la comunidad microbiana, sin embargo a través de diversas investigaciones ha sido posible demostrar el efecto de inhibición del crecimiento de algunas poblaciones bacterianas causado por la presencia de hidrocarburos petrogénicos y antropogénicos en los ambientes costeros, lo cual puede alterar severamente el balance del ecosistema (Pomeroy 1974; Baker, 1978; Walker et al., 1973; GEMSAP, 1977; Morita, 1977; Bishop, 1983).

En la actualidad las comunidades microbianas de un gran número de áreas costeras, son afectadas por la llegada de hidrocarburos que resultan de las actividades industriales y urbanas a través de sus efluentes o en descargas de aguas negras, lo que ocasiona el crecimiento desequilibrado de la comunidad heterotrófica con cambios importantes de su diversidad y abundancia.

Bajo estas condiciones, las poblaciones de microorganismos capaces de emplear a los hidrocarburos del petróleo como fuente de carbono como *Pseudomonas*, *Proactinomyces*, *Mycobacterium*, *Corynebacterium*, *Vibrio*, *Desulfovibrio* *Achromobacterium* y *Escherichia*, (ZooBell, 1969; Bartha y Atlas, 1977). se incrementan notablemente desplazando a grupos bacterianos nativos.

La alteración de la estructura de la comunidad heterotrófica, puede perdurar por periodos indefinidos en áreas costeras afectadas por contaminación crónica de hidrocarburos, y generar perturbaciones importantes en los mecanismos de reciclaje de nutrientes y carbón orgánico (Pfeander y Bukler, 1984; Lizárraga et al., 1984; 1986; 1991).

En México, el aumento de la demanda de suministro de energéticos y su comercialización en el mercado internacional ha ocasionado la expansión de la industria petrolera hacia la costa del Pacífico Tropical, en el Puerto de Salina Cruz. En éste litoral antiguamente las actividades productivas de tipo artesanal tenían como base el uso mesurado de sus recursos naturales, sin embargo actualmente las actividades petroleras han magnificado las expectativas económicas de la región, en torno a la cual se ha promovido un rápido incremento de centros urbanos carentes de infraestructura adecuada para el abastecimiento de insumos y servicios comunitarios.

En el mundo existen suficientes y aleccionadores ejemplos que muestran como la falta de planeación integral sobre el manejo de recursos puede afectar a corto plazo la salud de los ambientes naturales, en detrimento de la calidad de los recursos potenciales y consecuentemente de la vida de amplios sectores de población.

En vista de lo anterior y considerando los planes de crecimiento de la industria petrolera que pesan sobre el Puerto de Salina Cruz y áreas costeras adyacentes, el Centro de Eco-Desarrollo y el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, con apoyo financiero de Petróleos Mexicanos hicieron posible la realización del presente estudio.

El diagnóstico del ambiente costero de Salina Cruz pretende establecer la condición actual del sistema a través de la evaluación de contaminantes e indicadores biológicos, asociados a las actividades petroleras y urbanas con el fin de identificar las áreas y actividades de mayor riesgo para los ecosistemas costeros involucrados, así como para la salud humana.

## II. OBJETIVOS

### General.

Generar un marco de referencia ambiental relacionado con la presencia de contaminantes que permita diagnosticar el impacto de las actividades petroleras en el ambiente costero del Puerto de Salina Cruz, Oax., y áreas adyacentes.

### Particulares.

- Determinar los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en la fase disuelta y sedimentaria, así como los correspondientes a los metales pesados Ni, V, Pb y Cr, asociados a las actividades petroleras.
- Evaluar la presencia de los contaminantes descritos, en organismos bentónicos de importancia comercial en el área, como son los moluscos de la especie *Crassostrea iridescens* y crustáceos *Penaeus stylirostris*.
- Determinar a través de la evaluación de las poblaciones bacterianas heterotróficas, la presencia de aportes anómalos de compuestos orgánicos así como de los hidrocarburos del petróleo.
- Determinar a través de la evaluación de los contenidos de bacterias coliformes la calidad sanitaria del ambiente costero y del recurso ostrícola de la región.

### III. ANTECEDENTES EN LA REGION.

El desarrollo petroquímico de la zona de Minatitlán-Coatzacoalcos en Veracruz, generó un importante movimiento de derivados del petróleo dirigidos a los puertos mexicanos del Pacífico a través de Salina Cruz. La demanda de combustible en este litoral así como las necesidades de exportación de crudos y destilados requirió de un mayor abastecimiento, por lo que PEMEX en 1979 puso en marcha la Refinería Antonio Dovalí Jaime, la cual está localizada a 5 km del puerto.

La venta y producción del Puerto de Salina Cruz, como área de abastecimiento de petróleo y de productos derivados, ha dependido desde su puesta en operación, del suministro a la refinería y a la terminal marítima, del crudo proveniente de Tabasco, Chiapas y la Sonda de Campeche, para lo cual se construyó una amplia red de ductos que bordean a la Laguna Superior de NE a SO y que constituye las vías del Corredor Transísmico y del Corredor Nuevo Teapa-Salina Cruz, ambas propiedad de Petróleos Mexicanos (PEMEX, 1986)

Actualmente la refinería cuenta con 11 plantas de operación además de sistemas de tratamiento, estaciones de bombeo y tanquería de 200 000 y 500 000 L, de donde el petróleo se conduce a tomas de suministro para el mercado de exportación o es enviado a las plantas de destilación atmosférica en la que se obtienen las fracciones básicas las cuales se trasladan a otras plantas como la hidrodesulfonadora, reformadora, de desintegración catalítica y fraccionadora, para su proceso complementario.

Los productos intermedios y finales generados en las distintas plantas son principalmente : gasolinas de alto octanaje, turbosina, kerosina, diesel, gasóleo ligero y pesado, residuos primarios pesados, aceites ligeros, gas seco, propano, propileno, butano-butileno, naftas desulfonados, hexanos y compuestos de alto peso molecular, para los cuales se cuenta con una capacidad de almacenamiento de 8.41 millones de barriles (PEMEX, 1990).

El mantenimiento e incremento de los volúmenes productivos y de comercialización es de importancia para toda la costa del Pacífico, a lo largo de la cual se realiza la distribución del crudo y refinados a través de los siguientes ductos: dos oleoductos Nuevo Teapa-Salina Cruz (265 km), el oleoducto Minatitlán-Salina Cruz (249.2 km) y Salina Cruz-Cabezal de Playa (12 km), el combustoleoducto Salina Cruz-Terminal (12 km), el amonioducto Cosoleacaque-Salina Cruz (256 km), el gaseoducto Minatitlán-Salina Cruz (265 km) y tres poliductos (12 km) que transportan destilados de S. Cruz a las terminales de ventas, para abastecimiento local y de la terminal marítima y boyas de carga de buques tanque que cubren el suministro de la costa del Pacífico y el mercado de exportación.

En materia de protección al ambiente y con objeto de reducir los efectos de las actividades de la refinería, se tomaron medidas preventivas como la instalación de quemadores de campo, empleados para evitar emanaciones de hidrocarburos y un sistema de tratamiento de efluentes que consta de dos etapas:

1.- Procedimientos físicos para remoción de aceite.

2.- Introducción de aire y de cepas bacterianas para la eliminación de tóxicos y malolientes a la zona costera de la bahía La Ventosa y al estero anexo.

A pesar del desarrollo de estos métodos de control cuya aplicación es de tipo local, los efectos mas severos al ambiente han sido resultado de incidentes de derrame accidental, ocurridos durante los años 70 y 80 por ruptura de diversos ductos que conforman la red del Corredor Transítmico, en la cuenca de Salina Cruz y que son responsables de un total de 10 derrames, de los cuales se detallan a continuación los más importantes con base en los informes oficiales realizados por el Instituto Mexicano del Petróleo.

#### Derrame de crudo sobre el canal Igu:

Este accidente fue el resultado de las trece fracturas que tuvieron lugar sobre el oleoducto (10") que contaba ya con 40 años de haber sido construido y diez años de estar fuera de funcionamiento. El accidente ocurrió en septiembre-octubre de 1983 cuando se intentaba desalojar el crudo almacenado en dicha tubería por medio del bombeo de agua. En los informes oficiales no se indica el volumen del producto derramado mencionándose sólo la recuperación de 10,000 barriles. Como resultado de este accidente se produjo la mortandad de gran cantidad de aves, crustáceos y un daño severo a los esteros Blaxbiyo, Río Grande y Xhubaxiña, que desembocan a la Laguna Superior, así como a la ribera sur de dicha laguna en donde las actividades de pesca quedaron interrumpidas por más de un mes (IMP, 1984a).

#### Derrame de Amoniaco sobre el canal Igu:

Al igual que el derrame anterior este accidente ocurrió en la misma zona el 18 de mayo de 1984 y fue producido por una fractura en el amonioducto de 10", cuyo producto llegó hasta la laguna por el acarreo de lluvia. La información oficial, reportada por la Gerencia de Protección Ambiental de PEMEX en su oficio SPA ZS/138/84 no detalla el volumen derramado ni los niveles de amoniaco alcanzados en la laguna, sin embargo se señaló la existencia de una alta mortandad de peces y la paralización de las actividades pesqueras.

Por otra parte, a partir de los resultados obtenidos por el IMP (1984b), cuyo estudio fue realizado tres meses después del accidente, se indicó que las áreas afectadas se encontraban recuperadas, ya que las concentraciones de amoníaco fueron diez veces menores a límite permisible señalado por el Diario Oficial (1989) de 2 ppm, para aguas estuarinas y en términos biológicos, la abundancia de peces y crustáceos fue superior a la observada en sitios considerados de control.

#### Primer Derrame de diesel sobre el Río Verde:

Este accidente tuvo lugar el 27 de mayo de 1982, por la fractura del poliducto de 16" Minatitlán-Salina Cruz, que provocó una fuga de gasóleo pesado hacia Río Verde, por lo cual la Unión de Pescadores Libres recibió una indemnización de 12 millones de pesos.

Petróleos Mexicanos realizó trabajos de recuperación de 391 barriles del producto, sin embargo la información sobre los volúmenes derramados no se documentaron.

En 1982 el IMP llevó a cabo la evaluación de la contaminación producida, los resultados de esta información, señalaron concentraciones para hidrocarburos aromáticos disueltos de 9 a 20 ppb. Para los sedimentos el contenido de hidrocarburos alifáticos se encontró en un intervalo de 15.5 a 471.4 y de 23.0 a 588.2 ppm para HAP (IMP, 1983).

#### Segundo Derrame de diesel sobre el Río Verde:

El derrame ocurrió en diciembre de 1984 en el mismo poliducto mencionado anteriormente. El producto derramado vertido derivó cerca de 20 km por los drenes de riego del Distrito No. 19, hasta desembocar al Río Verde y finalmente a la laguna. De acuerdo a la información oficial la cantidad de diesel derramado fue de 36,000 barriles, de los que se recuperó el 30%, reportándose una importante mortandad de peces y crustáceos (IMP, 1985).

Han sido pocos los estudios realizados en materia de contaminación de la zona litoral y oceánica del Puerto de Salina Cruz y áreas vecinas. En la mayoría de los casos auspiciados por la industria petrolera a través del Instituto Mexicano del Petróleo.

En 1982, se llevó a cabo un trabajo de evaluación ambiental encaminado al reconocimiento de las comunidades planctónica y bentónica y a la evaluación de emisiones de hidrocarburos relacionados con las actividades de la refinería y del puerto petrolero. A partir de esta investigación se mantuvo un seguimiento de los niveles de hidrocarburos aromáticos durante los años de 1983, 1984, 1988 y

1990 a lo largo de los cuales se ha detectado un decremento del valor promedio de las concentraciones encontradas en agua y sedimento (PEMEX/IMP, 1982; 1984; 1985a; 1985b; 1989; 1991), sin embargo el análisis espacial de estos valores evidencia la paulatina delimitación de áreas afectadas cuya ubicación puede asociarse a los centros de máxima actividad portuaria e industrial.

#### IV. DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

El Puerto de Salina Cruz, Oaxaca, y las bahías adyacentes están situadas al norte del Golfo de Tehuantepec en el Pacífico Tropical Mexicano, entre los 16° 06' y los 16°11' de latitud norte y entre los 95° 15' y los 95° 07' de longitud oeste (Fig. 3)

El Puerto de Salina Cruz comprende al antepuerto, cuyo acceso está formado por dos escolleras, y la dársena que está en contacto con el antepuerto a través de un canal denominado entrepuente. En estos sectores se desarrollan diversas actividades de construcción, reparación y mantenimiento de embarcaciones, así como tareas de abastecimiento de combustible, hidrocarburos, productos refinados y gas, como es el caso del muelle de Petróleos Mexicanos.

En la dársena además son realizadas labores inherentes a la industria pesquera y la descarga de aguas municipales de la Ciudad de Salina Cruz.

La zona de playa abierta, próxima a las escolleras, fue empleada como lugar de fondeo para embarcaciones petroleras, sin embargo en la actualidad se efectúan los trabajos terminales para la habilitación de ésta área como la principal zona de carga y descarga del crudo y refinados del Puerto de Salina Cruz.

Las corrientes oceánicas del área describen un patrón de desplazamiento general en dirección sureste durante el periodo de noviembre a abril, influenciado por la presencia de los vientos dominantes provenientes del norte. Dicho desplazamiento cambia de dirección al alcanzar las porciones occidental y oriental del Golfo de Tehuantepec donde se constituye un giro en dirección noreste y otro en sentido noroeste respectivamente.

El patrón de mareas es de tipo semidiurno favoreciendo el recambio continuo de las aguas interiores de la dársena y antepuerto (Instituto de Geofísica, 1974).

A lo largo de las costas de Oaxaca y Chiapas las temporadas climáticas están bien definidas. La época de lluvia se extiende de mayo a noviembre con un máximo de precipitación de 99 milímetros, y la de sequía ocupa el resto del año.

La climatología de la región de Salina Cruz se define como de tipo cálido subhúmedo, con régimen de lluvias de verano. Está afectada por sistemas atmosféricos a mesoescala como lo demuestran los frecuentes vientos del norte

que caracterizan a la región. Estos vientos resultan de una combinación de condiciones meteorológicas de gran escala y características topográficas locales con las cuales se involucra el desplazamiento de centros de alta presión, originados en Alaska y en el noroeste de Canadá, que al alcanzar el Golfo de México se disipan en pocos días, sin embargo, la masa de aire frío queda retenida en el sur y oeste de la Sierra Madre que se eleva hasta 2000 m.s.n.m.

Esta cadena montañosa se interrumpe en la parte central del Istmo de Tehuantepec en una franja de aproximadamente 40 km de ancho, donde la altura media de la sierra no excede de 250 m.s.n.m., de tal modo que la orografía forma un embudo y la meteorología genera una diferencia de presión atmosférica entre las cuencas del Golfo de México y de Tehuantepec produciéndose con esto que el aire sea forzado violentamente a manera de chorro a través del Istmo y alcance las costas del área de Salina Cruz con velocidades de entre 10 y 30 m/s que dan lugar a eventos intensos de surgencias oceánicas.

Durante el período de mayo a septiembre los vientos son ligeros y provienen del sur (Blackburn, 1962; Mosiño y García, 1974; Lavin et al., 1992).

### Áreas de Muestreo.

Dadas las características de la región y considerando las actividades que en ella se realizan, se estableció una red de estaciones que, a lo largo de los tres períodos de muestreo, se amplió hacia la zona sur del litoral y región oceánica (Fig. 3).

Durante octubre de 1990 se definieron 11 sitios de muestreo en el interior de la Dársena y Antepuerto, seis de ellos fueron monitoreados nuevamente en los subsecuentes muestreos. Para febrero de 1991 en adición a las localidades ya antes mencionadas se analizaron tres más, cercanas a la bahía La Ventosa.

Paralelamente al muestreo costero se obtuvo material sedimentario de la región oceánica, en los que se determinó el contenido de hidrocarburos y metales pesados. El área monitoreada abarcó una red de 11 estaciones oceanográficas (Cuadro 2) distribuidas tanto en zonas de posible influencia por actividades petroleras como en aquellas retiradas del área, consideradas como referencia.

Para agosto de 1991, se adicionaron seis localidades de muestreo litoral entre las cuales se contempló el estero de la bahía de La Ventosa.

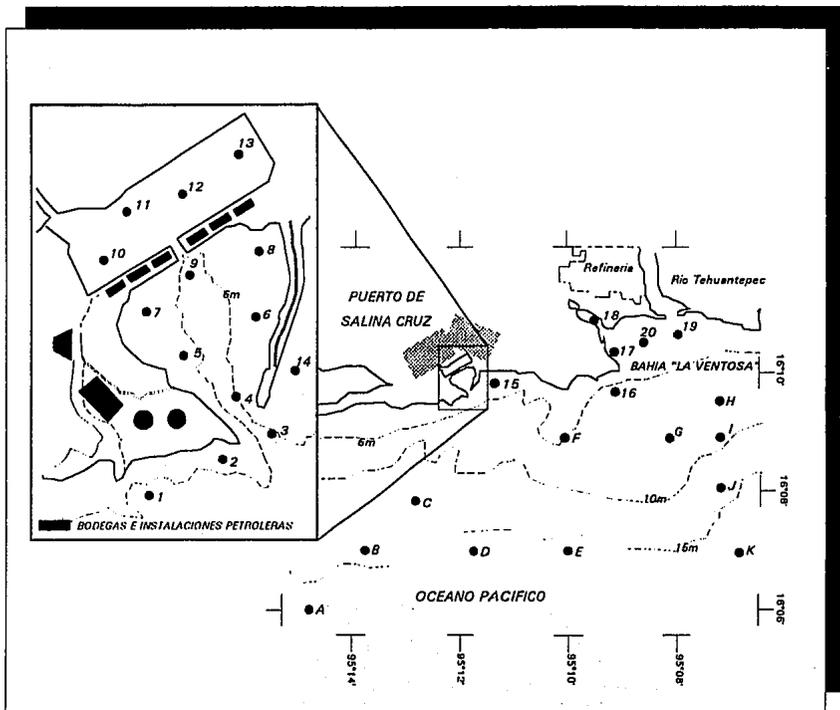


FIGURA 3. AREA DE ESTUDIO

En la zona litoral se obtuvieron muestras de agua, sedimento y organismos de las especies *Crassostrea iridescens* y *Penaeus stylirostris* destinados al análisis químico de hidrocarburos, metales pesados asociados a las actividades petroleras (Cr, Ni y Pb) y al análisis microbiológico de bacterias heterótrofas, bacterias degradadoras de petróleo, coliformes y patógenas (*Salmonella sp.*).

## CUADRO 2. LOCALIZACION DE ESTACIONES OCEANOGRAFICAS

ESTACION	Latitud	Longitud
A	16° 05' 0.916"	95° 15' 0.170"
B	16° 07' 0.542"	95° 14' 0.008"
C	16° 08' 0.342"	95° 13' 0.056"
D	16° 06' 0.750"	95° 13' 0.054"
E	16° 07' 0.004"	95° 10' 0.063"
F	16° 09' 0.147"	95° 10' 0.901"
G	16° 09' 0.090"	95° 08' 0.158"
H	16° 09' 0.800"	95° 07' 0.309"
I	16° 08' 0.851"	95° 07' 0.034"
J	16° 07' 0.951"	95° 07' 0.913"
K	16° 06' 0.121"	95° 07' 0.092"

## V. MATERIALES Y METODOS

### V.1- ANALISIS DE HIDROCARBUROS DEL PETROLEO

#### Hidrocarburos Disueltos Dispersos

El análisis de hidrocarburos disueltos se realizó de acuerdo con las especificaciones del Manual Caripol (1986) de la Sub-Comisión IOCARIBE de la UNESCO, donde se indica extraer la fase orgánica de 3 L de muestra por medio de la adición de 100 ml de hexano grado espectroscopía, el cual es posteriormente trasvasado a un frasco vial y evaporado a sequedad.

La cuantificación de compuestos aromáticos se efectuó con un equipo de Fluorescencia Varian SF-330 con lecturas de 310 nm de excitación y 360 nm de emisión, empleando como referencia un estandar de Criseno. Esta técnica de evaluación fluorométrica permite cuantificar la respuesta de una amplia gama de compuestos contenidos en la muestra y que son capaces de fluorecer al ser excitados por un haz de luz de 360 nm y entre los cuales se encuentran hidrocarburos aromáticos de diversos orígenes.

A pesar de la utilidad de esta técnica en estudios preliminares de monitoreo ambiental, su aplicación para determinar la presencia de compuestos de considerable toxicidad, que ponen en riesgo la salud del hombre y del ambiente es limitada, por lo que con esta intención se realizó paralelamente el análisis por cromatografía de gases con el cual permite la identificación de los 15 HAP (Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno, Fluoranteno, Pireno, B(a)Antraceno, Criseno, B(b)Fluoranteno, B(k)Fluoranteno, B(a)Pireno, B(ghi)perileno e Indo(1,2,3)Pireno), señalados en el Método 610 de la EPA (1984) para monitoreo ambiental y control de la calidad del agua residual.

El análisis por cromatografía se realizó con ayuda de un equipo Hewlett Packard 5890 Serie I calibrado bajo las siguientes condiciones:

Detector:	Ionización de Flama (IFD)
Columna:	Capilar 25m X 0.25mm, 0.52 $\mu$ m de grosor de capa, sílice fundido y fenilmetilsilición 5%
Gas Acarreador:	Nitrógeno 99% y flujo 1 ml/min
Gas Auxiliari:	Nitrógeno 99% y flujo 30 ml/min
Gases para Detector:	Aire con flujo 300 ml/min Hidrógeno con flujo 30 ml/min
Temp. Inyector:	280 °C
Temp. Detector:	300 °C

## Programa de Temperatura:

Temp. Inicial: 50 °C  
Tiempo Inicial: 2 min  
Rampa: 6 °C/min  
Temp. Final: 300 °C  
Tiempo Final: 54 min  
0.5 min

## Tiempo de Purga:

### Hidrocarburos en Sedimento

Las muestras se obtuvieron con una draga tipo Van-Veen, posteriormente se colocaron en frascos de vidrio libres de hidrocarburos y se conservaron en congelación con la adición de 20ml de metanol, hasta su posterior análisis en el laboratorio.

Los sedimentos fueron descongelados y secados en horno a temperatura menor de 40 °C para ser molidos y tamizados previo a su extracción en 200 ml de metanol a reflujo por 5 horas. El extracto alcohólico se decantó y se colocó en un embudo de separación donde se realizó el cambio de fase con la adición de dos volúmenes de 30 ml de hexano, los cuales son recuperados desechando la fase alcohólica.

La fase orgánica se evaporó hasta alcanzar aproximadamente 1 ml para ser purificada y fraccionada en una columna preparada con óxido de aluminio desactivado al 5%.

La muestra se corrió con dos enjuagues de 4 ml de hexano c/u, que se recuperaron constituyendo la fracción I (F I) que contiene los hidrocarburos alifáticos.

Los hidrocarburos aromáticos, encontrados en la segunda fracción (F II), fueron arrastrados por la adición de dos enjuagues. El primero con una mezcla 7:3 hexano-diclorometano y el segundo de diclorometano al 100%.

Ambas fracciones se evaporaron a sequedad para su lectura y cuantificación por cromatografía de gases.

### Cálculo del Área No Resuelta del Cromatograma (UCM)

Este cálculo se realizó para la fracción alifática de sólo 9 muestras sedimentarias, correspondientes a los tres períodos monitoreados y provenientes de las distintas regiones comprendidas en el área de muestreo.

El área bajo la curva se midió por cuadriculación con ayuda de papel milimétrico. El área no resuelta se calculó siguiendo la siguiente fórmula:

$$UCM = 1 - \frac{\text{Área de Compuestos Identificables}}{\text{Total de Área Bajo la Curva}} \times 100$$

### Hidrocarburos en Tejido de Organismos

Las ostras recolectadas en febrero de 1991 se obtuvieron en dos áreas dentro del banco localizado en la bahía La Ventosa (est 16), uno en la zona protegida (E-16a) y el otro en la zona de rompiente (E-16b).

En agosto se recolectó nuevamente el banco ostrícola ubicado en la estación 16 y el correspondiente a la estación 15.

Los crustáceos se capturaron en estado juvenil con una talla promedio de  $5.8 \pm 0.13$  cm en el estero de la bahía La Ventosa (E-18) durante la tercera fase del estudio.

Los organismos se homogenizaron y saponificaron en una solución de NaOH, 6N por espacio de 18 h en un baño termostático a 26°C.

Cada muestra se colocó en un embudo de separación para su extracción con 5 enjuagues de 10 ml de éter, el cual se recuperó y evaporó a sequedad.

La muestra evaporada se reconstituyó con hexano y se pasó a través de una columna con 4 g de óxido de aluminio desactivado al 5% y sílica gel al 3% para su limpieza y fraccionamiento.

Las fracciones alifática (F I) y aromática (F II), se obtuvieron de acuerdo a lo indicado para el análisis de sedimentos (Caripol, 1986).

## V.2- ANALISIS DE METALES PESADOS

El material utilizado para el análisis de metales pesados se lavó mediante baños de HCl y HNO<sub>3</sub> en los cuales se mantuvo por 3 días en cada uno de los ácidos. Una vez seco, el material se guardó en bolsas plásticas hasta su posterior uso (Bertini et. al. 1976; Moody y Lindstrom, 1977).

La lectura de los elementos metálicos se realizó en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica marca Shimadzu mod. AA. 630-12, por medio del cual el Cr, Ni, Pb y V fueron cuantificados interpolando su concentración en una curva patrón elaborada para cada uno de ellos.

### Metales Pesados en Agua

La muestra de agua fue preservada en frascos plásticos con la adición de 5 ml de  $\text{HNO}_3$  concentrado y puesta en congelación a  $-4\text{ }^\circ\text{C}$ , hasta su análisis en laboratorio.

Para el análisis de metales pesados se realizó empleando 50 ml de agua por muestra. La digestión se efectuó a  $80\text{ }^\circ\text{C}$  durante 4 horas con la adición de 20 ml de  $\text{HNO}_3$  concentrado, permitiendo la evaporación de la alícuota hasta un volumen aproximado de 10 ml a los que se les adicionó 4 ml de  $\text{HClO}_4$  ultra puro, manteniéndose en calentamiento hasta su total evaporación. Las muestras secas se aforaron a 25 ml con agua deionizada y se adicionó 2 ml de  $\text{HBF}_4$ .

Aquellas muestras con alto contenido de sólidos suspendidos se filtraron con papel Millipore tipo HA 0.45  $\mu$  previo a su lectura por Absorción Atómica.

### Metales Pesados Totales en Sedimentos por el Método descrito por Agemian y Chau (1976) modificado por Páez-Osuna (Osuna-López *et al.* 1990)

Los sedimentos se preservaron en bolsas plásticas a  $-4\text{ }^\circ\text{C}$  hasta su manejo en laboratorio donde fueron secados y tamizados en malla plástica.

El análisis se llevó a cabo con 0.25 g de muestra la cual fue digerida con 12 ml de  $\text{HNO}_3$  concentrado, a  $110\text{ }^\circ\text{C}$  durante 18 h en bombas de teflón y plancha de aluminio en una cama de arena.

Transcurrido éste tiempo, la muestra se centrifugó a 2500 rpm/30 min., recuperando el sobrenadante. El residuo se centrifugó por segunda vez con 18 ml de agua deionizada a 2500 rpm/25min y se colectó el sobrenadante. Posteriormente la muestra se aforó a 50 ml con agua deionizada para su lectura por Absorción Atómica.

### Metales Pesados Biodisponibles en Sedimentos por el Método descrito por Agemian y Chau (1976):

Se digirieron 2 gr de sedimento seco con 25 ml de ácido acético al 25% durante 24 h con agitación ocasional, finalizado el período la muestra se centrifugó a 2500 rpm/25 min recuperándose el sobrenadante, el cual se aforó a 50 ml con agua deionizada antes de su lectura por Absorción Atómica.

### Metales Pesados en Tejido de Organismos por el Método de la IAEA, 1984:

Un gramo de tejido seco y homogeneizado fue digerido con 5 ml de  $\text{HNO}_3$  concentrado durante 14 h en bombas de teflón a temperatura ambiente. Posteriormente las bombas se colocaron en una plancha de aluminio calentada en una cama de arena a  $140^\circ \text{C}$  por 3 h. La muestra se aforó a 25 ml con agua deionizada para su lectura por Absorción Atómica.

### **V.3. ANALISIS DE CARBONO ORGANICO EN SEDIMENTOS.**

#### Método de Titulación. (Gaudette et al. 1974):

Se pesaron 2 g para sedimento limo-arcilloso y 0.5 g para el de tipo arenoso.

Se agregó 10 ml de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  y 20 ml de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado, mezclándose por un minuto, después del cual se mantuvo en reposo por 30 minutos antes de diluirse con 200 ml de agua destilada.

Se adicionaron posteriormente 10 ml de  $\text{H}_3\text{PO}_4$  al 85%, una pequeña cantidad de NaF y 15 gotas de difenilamina. La muestra se tituló con  $\text{Fe}_2\text{SO}_4$  hasta que el color café oscuro que lo caracteriza, viró a verde.

### **V.4.- ANALISIS MICROBIOLÓGICO**

#### Muestreo

Cada muestra destinada al análisis microbiológico tanto de agua como de sedimentos se recolectó en material estéril y se conservó en refrigeración hasta su manejo en laboratorio.

El agua se recolectó de forma manual con ayuda de una botella de vidrio de 250 ml llena al 70% de su capacidad. El sedimento se extrajo por medio de una draga Van-Veen, de la cual se obtuvo un núcleo de  $10 \text{ cm}^3$  con jeringas despuntadas que fue de inmediato colocado en botellas de vidrio conteniendo 90 ml de medio mineral.

## Bacterias Coliformes

El examen de bacterias coliformes en agua y sedimentos se realizó inmediatamente después del muestreo siguiendo la técnica de tubos de fermentación o número más probable (NMP) especificado por la American Public Health Association (1970 y 1980). El método indica como medios de cultivo, el Caldo Lactosado y el Caldo Verde Bilis Brillante para la cuantificación de coliformes totales (CT) y fecales (CF), respectivamente.

Las muestras se agitaron vigorosamente antes de efectuar las diluciones pertinentes que para agua fueron de 1:10 y 1:100. En algunos casos se realizó la siembra directa de la muestra original. Los sedimentos se diluyeron hasta 1:1000 para las estaciones del interior de la dársena (10, 11, 12 y 13) y del orden de 1:100 y 1:10 en el resto del área. El principal criterio de selección para la dilución de cada una de las muestras fue su distancia respecto a las posibles fuentes de aporte, en especial a aquellas de tipo municipal.

Los tubos de fermentación ya sembrados se incubaron a 35 °C por 48 h después de las cuales se cuantificó la población de coliformes totales (CT). Los tubos positivos se resembraron para la evaluación final de coliformes fecales (CF) incubándose a 44.5 °C por 24 h.

El análisis de bacterias patógenas se restringió a la detección de colonias tipo *Salmonella*, la siembra se efectuó a partir de la muestra original o de menor dilución colocando 1 ml de ésta en tubos de enriquecimiento con medio de Caldo Tetracionato, los que se incubaron por 48 h a 35 °C. Posteriormente se resembraron 0.1 ml en placas con medio de aislamiento Agar Sulfito Bismuto para la identificación de las colonias.

## Bacterias Heterótrofas

La cuantificación de las bacterias heterótrofas se realizó por el conteo de unidades formadoras de colonias empleando para su crecimiento Medio de Zobel. Las diluciones de las muestras de agua y sedimento utilizadas para el análisis de bacterias heterótrofas fueron de  $10^4$ - $10^6$  y de  $10^5$ - $10^7$  respectivamente. Se eligieron las más adecuadas de acuerdo a la ubicación de las localidades en relación a la costa y a los efluentes urbanos y/o industriales. La última de las diluciones se tomó para efectuar la siembra en placa con la adición de 0.1 ml, finalmente se incubaron a temperatura ambiente (26 °C) por 24 horas (Oppenheimer y Zobel, 1952).

## Bacterias Degradadoras de Hidrocarburos del Petróleo

El análisis de este tipo de bacterias se realizó utilizando una alícuota de 1 ml de la muestra original de agua o de la primera dilución de las muestras de sedimento, con las cuales se sembró una serie de 5 frascos conteniendo 10 ml de medio mineral y 100  $\mu$ l de petróleo (Crudo Istmo). Las muestras se incubaron por 45 días a temperatura de 22 °C, después de lo cual se seleccionaron los frascos positivos, identificados por el aglutinamiento o cambio en la consistencia de la capa de oleosa. La cuantificación de estos microorganismos se hizo por medio de la técnica de N.M.P. (Número más probable) reportada por Mills et al. (1978).

### **V.5- PROCESAMIENTO DE ANALISIS DE RESULTADOS**

Para el análisis de resultados de agua y sedimentos se calcularon, para cada grupo de datos, la media aritmética, desviación estándar, coeficiente de variación, intervalo de confianza, valor máximo y mínimo. A partir de lo cual se hicieron las pruebas de t-Student con una probabilidad menor al 0.05, para determinar la significancia de las diferencias observadas, tanto para los cambios temporales como espaciales de las concentraciones.

Por otra parte, se realizó un análisis multivariado de cúmulos "Cluster Analysis" con las concentraciones promedio de cada uno de los compuestos determinados tanto para Hidrocarburos Aromáticos Polinucleares como para Metales Pesados en sedimentos de las 20 muestras litorales y 11 oceánicas, con el fin de caracterizar el área de acuerdo a un gradiente de afectación, empleando el método "Mean Link" (Enlace Promedio) de agrupación por distancias Euclidianas entre pares de muestras y los 4 metales o 15 compuestos aromáticos según el caso.

## VI. RESULTADOS Y DISCUSION

### VI.1. HIDROCARBUROS AROMATICOS POLICICLICOS (HAP)

El análisis de la columna de agua de los ambientes marinos, con frecuencia evidencia la inestabilidad de este medio, sin embargo los estudios llevados a cabo por más de 20 años sobre la presencia de HAP en ella han sido de utilidad para establecer las principales rutas de ingreso de estos contaminantes. Entre estas, se encuentran el transporte atmosférico, los escurrimientos continentales y los aportes crónicos de efluentes de refinerías y/o aguas de desecho industrial y municipal, (Gilchrist *et al.*, 1972), de modo que actualmente la evaluación de hidrocarburos disueltos continúa siendo un índice aplicable en la identificación y monitoreo de áreas costeras afectadas.

El análisis fluorométrico mostró para octubre de 1990 un intervalo de 288.30 a 14692.50  $\mu\text{g/L}$  con niveles máximos en las estaciones 6 y 9 ubicadas dentro del puerto, y los mínimos en la estación 2 localizada fuera de la dársena expuesta a la dinámica costera (Cuadro 3).

En febrero de 1991 se observó una reducción significativa de la presencia de estos compuestos, los cuales se registraron en un intervalo de valores de 6.39 a 193.86  $\mu\text{g/L}$ , y sugiere que la elevada insolación y el consecuente incremento de la temperatura superficial en aproximadamente 5 °C, así como los intensos vientos registrados durante esta época, son condiciones que afectan la distribución y permanencia de los HAP en la capa superficial de la columna de agua. Los máximos se registraron en las estaciones 5 (193.86  $\mu\text{g/L}$ ) y 17 (82.14  $\mu\text{g/L}$ ) indicando un derrame eventual de combustible.

En agosto de 1991, la red de estaciones del muestreo se amplió hacia el sur hasta la zona inmediata al río Tehuantepec. Esto permitió determinar claramente las regiones afectadas por la presencia de hidrocarburos disueltos, los que alcanzaron niveles desde no detectables hasta 43.5  $\mu\text{g/L}$  en la zona litoral, y de 2501.3 a 7637.5  $\mu\text{g/L}$  en las áreas interiores al puerto.

El análisis cromatográfico mostró que 10 compuestos de la serie de 15, regulados por la EPA, están presentes en las aguas del área. Los hidrocarburos aromáticos de 2 anillos bencénicos, se encontraron ausentes. La pérdida de éstos compuestos por evaporación ha sido documentada por diversos autores (Lee *et al.*, 1978; McAuliffe *et al.*, 1980; Lee y Ryan, 1983), quienes indican que a pesar de que los HAP de bajo peso molecular constituyen la fracción más tóxica del petróleo y productos refinados, su rápida emisión a la atmósfera reduce significativamente los efectos sobre el ambiente acuático.

Los compuestos configurados con tres anillos como el Fenantreno, Antraceno y Fluoranteno se registraron en niveles promedio de  $9.38 \pm 6.17 \mu\text{g/L}$  en octubre de 1990, y  $0.29 \pm 0.46$  y  $0.37 \pm 0.27 \mu\text{g/L}$  para febrero y agosto de 1991 respectivamente (Cuadro 4).

Los HAP estructurados por 4 y 3 anillos bencénicos fueron los más abundantes durante las tres épocas analizadas, con una concentración de aproximadamente el 80% del contenido total de aromáticos por muestra. Especialmente durante el mes de octubre, aquellos como el Criseno, Benzo(b)fluoranteno y Benzo(k)fluoranteno y Pireno, alcanzaron valores de 9.02 a 121.20; 7.07 a 106.70; 4.5 a 55.10 y 4.36 a 34.70  $\mu\text{g/L}$  respectivamente. Durante los dos muestreos subsecuentes se presentaron cambios radicales encontrándose sólo el Pireno y Benzo(a)antraceno como los compuestos más ampliamente distribuidos en el área de estudio, con valores desde no detectables a 4.33 y 9.96  $\mu\text{g/L}$  en febrero y hasta 3.45 y 4.55  $\mu\text{g/L}$  en agosto.

Los aromáticos policíclicos de 5 y 6 anillos no se detectaron, sin embargo, en el mes de octubre en las localidades del interior de la dársena, el B(a)pireno mostró niveles de 16.2 y 26.3  $\mu\text{g/L}$ . En términos generales estos compuestos de alto peso molecular por ser poco solubles y de naturaleza hidrofóbica se integran rápidamente al material particulado en suspensión encontrándose raramente en fase disuelta (Armstrong et al., 1977; Green y Trett, 1989).

Los resultados del análisis de hidrocarburos disueltos obtenidos a través de ambos métodos de evaluación mostraron niveles superiores a la norma de 10  $\mu\text{g/L}$  (ppb) indicada por la EPA.

El análisis de fluorescencia y de cromatografía de gases, empleados como métodos de evaluación de HAP en las aguas del Puerto de Salina Cruz y áreas adyacentes, definen cambios temporales de las concentraciones, estadísticamente significativos de acuerdo a las pruebas de hipótesis de t-student con una probabilidad  $> 0.05$ . Las diferencias, por comparación de las medias, pueden ser observadas de forma gráfica en los diagramas de la figura 4.

Los cambios extremos en la presencia de HAP sugieren la acción conjunta de los procesos primarios de intemperismo, donde el alto dinamismo ocasionado por los fuertes vientos y la climatología que caracterizan a la región pueden favorecer la evaporación, dispersión, emulsificación y disolución de los hidrocarburos petrogénicos y/o antropogénicos (Lee y Takahashi. 1976).

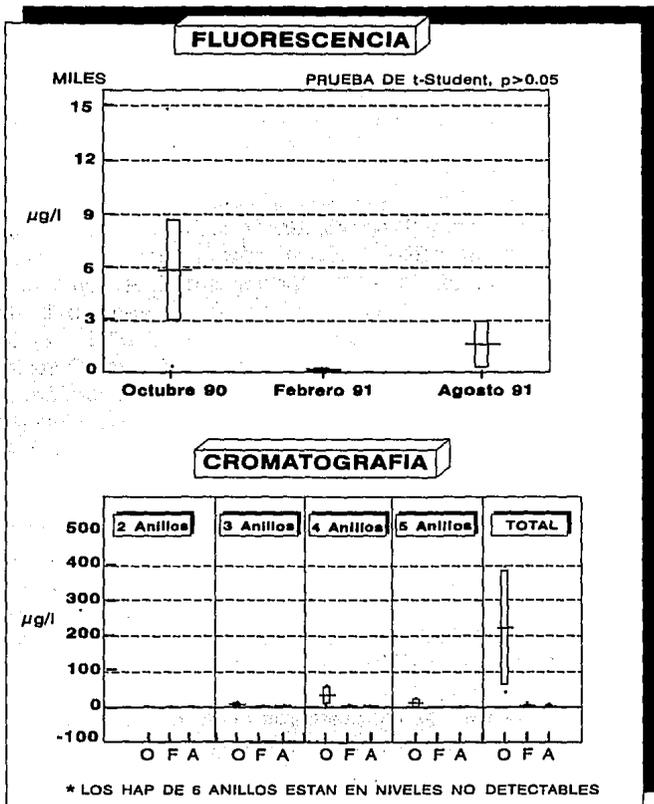


FIGURA 4. RESULTADOS GRAFICOS DE LA  
ESTADISTICA DE HAP EN AGUA

Durante octubre de 1990 se detectaron los niveles más elevados de HAP totales del ciclo estacional, con promedios de  $5822.8 \pm 4681.9$  µg/L por fluorescencia y de  $220.7 \pm 147.3$  µg/L por cromatografía, los cuales se reducen hasta  $38.53 \pm 63.1$  y  $6.86 \pm 5.99$  en febrero y  $1575.75 \pm 2606.8$  y  $3.46 \pm 4.3$  µg/L en agosto de 1991 por ambos métodos respectivamente (Cuadros 4 y 5).

La presencia de aromáticos polinucleares abundantes, de 4 y 3 anillos bencénicos, señalan como principales fuentes de origen las actividades realizadas a lo largo del litoral y en el Puerto de Salina Cruz que involucran procesos de combustión o pirólisis de combustibles como gasolinas, combustóleo, aceites y lubricantes (Bohem *et al.* 1981).

La presencia de estos tóxicos alerta sobre los posibles efectos a la biota en la que actúan afectando procesos metabólicos diversos, o bien pueden acumularse en los tejidos de organismos marinos de pesca y consumo en la región como ostiones, almejas, jaibas y camarones entre otros (Stegeman y Teal, 1973; Chambers *et al.*, 1979).

## HIDROCARBUROS AROMATICOS EN SEDIMENTO

Los fondos marinos contienen comúnmente importantes concentraciones de HAP, que se han depositado a través del lento proceso de sedimentación del material suspendido en el cual, por afinidad química, permanecen adsorbidos durante su transporte en la columna de agua.

Una vez depositados, los procesos de degradación fotoquímica o biológica son prácticamente nulos, de modo que éstos compuestos pueden persistir y acumularse en el ambiente sedimentario alcanzando concentraciones muy superiores a las encontradas en la columna de agua, especialmente aquellos HAP de alto peso molecular (Nagy *et al.*, 1984; Plowchalk y Zagorski, 1986; Green y Trett, 1989).

El análisis de muestras sedimentarias puede ofrecer un buen registro a nivel geográfico de los procesos de contaminación de hidrocarburos en el ambiente marino, sobre todo cuando el patrón de corrientes y la tasa de depositación y origen de los sedimentos son bien conocidos (Dunn y Stich, 1976).

En los sedimentos litorales del área de Salina Cruz se observaron cambios estacionales significativos, cuyo comportamiento fue similar al observado para los HAP en dilución, con niveles máximos en octubre de 1990 de  $96.32 \pm 128.43$   $\mu\text{g/g}$ , que se reducen en febrero y agosto de 1991 hasta  $27.05 \pm 35.84$  y  $9.08 \pm 6.8$   $\mu\text{g/g}$  (Cuadros 5a, b, c).

De acuerdo con los resultados, los compuestos ligeros de dos anillos bencénicos se presentaron en niveles no detectados en más del 60% de los casos, encontrándose solamente durante octubre, localizados en el área interior de la dársena con niveles promedio de  $0.21$  a  $5.74$   $\mu\text{g/g}$  y para agosto en la bahía La Ventosa en un intervalo de valores de  $0.08$  a  $0.12$   $\mu\text{g/g}$  (Cuadros 5a y 5c).

Los compuestos más abundantes en las dos primeras épocas analizadas fueron los contiuídos por 4 anillos bencénicos con niveles promedio de  $11.02 \pm 14.63$  y  $3.53 \pm 5.06$   $\mu\text{g/g}$ , secundados por los estructurados por tres anillos con  $10.2 \pm 12.11$  y  $1.64 \pm 1.76$   $\mu\text{g/g}$  (Fig.5).

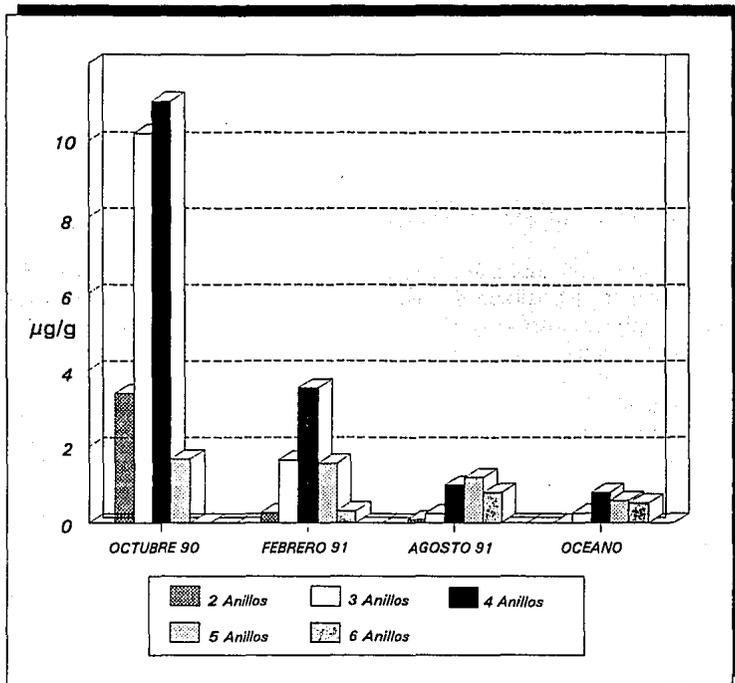
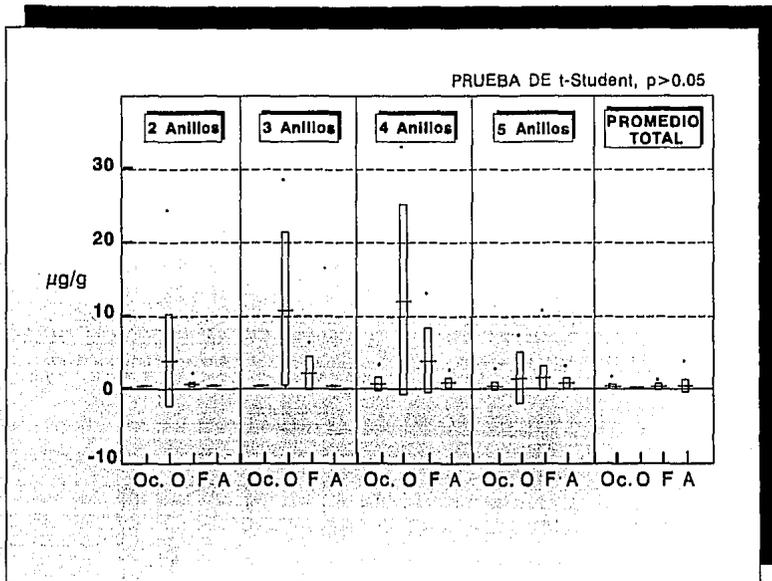


FIGURA 5. ABUNDANCIA PROMEDIO DE HAP EN SEDIMENTOS RECIENTES DE SALINA CRUZ

De los compuestos que constituyen estos grupos los más sobresalientes por su amplia distribución, elevada concentración y toxicidad fueron: el Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(a)antraceno y Pireno.

El muestreo de agosto se caracterizó por bajos niveles HAP y por un cambio importante de la abundancia relativa entre los distintos grupos de compuestos. Lo anterior se hace notar por la dominancia de hidrocarburos aromáticos de 5 y 4 anillos con concentraciones promedio de  $1.19 \pm 1.12$  y  $0.99 \pm 0.80$  µg/g (Cuadro 5c).

La aparente dominancia de este grupo de compuestos obedece a la estabilidad de sus concentraciones en el tiempo. Su comportamiento puede ser observado en la figura 6 donde por comparación de las medias no se definen diferencias significativas, mientras que para los grupos de 3 y 4 anillos bencénicos los cambios climatológicos y/o las actividades de remodelación portuaria ocurridos a lo largo de las épocas tiene un impacto importante.



**FIGURA 6. RESULTADOS GRAFICOS DE LA ESTADISTICA DE HAP EN SEDIMENTO**

Aunque el área portuaria es activamente afectada por los procesos antes mencionados, no es la única zona a la cual llegan compuestos de alto peso molecular, sino que al parecer también afectan a la zona de la bahía La Ventosa. Esto con base en la distribución de los compuestos de 5 anillos (Cuadro 5c.).

Así mismo, la escasa distribución de los aromáticos de 6 anillos ha servido de apoyo a esta apreciación, ya que fueron encontrados con valores promedio superiores en las localidades de la bahía La Ventosa (est. 16-20) de 2.4 y 3.84  $\mu\text{g/g}$  y en menor medida en la dársena del puerto (est. 9-12). De esta forma se determinó la existencia de otra fuente importante de aporte de productos de alto peso molecular como lo son algunos refinados pirolizados o aquellos derivados como productos residuales de procesos de refinación que pueden llegar a esta región a través del emisor submarino proveniente de la Refinería "Antonio Dovall Jaime" (Fig. 7).

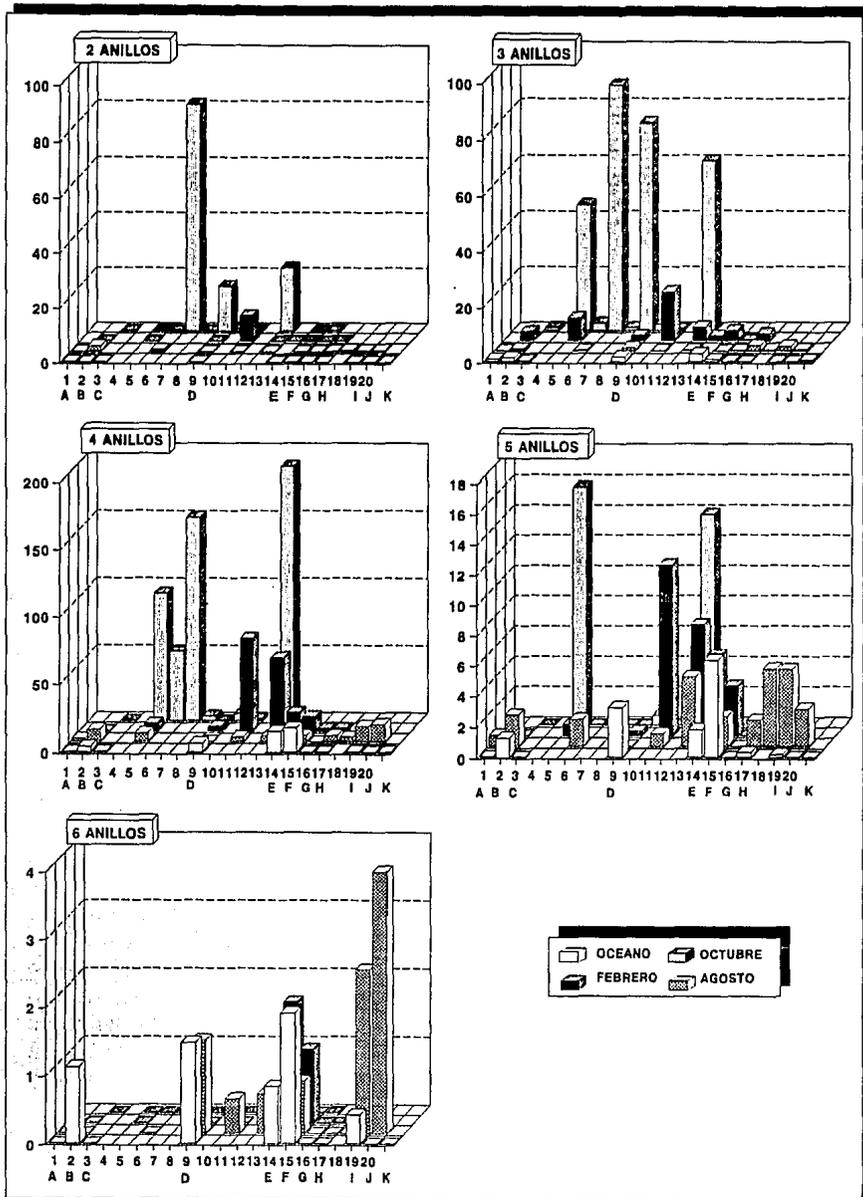


FIGURA 7. DISTRIBUCION DE HAP EN SEDIMENTOS ( $\mu\text{g/g}$ ).

Dentro del análisis de HAP en sedimentos se incluyeron los resultados obtenidos para el área oceánica frontal a la línea litoral de Salina Cruz, a fin de definir dentro de ella una zona de referencia. Esta región fue monitoreada solamente para el mes de febrero en el que se encontraron niveles significativamente menores a los del litoral con  $6.4 \pm 9.38 \mu\text{g/g}$ .

Al efectuar el análisis de la composición de los distintos grupos aromáticos en los sedimentos oceánicos se observó, que al igual que en la zona litoral, aquellos de 4 anillos bencénicos, principalmente el Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno y Pireno, fueron los más abundantes con niveles promedio de  $0.79 \pm 1.27 \mu\text{g/g}$ . De forma similar los poliaromáticos de 5 y 6 anillos ocupan el segundo lugar en orden de importancia con concentraciones promedio de  $0.58 \pm 1$  y  $0.52 \pm 0.7 \mu\text{g/g}$ . Esta condición indicó que gran parte de la zona oceánica responde de forma directa a las actividades costeras contaminantes que aportan productos de alto peso molecular (Cuadro 6, Fig.5).

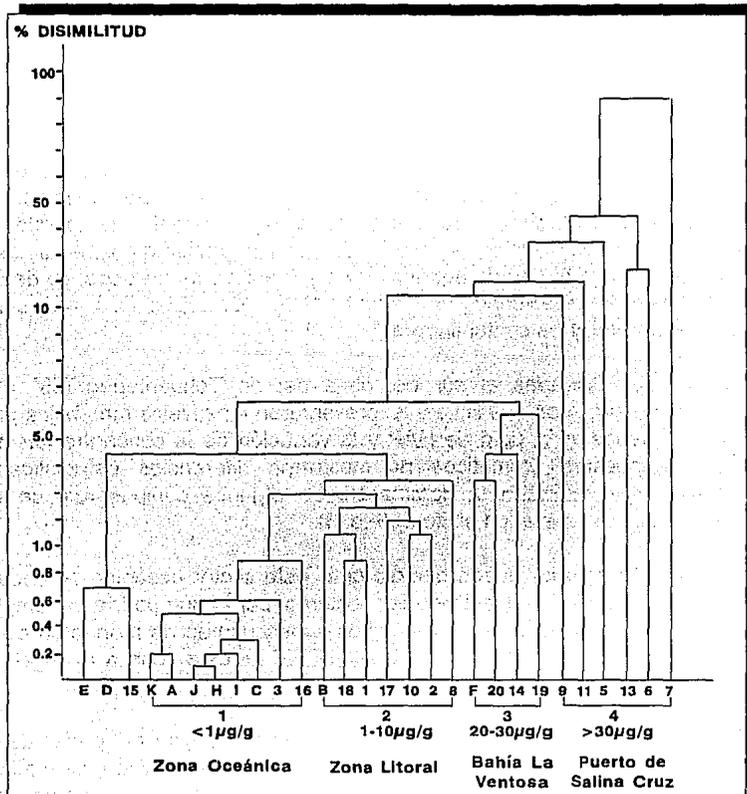
En cuanto al patrón de distribución de los compuestos aromáticos, este se describe en la figura 7, donde las estaciones oceánicas y litorales se relacionaron por su ubicación latitudinal y se esquematizaron los cambios temporales para cada grupo de aromáticos. A partir del comportamiento espacial de los compuestos y en particular de aquellos de 4 y 5 anillos bencénicos, se describió a la zona oceánica relacionada al Puerto de Salina Cruz (est. D, F y E) como la más afectada por dichos contaminantes.

Las localidades ubicadas al sur del delta del río Tehuantepec ( $95^{\circ} 08'$  de longitud), denotadas como G,H,I,J y K presentaron los niveles más bajos para la región, con menos de  $1 \mu\text{g/g}$  de HAP y la variación de la concentración de los distintos compuestos aromáticos no mostraron diferencias estadísticamente significativas que indiquen la dominancia de algunos compuestos, de forma semejante a lo que ocurre en el litoral (Fig. 6).

De acuerdo a lo anterior puede decirse que este sector oceánico se encuentra fuera de la influencia de las actividades costeras, por lo que podría ser empleado como referencia para el área en estudios subsecuentes de monitoreo de HAP considerando un previo análisis de la estabilidad de esta zona a lo largo de un ciclo estacional.

A partir de los resultados descritos anteriormente y a fin de poder delimitar apropiadamente las áreas en función a un gradiente de afectación, se realizó un análisis multivariado de cúmulos "Cluster". Los resultados involucrados en su elaboración fueron las 20 localidades litorales analizadas a lo largo de los tres períodos, así como las 11 correspondientes al muestreo oceánico consideradas como variables, y los casos fueron las concentraciones promedio de los 15 compuestos aromáticos. A partir de estos datos se generaron dendogramas de partición para definir cuales localidades se agrupan por su similitud elemental describiendo las distintas zonas.

En la figura 8 se presenta el dendograma de disimilitud para hidrocarburos aromáticos en sedimento. La partición describe 4 agrupaciones, tres de ellas bien definidas con índices de disimilitud menores al 10%. La primera de ellas corresponde al área oceánica que es la mejor representada con distancias euclidianas pequeñas entre las localidades con niveles reducidos, < 1 µg/g, con excepción de las estaciones D y E que quedan excluidas de este cúmulo por sus altos contenidos, originados probablemente por las actividades portuarias y que forman un subgrupo anexo.



**FIGURA 8. DENDROGRAMA DEL ANALISIS DE DISIMILITUD DE HIDROCARBUROS AROMATICOS EN SEDIMENTOS DE SALINA CURZ, OAX.**

La segunda agregación reúne las estaciones ubicadas en la franja litoral la cual puede ser definida como de baja afectación en donde los niveles no excedieron de 10  $\mu\text{g/g}$ .

El tercer cúmulo quedó definido por similitud entre las localidades correspondientes a la bahía La Ventosa donde los contenidos alcanzados fueron de 20 a 30  $\mu\text{g/g}$ .

La partición describió un cuarto grupo constituido por las estaciones del interior del Puerto de Salina Cruz con distancias euclidianas grandes. Esto resulta de las diferencias en concentración de los niveles totales de HAP detectados en las estaciones del puerto donde se encontró desde 54.42 hasta 317.4  $\mu\text{g/g}$ . Dichos valores son superiores a los que caracterizan al resto de la región, señalando a ésta zona como la más afectada por contaminación de compuestos aromáticos.

Los antecedentes de monitoreo de contaminantes en el litoral de Oaxaca y en general para la costa del Pacífico, son muy escasos y en su mayoría corresponden a estudios oceanográficos auspiciados por la industria petrolera. En dichos trabajos se indicó que para 1984 los contenidos correspondientes a la zona oceánica fueron menores a 1  $\mu\text{g/g}$ , sin embargo en la cercanía a las boyas de suministro de productos para buques-tanque, se alcanzaron hasta 83.60  $\mu\text{g/g}$ . En 1988 y 1989 los intervalos presentados fueron de 4.61 a 35.4 y de 5.0 a 16.6 para esta misma zona y de 4.39 a 39.24 y 3.0 a 18.3  $\mu\text{g/g}$  para la bahía La Ventosa (PEMEX/IMP, 1984; 1989; PEMEX, 1988).

Los datos señalados en las anteriores investigaciones al parecer siguen un comportamiento similar al definido en este estudio, sin embargo es posible que existan importantes diferencias numéricas, ya que los resultados obtenidos corresponden a la técnica gravimétrica la cual por su baja especificidad puede generar valores hasta 10 veces mayores a los obtenidos por cromatografía de gases (Echaniz, 1986).

Debido a la carencia de antecedentes comparativos en la región, se recurrió a aquellos que corresponden a la zona oceánica del Golfo de México, donde para la plataforma continental de Texas, se reportaron concentraciones de 5 a 36  $\mu\text{g/g}$  (Wade et al., 1988). En las Islas Arrecifales de Veracruz, se detectaron en un intervalo de 2 a 5.3  $\mu\text{g/g}$  (Echaniz, 1986) y en la plataforma de los estados de Tabasco y Campeche de 2 a 3.1  $\mu\text{g/g}$  (González, 1990). De acuerdo a éstos los niveles para el área litoral de Salina Cruz, se encuentran de 1 a 9 veces por encima de los reportados en los muestreos oceánicos de la cuenca del Golfo de México.

De acuerdo al análisis previo se define que a pesar de los esfuerzos financieros de la industria petrolera por adquirir modernas tecnologías para tratamientos de aguas residuales de procesos y los sistemas de mitigación para la protección al

ambiente, las actividades portuarias e industriales son el origen de graves procesos crónicos de contaminación de hidrocarburos antropogénicos.

Estos eventos pueden ser detectados por medio del análisis de la columna de agua y más claramente a través de los sedimentos en los que aún cuando sus niveles fluctúan significativamente en el tiempo, es posible definir un gradiente de afectación de acuerdo a la distribución de sus concentraciones que describen 4 zonas:

+		
*	Puerto de Salina Cruz	> 30 - 320 µg/g
*		
*	Bahía La Ventosa	20 - 30 µg/g
*		
*	Zona Litoral	1 - 10 µg/g
*		
*	Zona Oceánica	< 1 µg/g
-		

La presencia de concentraciones elevadas de compuestos de alto peso molecular, entre los que se encuentran principalmente compuestos de elevada toxicidad como el B(b)fluoranteno, B(k)fluoranteno, Pireno, Criseno y B(a)pireno tanto en agua, donde exceden la norma de 10 µg/l (EPA,1984), como en sedimento, representan un riesgo para el ecosistema costero, para la calidad de los recursos pesqueros y consecuentemente para la salud humana.

## VI. 2. METALES PESADOS

El estudio de los metales pesados en las zonas costeras involucra la integración de diversos aspectos entre los cuales se encuentra la identificación de fuentes de aporte. En muchos casos el diferenciar con certeza las fuentes antropogénicas de aquellas naturales de tipo biológico y geológico resulta complejo, ya que la abundancia y distribución de estos elementos tanto en su fase disuelta y/o particulada en la columna de agua, como depositados en sedimentos, se ve alterada por reacciones de óxido reducción, mecanismos de adsorción y desadsorción, transporte atmosférico, resuspensión y transporte sedimentario, cambios espaciales y temporales relacionados a la dinámica costera y por la utilización biológica ( Jenne, 1977; Bopp y Bigss, 1981; Olsen et al. 1984; Giblin, et al., 1986; Holmes, 1986)

Tomando en cuenta estos procesos se ha observado que la contaminación de los ambientes marinos por metales pesados, se produce en mayor grado en las zonas litorales asociadas a descargas municipales y efluentes de industrias como la papelera, petrolera y petroquímica, siderúrgica, de producción de plásticos,

fertilizantes, cemento y productos químicos, que generan como desechos cantidades importantes de metales tóxicos como Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Zn y V.

Estos elementos son integrados a los sistemas acuáticos primeramente a través de la columna de agua, donde a diferencia de los contaminantes orgánicos, no son eliminados, sino que son incorporados al sedimento como resultado de su elevada reactividad química con la materia orgánica (Burrel, 1977).

## METALES PESADOS EN AGUA

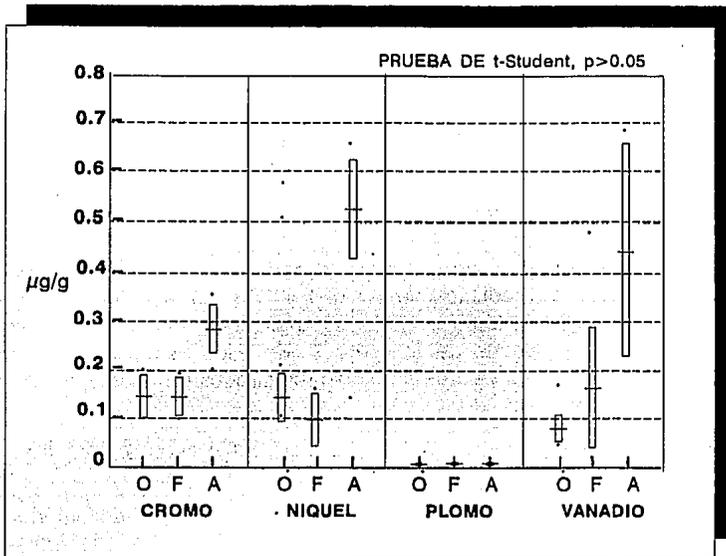
Los resultados obtenidos para la capa superficial de la columna de agua mostraron variaciones estadísticamente significativas, de las concentraciones de Cr, Ni y V a lo largo de los tres períodos analizados, los cuales se expresan gráficamente en el diagrama de la figura 9. En ellos es posible observar un aumento importante de los valores promedio registrados en agosto, mientras que el Pb no se detectó.

El níquel fue el elemento más abundante durante las dos primeras fases del estudio con concentraciones promedio de  $0.16 \pm 0.03$  y  $0.5 \pm 0.14$  mg/L. Los máximos niveles se localizaron en las estaciones 11 y 13 del interior de la dársena donde se asocian al efluente urbano de la Ciudad de Salina Cruz (Cuadro 7):

De acuerdo a Whitfield et al. (1987), este elemento, en dilución, presenta un alto grado de correlación con los constituyentes biológicos esenciales de modo que su comportamiento con frecuencia involucra el flujo del material particulado que inicialmente es manejado a través de la productividad primaria y posteriormente transferido al fondo.

Schultz y Turekian (1976) reportaron para el níquel niveles de 0.002, 0.02 y 0.005 mg/L obtenidos de la zona oceánica del Golfo de México y Pacífico Central y Oriental respectivamente. En relación a los antecedentes en el área, se tienen los reportados por PEMEX/IMP (1984) que alcanzan niveles semejantes a los anteriores en un intervalo de 0.001 a 0.013 mg/L.

Este elemento es constituyente del petróleo crudo y ha sido extensamente empleado como aditivo de productos de refinación y/o combustibles (Nat. Acad. of Science, 1975), de modo que puede ser encontrado en concentraciones de 500 a 1 000 ppm en emisiones de escape de vehículos de combustión interna. De acuerdo a esto en el área costera de Salina Cruz en la que se realizan actividades relacionadas con el suministro, procesamiento del petróleo y productos refinados, dicho elemento alcanza concentraciones por arriba de lo reportado para áreas oceánicas (Schultz y Turekian, 1976) que exceden la norma indicada en el Diario Oficial (CE-CCA 001/89) de 0.008 mg/L.



**FIGURA 9. RESULTADOS GRAFICOS DE LA ESTADISTICA DE METALES EN AGUA.O**

Las concentraciones del cromo no mostraron fluctuaciones durante los dos primeros muestreos, con promedios de  $0.15 \pm 0.04$  y  $0.15 \pm 0.03$  mg/L, sin embargo para la última temporada sus niveles se duplicaron alcanzando  $0.29 \pm 0.06$  mg/L. Los niveles más elevados se localizaron en las estaciones 11 y 13 del interior al puerto, en suma a aquellas ubicadas en la franja litoral (est. 15-17), sin embargo, estadísticamente estos no son significativamente superiores, por lo que es posible definir la distribución del Cr como homogénea.

El cromo en bajas concentraciones es un elemento esencial para los organismos pero al incrementarse en forma sustancial, en particular si se encuentra en estado hexavalente, puede ser altamente tóxico. De forma natural es encontrado en los ríos y océanos como elemento traza constituyendo complejos moleculares como los hidroxilos en concentraciones de 0.001 a 0.0015 mg/L.

Hasta el momento no se cuenta con antecedentes sobre su abundancia en la fase disuelta, sin embargo se observó que los niveles encontrados fueron altos, excediendo el límite de 0.05 mg/L indicado para aguas marinas, especialmente durante los meses de febrero y agosto de 1991 (Diario Oficial, 1989).

El vanadio es otro de los elementos traza constituyente del petróleo, del cual en materia de monitoreo ambiental se carece de antecedentes y de regulaciones para su control. Newland (1982) indicó que la principal ruta de ingreso del V a los ambientes acuáticos se encuentra en el transporte atmosférico. Las fuentes antropogénicas principales son los procesos de quema de combustibles y de forma secundaria los aportes directos de efluentes industriales de tipo petrolero y petroquímico. En forma natural es constituyente de algunas especies de ascidias, también es encontrado en la litósfera en rocas básicas sedimentarias y en menor proporción en aquellas ácidas de origen ígneo (Newland, 1982).

En el área de Salina Cruz el vanadio presentó cambios significativos, con incrementos paulatinos de los niveles promedio que para octubre fueron de  $0.09 \pm 0.04$  mg/L, mientras que para las siguientes temporadas fueron de  $0.17 \pm 0.13$  y  $0.45 \pm 0.21$  mg/L respectivamente. Durante éstas últimas fue de los elementos más abundantes y su distribución indicó que la zona del interior de la dársena es la más afectada por aporte de éste elemento.

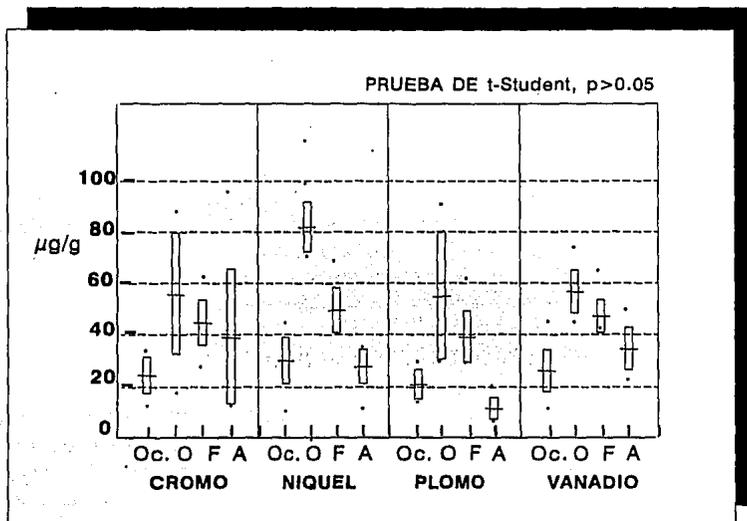
## METALES PESADOS EN SEDIMENTOS

En las últimas dos décadas los estudios de naturaleza analítica para caracterizar la asociación de los metales con los sedimentos, se han intensificado y ha sido posible evaluar por separado las fracciones de capacidad de intercambio catiónico de aquellas reducibles, o asociadas a carbonatos, a la materia orgánica y aquellos que se encuentran biológicamente disponibles. Esta última fracción es de especial interés en términos de protección al ambiente ya que indica en qué medida los metales tóxicos contenidos en el sedimento pueden ser un riesgo para la vida acuática (Tessier, *et al.*, 1974; Loring y Rantala, 1977; Osuna-López, *et al.*, 1984).

Una propiedad fundamental de los metales es su alta reactividad con el material particulado, razón por lo cual los sedimentos los contienen en elevadas concentraciones (Luoma, 1983). La distribución de sus niveles ha sido una estrategia empleada para ubicar las posibles fuentes de aporte directo, cuando éstas guardan relación con las actividades costeras, ya que se ha observado en sucesivas investigaciones que los niveles declinan al distanciarse de su fuente originaria (Greig *et al.*, 1977; Goldberg *et al.*, 1977; Cosma *et al.*, 1979; Donazzolo *et al.*, 1981; Schults *et al.*, 1987).

En el análisis de metales totales y biodisponibles en sedimento se observaron cambios estacionales contrarios a los detectados en la columna de agua. Los más altos niveles correspondieron al mes de octubre de 1990, a partir del cual se presentaron reducciones estadísticamente significativas de sus contenidos, de forma similar a lo mostrado por los hidrocarburos aromáticos (Fig. 10).

Durante octubre el níquel fue el metal de mayor abundancia, con un valor promedio de  $81.7 \pm 10.4 \mu\text{g/g}$ , mientras que el Cr, V y Pb se presentaron en contenidos semejantes con  $56.88 \pm 24.44$ ,  $53.66 \pm 11.81$  y  $52.13 \pm 27.31 \mu\text{g/g}$  respectivamente (Cuadro 8).



**FIGURA 10. RESULTADOS GRAFICOS DE LA ESTADISTICA DE METALES EN SEDIMENTO**

En febrero de 1991, el nivel promedio del níquel fue el más elevado con  $49.83 \pm 9.15 \mu\text{g/g}$ ; sin embargo, en términos estadísticos las concentraciones de éste en relación al Cr y V no indicaron diferencia significativa, mostrando con ello que durante esta fase del estudio la abundancia de dichos metales fue equivalente mientras que para el plomo fueron detectadas concentraciones menores de  $38.02 \pm 12.71 \mu\text{g/g}$  (Cuadro 9, Fig. 10).

En los resultados correspondientes a agosto, además de la marcada reducción de los niveles promedio de cada elemento, en especial en el interior del puerto, se detectaron condiciones particulares del comportamiento de las concentraciones de cada metal. El Cr fue el elemento más abundante seguido por el vanadio con niveles promedio de  $39.36 \pm 27.49$  y  $33.45 \pm 8.49 \mu\text{g/g}$ , mientras que las concentraciones de níquel y plomo decayeron a más de la mitad en relación a la temporada previa alcanzando un promedio de  $28.28 \pm 7.04$  y  $12.6 \pm 5.04 \mu\text{g/g}$  (Cuadro 10).

Los cambios en la abundancia relativa de los metales sugieren la acción de mecanismos físicos y químicos de remoción que afectan de forma distinta a cada uno de los metales.

Para corroborar lo anterior se analizaron las variaciones espaciales y temporales de los sedimentos a través de los resultados del contenido de materia orgánica y tipo sedimentario los cuales indicaron que no existieron diferencias significativas (Cuadro 11).

Al realizar las correlaciones entre el contenido porcentual de materia orgánica con cada uno de los metales en las distintas épocas, se observó que todos ellos están relacionados positivamente con la abundancia y distribución de estos materiales, sin embargo durante agosto las correlaciones para el Pb y Ni no fueron significativas (Cuadro 12).

El vanadio no mostró relación significativa con la materia orgánica, esta condición posiblemente sugiere que su fuente principal no está vinculada con las actividades realizadas en el interior del puerto sino con aquellas que se llevan a cabo sobre la zona litoral, en la cual sus concentraciones presentaron niveles relativamente superiores a las de los otros metales (Cuadros 8-10).

De acuerdo a lo anterior, la variación de los niveles de metales observada para el mes de agosto de 1991 puede atribuirse, en algunas áreas, a la remoción física de los sedimentos. En particular en la bahía La Ventosa (est. 17-20), la reducción del contenido de carbono orgánico alcanzó valores menores a 0.4% lo que sugiere la acción de importantes procesos de transporte y resuspensión de sedimentos (Cuadro. 11).

En el área portuaria las variaciones de los parámetros sedimentarios fueron poco significativas, por lo que la reducción del contenido de metales se relacionó a procesos de tipo químico como la desadsorción, a través de la cual los metales pueden ser transferidos a la interfase sedimento-agua.

Al respecto Förstner y Wittmann (1979), indicaron que la desadsorción de metales pesados ocurre bajo condiciones ambientales muy extremas donde existen cambios importantes de la salinidad, reducción del pH y/o cambios en las condiciones de óxido-reducción como los observados en sistemas de avanzada eutroficación y acción bacteriana.

En la zona de estudio algunos de estos factores se presentan de forma cotidiana. Tal es el caso del cambio de salinidad y pH que ocurre en la dársena del puerto, como resultado del aporte de agua dulce proveniente del drenaje de la Ciudad de Salina Cruz, y la cual forma una pluma de baja salinidad que modifica las condiciones de la columna de agua y de su interfase con el sedimento (Secretaría de Marina, 1974). En adición, y de acuerdo a los resultados microbiológicos

obtenidos en el presente estudio, también la intensa actividad microbiana de degradación orgánica asociada a una población heterotrófica es un factor de importancia, ya que es de 10 a 100 veces superior a la encontrada en sistemas de alta productividad como algunas lagunas costeras del Golfo de México (Lizarraga-Partida *et al.*, 1983), pero que en contraste debe su riqueza a la materia orgánica proveniente de descargas domésticas.

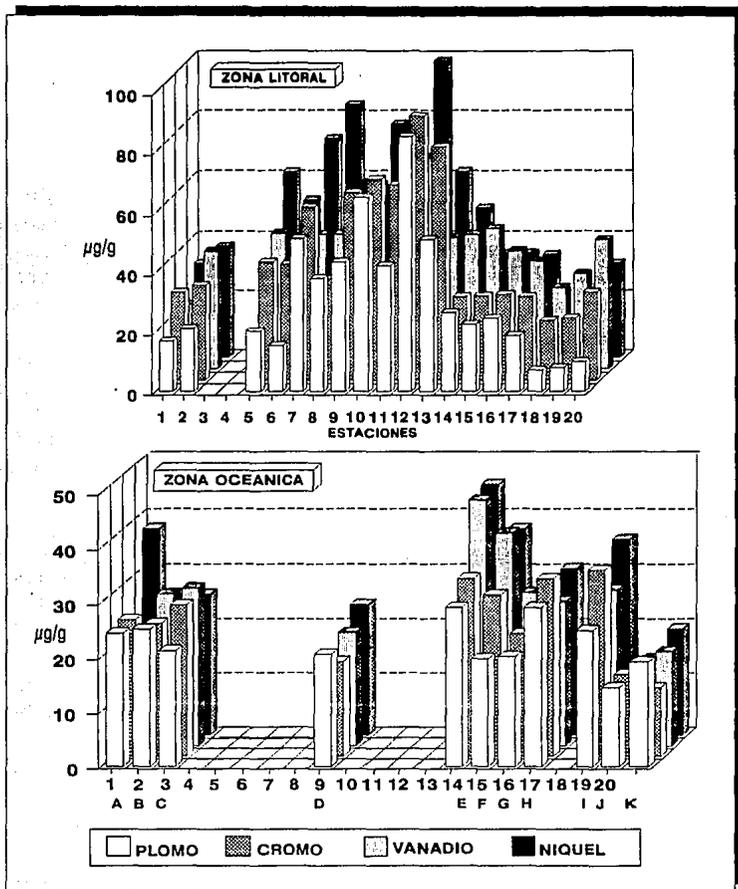


FIGURA 11. DISTRIBUCION DE METALES TOTALES EN SEDIMENTOS.

De acuerdo a lo anterior, las condiciones que imperan en el Puerto de Salina Cruz, pueden favorecer la biodisponibilidad de los metales pesados y generar riesgos adicionales al ambiente.

La distribución de los valores nominales para los metales en sedimento mostró que las localidades de mayor abundancia se ubicaron en el interior de la dársena (est. 11-13), seguidas por aquellas ubicadas en la zona litoral (est. 14-17) (Fig.11).

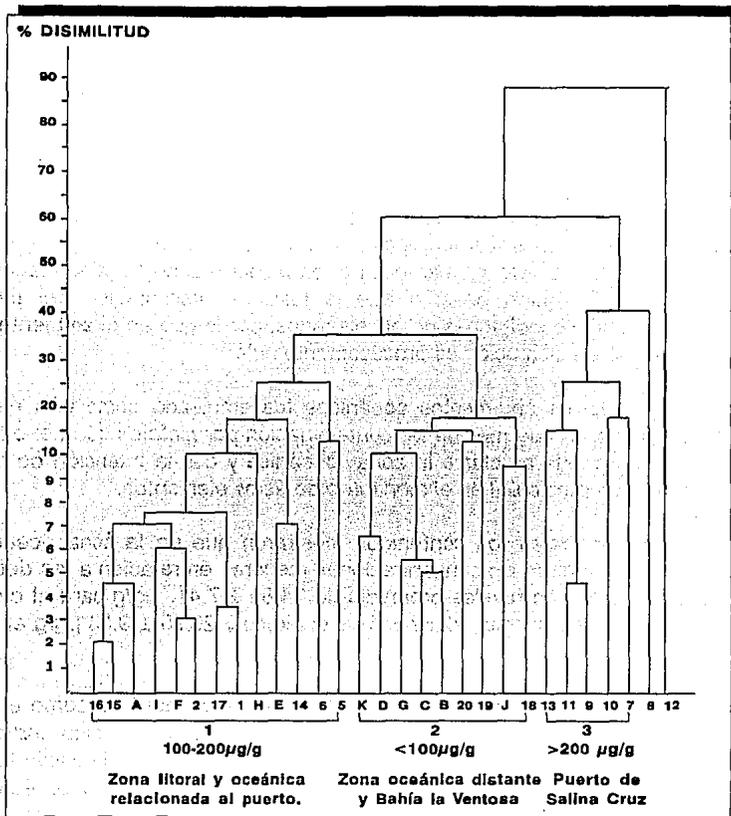
El plomo a pesar de no haber sido detectado en la fase disuelta fue encontrado en sedimentos en concentraciones menores en relación a los otros metales. La poca distribución de este elemento en el ambiente marino ha sido discutido por Patterson (1976), quien observó que la tasa de precipitación del plomo se incrementaba bajo condiciones de pH elevados, por lo que en el ambiente marino su persistencia en disolución es prácticamente nula.

El monitoreo de los sedimentos oceánicos fue empleado como una estrategia para determinar en qué medida la contaminación por metales que tiene lugar en la zona litoral puede afectar a la zona oceánica y con la intención de delimitar una área de referencia útil en el monitoreo de éstos elementos.

En términos generales los contenidos mostraron que en la zona oceánica los metales se encuentran en concentraciones menores en relación a las detectadas en la zona litoral, con niveles promedio de  $24.84 \pm 7.41$   $\mu\text{g/g}$  para el cromo, de  $29.42 \pm 9.24$  para el níquel,  $22.57 \pm 4.49$  el plomo y  $26.75 \pm 9.53$   $\mu\text{g/g}$  el vanadio (Cuadro 13).

La dominancia de las concentraciones del níquel y vanadio así como el análisis de la distribución de las concentraciones en la zona oceánica indican una estrecha influencia de las actividades petroleras realizadas en la franja litoral. En la figura 11, se relacionan latitudinalmente las estaciones correspondientes a la zona costera y oceánica. En esta última se puede observar que las estaciones E, F, H e I, en las que se detectaron los máximos niveles, están relacionadas a las áreas más afectadas de la franja costera como son el Puerto de Salina Cruz y su zona litoral.

En relación a la delimitación de una zona de referencia, se observó que en localidades oceánicas ubicadas al sur del delta del río Tehuantepec ( $95^{\circ} 08'$  y  $16^{\circ} 08'$ ), denominadas J y K, el contenido de metales pesados fue bajo, sin embargo el análisis de las proporciones relativas entre cada elemento indicó la influencia de las actividades antropogénicas realizadas en el litoral, por lo que para el caso de estos contaminantes no fue posible determinar alguna área como probable zona de referencia.



**FIGURA 12. DENDROGRAMA DEL ANALISIS DE DISIMILITUD DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DE SALINA CRUZ, OAX.**

En la actualidad, la información sobre la zona litoral de Salina Cruz, es escasa y sólo se cuenta con los datos reportados por la Secretaría de Marina (1986) que indican para el área niveles no detectables, sin embargo las diferencias metodológicas con el presente trabajo dificultan el empleo de estos resultados para fines comparativos. Por otra parte el trabajo de Osuna-López *et al.* (1986), para el área de Mazatlán, indicó niveles promedio para el Cr, Pb y Ni de 28.9, 28 y 16.5 µg/g los cuales están por debajo de lo detectado para el áreas de Salina Cruz con niveles promedio de 46.86, 34.25 y 57.27 µg/g respectivamente.

Los niveles cuantificados para el Puerto de Salina Cruz sólo son equivalentes a los reportados para regiones petroleras del Golfo de México como la Laguna del Carmen en Tabasco donde el Cr se presentó en niveles de  $30.50 \pm 28.60 \mu\text{g/g}$  y el Río Blanco y Coatzacoalcos, y los del plomo fueron de  $32.50 \pm 8.11$  y  $43.53 \pm 5.11 \mu\text{g/g}$  (Pérez-Zapata *et al.*, 1984; Alvarez *et al.*, 1986).

En el área oceánica, los resultados obtenidos por PEMEX/IMP (1984), para el Pb y Ni fueron similares a los encontrados a lo largo de este estudio con un intervalo de concentración de 20 a 48.56 y de 16 a 26  $\mu\text{g/g}$ , mientras que para el Cr éstos fueron significativamente superiores con niveles de 8.94 a 58.47  $\mu\text{g/g}$ .

La delimitación de las áreas en función a un gradiente de afectación fue establecido a partir del análisis multivariado de cúmulos donde las variables fueron las 20 localidades litorales analizadas a lo largo de los tres períodos y las 11 obtenidas para el muestreo oceánico. Los casos, correspondieron a la concentración promedio de cada uno de los 4 elementos metálicos.

En la figura 12, se muestra el dendograma de similitud para metales totales, el cual describe la partición de 3 agrupaciones definidas por índices de disimilitud del 30 al 40%, la primera de ellas integra al total de las localidades litorales y oceánicas más íntimamente relacionadas a las actividades portuarias e industriales del área y en las que los valores promedio para las épocas analizadas van de 100 a 200  $\mu\text{g/g}$ .

El segundo cúmulo reúne a algunas estaciones oceánicas y las de la bahía La Ventosa, que se encuentran poco afectadas por las actividades litorales presentando concentraciones promedio  $< 100 \mu\text{g/g}$ .

La tercera agregación está definida por las estaciones interiores al antepuerto y a la dársena, caracterizadas por los niveles promedio más elevados de metales totales en el área de estudio, donde se encuentran por arriba de 200  $\mu\text{g/g}$ .

De acuerdo al análisis anterior se puede determinar que la contaminación por metales pesados en el área de Salina Cruz es de proporciones considerables, ya que los niveles en agua y sedimentos son comparables sólo a los encontrados en regiones del Golfo de México afectadas por actividades petroleras.

El análisis de la capa superficial de la columna de agua indicó la ausencia de plomo y cambios temporales de las concentraciones de Cr y Ni, los que excedieron las normas indicadas por los organismos reguladores de 0.05 y 0.008 mg/L respectivamente y concentraciones elevadas de V con 0.09 a 0.45 mg/L.

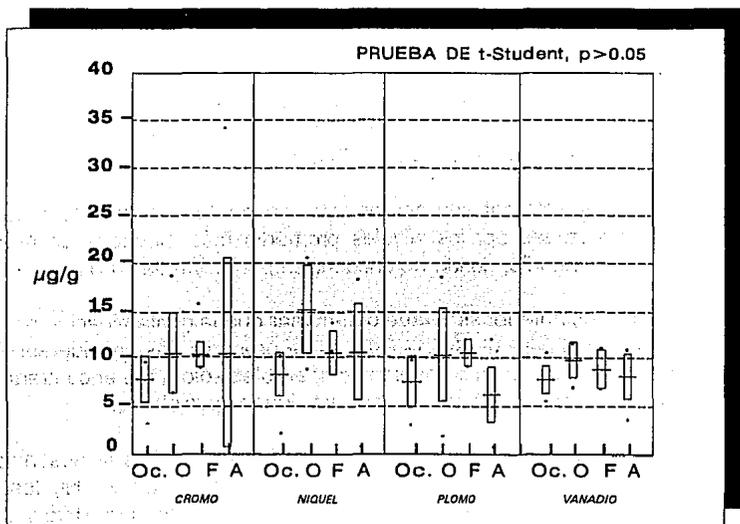
La variación temporal de los metales en sedimento son atribuibles a la acción de procesos de remoción mecánica y/o química que afectan su abundancia, principalmente en el área portuaria y en la bahía La Ventosa.

El gradiente de afectación observado a través del contenido de metales totales para el área de estudio fue definido de la siguiente forma:

- +
  - \* Puerto de Salina Cruz > 200 µg/g
  - \*
    - \* Zona litoral y oceánica relacionada al puerto. 100 - 200 µg/g
    - \*
      - \* Zona oceánica distante y bahía La Ventosa < 100 µg/g

### Metales biodisponibles.

Las variaciones temporales de la concentración de metales biodisponibles indicaron cambios estacionales con una tendencia hacia la reducción de los niveles durante agosto de 1991 (Fig. 13).



**FIGURA 13. RESULTADOS GRAFICOS DE LA ESTADISTICA DE METALES BIODISPONIBLES.**

Los cambios del Cr y V a lo largo de los períodos muestreados, fueron poco evidentes presentándose en un intervalo de  $11.21 \pm 3.75$  a  $10.96 \pm 9.84$  y de  $9.9 \pm 1.7$  a  $8.44 \pm 2.51$   $\mu\text{g/g}$ , mientras que para el Ni y Pb, en algunos casos las diferencias nominales fueron estadísticamente significativas. Estos elementos se encontraron en intervalos de  $15.67 \pm 1.03$  a  $11.17 \pm 5.05$  y de  $10.87 \pm 4.65$  a  $5.7 \pm 3.25$   $\mu\text{g/g}$  (Cuadro 8-10).

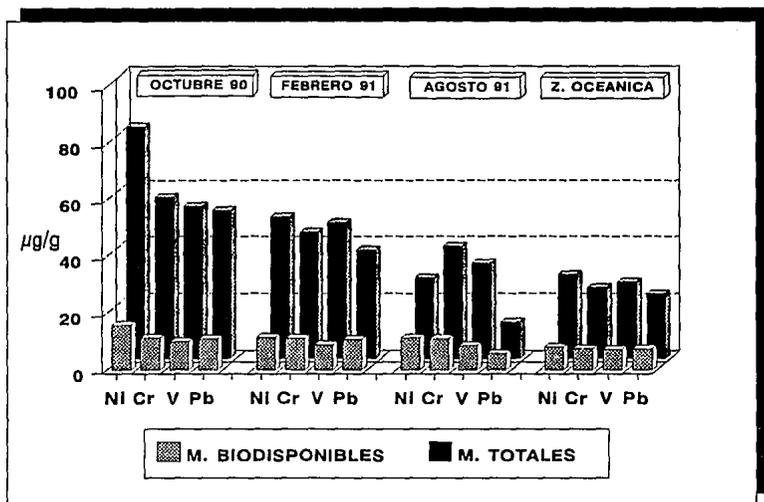


FIGURA 14. RELACION PROCENTUAL ENTRE METALES BIODISPONIBLES Y TOTALES.

Al realizar un análisis de las proporciones porcentuales en relación a las concentraciones de metales totales, estos se comportan de forma inversa indicando un aumento de la biodisponibilidad de los metales de más de un 30%, de octubre de 1990 a agosto de 1991 (Fig. 14).

Para los primeros muestreos las proporciones más altas las presentaron el Cr y Pb con 20.85 y 19.7 en octubre y con 29.30 y 25.32 % en febrero.

En agosto la biodisponibilidad del Pb y Ni se incrementó hasta alcanzar proporciones de 45.23 y 39.49 % respectivamente, este comportamiento se relacionó con los procesos de remoción química discutidos con anterioridad.

En la zona oceánica esta fracción se encontró en niveles menores a los del litoral con  $8.01 \pm 2.93 \mu\text{g/g}$  para el Ni,  $7.15 \pm 1.66$  para el V,  $7.51 \pm 2.38$  en Cr y  $7.38 \pm 2.42 \mu\text{g/g}$  para el Pb, sin embargo, la relación porcentual de éstos dos últimos es superior a la encontrada en la zona costera con 30.23 y 32.69 % respectivamente (Cuadro 11, Fig. 14).

Osuna-López *et al.* (1986), realizaron el análisis de los metales biodisponibles en los sedimentos del Puerto de Mazatlán, Sin. donde detectaron niveles promedio para el Cr, Ni y Pb de 1.46, 3.07 y 5.54  $\mu\text{g/g}$ , menores a los niveles promedio obtenidos en éste estudio (11.13, 12.77 y 9.11  $\mu\text{g/g}$ ).

La proporción de los metales biodisponibles, en relación al contenido total, presentó cambios temporales importantes especialmente en agosto, durante el cual ésta aumentó a más del 40 % para el níquel y plomo en la zona interior del puerto, incrementando la posibilidad de su acumulación en organismos.

## VI.3. CONTAMINACION EN ORGANISMOS

### VI. 3. I. Hidrocarburos Aromáticos

#### *Crassostrea iridescens*

El análisis de HAP en los ostiones colectados durante febrero indicaron diferencias importantes en las concentraciones entre los dos sitios monitoreados (16a y 16b). En aquellos provenientes del área expuesta del banco ostrícola (16b) ubicado en la bahía La Ventosa, presentaron una concentración total cuatro veces menor a la del área protegida con 9.72 µg/g, en la que predominan los hidrocarburos aromáticos de 3 anillos bencénicos como el Fenantreno, Antraceno y Fluoreno.

En la zona protegida (16a) los HAP retenidos, alcanzaron contenidos totales de 35.42 µg/g, entre ellos se identificaron como predominantes los aromáticos de 4 anillos bencénicos y la presencia de aquellos constituidos por 2 anillos como el Naftaleno, Acenafileno y Fluoreno, a pesar de encontrarse prácticamente ausentes en la columna de agua y en sedimentos de los sitios de muestreo (Cuadro 14).

La "habilidad" o "preferencia" por la captación de compuestos aromáticos de bajo peso molecular, ha sido anteriormente documentada en los trabajos de monitoreo de HAP de Enrhad (1972), Bravo *et al.* (1978), y Wade *et al.* (1988; 1989), quienes observaron que en moluscos recolectados de 49 bancos ostrícolas ubicados en zonas costeras del Golfo de México los compuestos de 2 y 3 anillos eran los más abundantes y frecuentemente encontrados.

La acumulación preferencial de HAP de 2 y 3 anillos bencénicos se ha vinculado a dos aspectos fundamentales: el primero relacionado a la hidrofobicidad del compuesto, que es representada por el coeficiente de partición octanol-agua (Kow). De acuerdo a Neff (1984), Reynoldson (1987) y Adams (1987), éste factor es determinante en la acumulación, de modo que cuanto menor sea el Kow y en consecuencia la solubilidad de los compuestos sea mayor, como es el caso de los aromáticos de 2 y 3 anillos bencénicos, la bioacumulación se favorece.

El segundo factor, involucra las principales vías de ingreso de los hidrocarburos al interior de organismos acuáticos. En éste sentido estudios realizados por Gobas *et al.* (1988) y Broman (1990) en moluscos de la especie *Mytilus edulis* mostraron que la captación a través de las branquias es la ruta más rápida de ingreso por la cual son preferentemente captados compuestos ligeros, mientras que los HAP de pesos moleculares elevados (>200) son incorporados a través de rutas más lentas de captación como la ingestión y la asimilación (Landrum, 1989; Landrum *et al.*, 1989). Las diferencias observadas entre ambos sitios del banco ostrícola, sugieren que los cambios de la dinámica costera tales como oleaje y

circulación local, desempeñan un papel importante en la disponibilidad de HAP de bajo peso molecular, la cual aumenta, como resultado de una mayor persistencia en zonas de remanso (Macko *et al.*, 1982).

Durante agosto la acumulación en tejidos, de aromáticos principalmente de 3 y 4 anillos, fue un rasgo que se mantuvo continuo (Fig. 15) sin embargo la concentración total fue superior a la de la época anterior con niveles totales de 38.9 y 75.07  $\mu\text{g/g}$  para cada uno de los bancos monitoreados respectivamente (est. 15 y 16)(Cuadro 14). Las concentraciones detectadas en tejidos de ostión de la estación 15, se relacionan con la abundancia de HAP en agua y sedimento, lo que permite asociar su acumulación en los organismos, con la afectación del ambiente circundante.

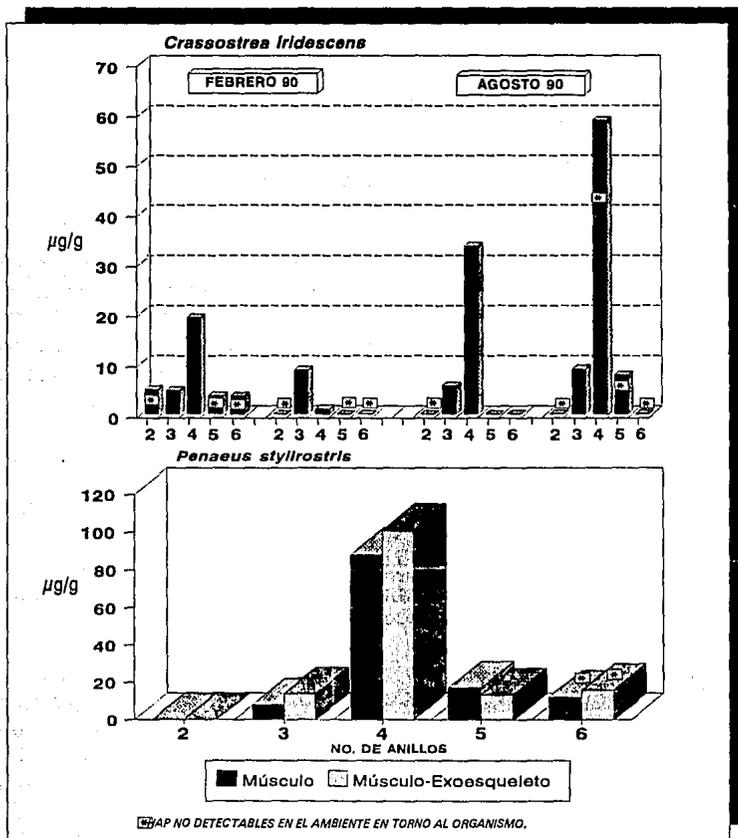


FIGURA 15. HIDROCARBUROS AROMATICOS EN ORGANISMOS.

En el análisis ambiental del banco ostrícola ubicado en la estación No. 16 no se observó la presencia de compuestos aromáticos, sin embargo en los moluscos fueron detectados compuestos de 4 anillos (Pireno, Criseno, B(b)fluoranteno y B(k)fluoranteno) que alcanzaron los niveles más elevados en las ostras durante el estudio. Su origen no está claramente definido, sin embargo debe considerarse que dichos aromáticos, son abundantes en el área, especialmente en los sedimentos, lo que indica su posible disponibilidad en el ambiente.

La acumulación predominante de compuestos de 3 y 4 anillos bencénicos observada en los bancos ostrícolas durante los períodos analizados, son una prueba sensible de la existencia de actividades contaminantes en las que se vierten al mar productos refinados como gasolinas, querosinas, aceite y lubricantes entre otros (Bohem, 1981).

Los cambios temporales del tipo y abundancia de los compuestos aromáticos retenidos en los ostiones son un rasgo importante de los resultados obtenidos en este estudio. Estas variaciones fueron observadas también por Broman (1990), quien las relacionó a los procesos de excreción de contaminantes orgánicos que son llevados a cabo por diversos bivalvos. En este sentido evaluó dicho mecanismo en organismos de la especie *Mytilus edulis*, estimando por diferencia entre los HAP contenidos en tejido y aquellos encontrados en las heces, la proporción de aromáticos metabolizados. Los resultados mostrarán que 90% de los aromáticos son eliminados en las excretas, el 2% se retiene en tejido y el restante 8% se integra al metabolismo.

De acuerdo a lo anterior, la detección de HAP en los tejidos de moluscos, a pesar de su alta tasa de excreción, sólo puede ser el resultado de aportes recientes de dichos contaminantes y el grado de acumulación en los tejidos, dependerá de su disponibilidad en el ambiente.

### ***Penaus stylirostris***

Para el análisis de crustáceos, se procesaron dos muestras de homogenados. Una de ellas contenía a los organismos completos y de la otra fueron removidos el exoesqueleto y el cefalotórax. Los resultados mostraron que para la mayoría de los compuestos las diferencias entre ambos tratamientos no fueron significativas ( $p > 0.05$ ).

La muestra con exoesqueleto presentó un contenido total de HAP de 143.98  $\mu\text{g/g}$  y la compuesta por los músculos del abdomen alcanzó 125.12  $\mu\text{g/g}$ . Para ambos casos los aromáticos de 4 y 3 anillos bencénicos fueron los más abundantes principalmente el Pireno, Benzo(k)fluoranteno y Benzo(b)fluoranteno, (Cuadro 14 y Fig. 15).

La evaluación de los dos tipos de muestra evidenció que el único compuesto con diferencias importantes fue el Criseno el cual alcanzó niveles cuatro veces superiores en aquella que contenía al exoesqueleto y cefalotórax. Lee y Takahashi (1976) analizaron la ruta de bioacumulación de este aromático en *Penaeus duorarum*, donde después de ingresar al organismo, el 80% del compuesto queda retenido en el cefalotórax asociado al material quitinoso (Cuadro 14).

De forma distinta a lo observado en el análisis de ostiones, los compuestos contenidos en los tejidos de camarón definen claramente su origen en los sedimentos a los cuales los crustáceos viven asociados, esta apreciación surge de la gran similitud entre los cromatogramas obtenidos para ambos análisis y que se presentan en la figura 16.

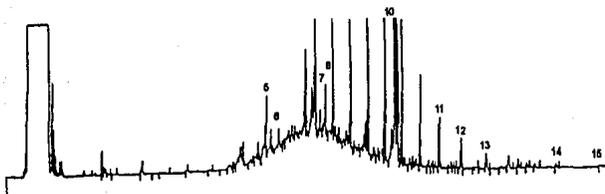
Al comparar los resultados entre los moluscos y crustáceos empleados como biomonitores en este estudio se observó que en estos últimos, la acumulación de HAP fue significativamente superior en relación a los ostiones ( $p > 0.05$ ) (Fig. 17).

La diferencia de la bioacumulación de HAP en organismos de vida bentónica fue estudiada por Landrum (1989), quien indicó que no depende del contenido total de los compuestos asociados a sedimentos, sino que es el producto de los hábitos de vida y del potencial de exposición de los organismos a la fracción biodisponible que se encuentra principalmente en el agua intersticial y en menor proporción, asociada a las partículas sedimentarias.

Considerando estos aspectos, la acumulación de los compuestos aromáticos en los organismos analizados, puede ser influenciada por las diferencias entre la dinámica de los sistemas costero y estuarino, donde fueron colectados los moluscos y crustáceos respectivamente y en los cuales los factores bióticos y abióticos afectan de forma distinta la biodisponibilidad de los HAP. Por otro lado, las pautas de alimentación y la relación (exposición y/o contacto) de los organismos con los sedimentos contaminados son también aspectos importantes, ya que mientras los moluscos se incrustan en rocas o se posan sobre las arenas donde filtran los materiales suspendidos, los camarones juveniles se introducen entre los sedimentos de los cuales se alimentan por ingestión directa aumentando de esta forma las posibilidades de captación de contaminantes a través de tegumentos.

1. NAFTALENO
2. ACENAFTILENO
3. ACENAFTENO
4. FLUORENO
5. FENANTRENO
6. ANTRACENO
7. FLUORANTENO
8. PIRENO
9. B(a)ANTRACENO
10. CRISENO
11. B(b)FLUORANTENO
12. B(k)FLUORANTENO
13. B(a)PIRENO
14. B(ghi)PERILENO
15. INDO(1,2,3)PIRENO

*Penaeus stylirostris*



SEDIMENTO Est. 18

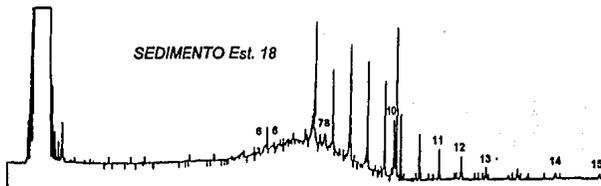


FIGURA 16. COMPARACION CROMATOGRAFICA DE LA PRESENCIA DE HAP EN TEJIDOS DE CAMARON Y SEDIMENTOS RELACIONADOS.

Actualmente no se cuenta con información sobre acumulación de HAP en crustáceos y en moluscos, que pueda ser empleada como patrón de comparación. Hasta el momento, sólo se tiene un registro obtenido para mejillones de la Bahía de San Diego, California, en el cual se indicó un intervalo de concentraciones de hidrocarburos aromáticos que va de 0.45 a 32.8 ppm (Pancirov y Brown, 1977), que es inferior a los niveles obtenidos durante este estudio (9.72 a 75.07 ppm).

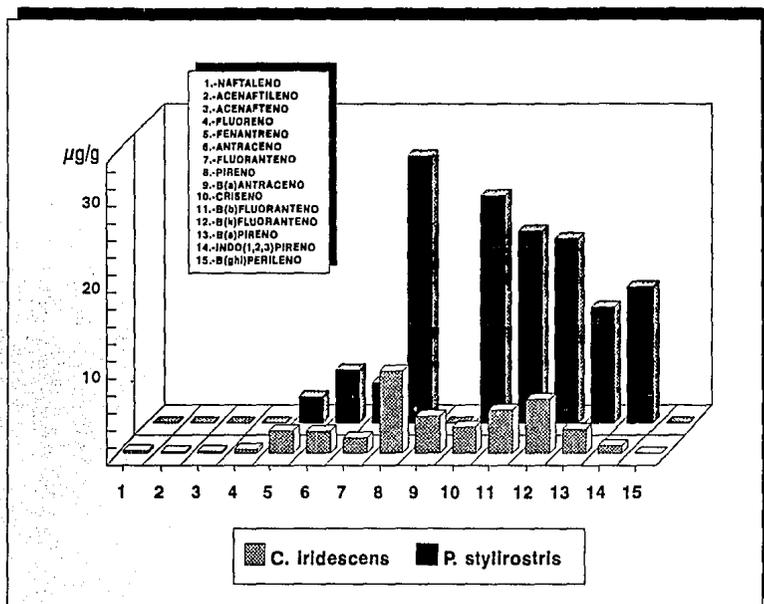


FIGURA 17. COMPARACION DEL CONTENIDO DE HAP EN MOLUSCOS BIVALVOS Y CRUSTACEOS DE SALINA CRUZ, OAX.

La acumulación de HAP, observada en ostiones y camarones puede tener consecuencias de tipo ecológico, ya que de acuerdo a los trabajos realizados por Stegeman y Chevion (1980), la exposición crónica a bajas concentraciones de contaminantes orgánicos, pueden inducir un incremento de la actividad de la enzima hidrocaburo hidroxilasa (relacionada con la biotransformación de HAP), como un mecanismo de resistencia a dichos compuestos, sin embargo esta respuesta metabólica tiene consecuencias adversas para el propio organismo,

desencadenando alteraciones histopatológicas e inmunológicas severas y trastornos durante la maduración gonádica y vitelogénesis (Bend *et al.*, 1979; Singer y Lee 1977; Giam y Lee, 1987; Moore, 1980; Stegeman y Chevion, 1980).

Por otra parte la relevancia toxicológica de los HAP encontrados en organismos del área estudiada radica en el riesgo ambiental que representa su ingreso a la cadena trófica a través de consumidores como peces, aves y mamíferos, entre ellos el hombre. Estas clases de consumidores, cuentan con una elevada capacidad de transformación de HAP y a través de su metabolismo pueden producir compuestos intermediarios, como son los epóxidos y productos alquilados, que al formar enlaces covalentes con el DNA, desencadenan procesos cancerígenos ó mutagénicos ( Miller y Miller, 1971; Ames *et al.*, 1972; Bjórseth y Ramdahl, 1979; Broman, *et al.* 1990).

En relación a los aspectos sobre salud humana, Neff (1979) y Stegeman (1981) indicaron que el consumo de moluscos contaminados por HAP probablemente es de poca relevancia al comparar la ingestión cotidiana de estos compuestos por consumo de alimentos ahumados, con la excepción de aquellos moluscos que hayan sido expuestos a muy elevadas concentraciones como son las encontradas durante derrames petroleros. A pesar de esta apreciación, la evidencia obtenida en relación a la formación de metabolitos mutagénicos anteriormente mencionada, da sustento suficiente para determinar que el consumo humano de ambos invertebrados representa un riesgo potencial a la salud.

Considerando que los moluscos, al igual que los camarones son recursos de importancia ecológica y comercial para el área, es pertinente resaltar la necesidad de mantener sus poblaciones y mejorar su calidad como productos de consumo.

En este sentido Safe *et al.* (1978) indicó que los niveles de contaminantes encontrados en bivalvos, pueden reducirse significativamente si los organismos son transferidos a un ambiente libre de compuestos. En estas condiciones, los tóxicos son eliminados progresivamente en las heces y en la orina a través de los llamados Sistemas de Destoxificación Toxicogénica.

Lee *et al.* (1978) observaron que la pérdida de HAP se efectuaba en un período de sólo dos días para los aromáticos ligeros y de hasta 5 semanas para aquellos de 4 o más anillos bencénicos.

De acuerdo a lo anterior y desde una perspectiva pesquera enfocada a reducir el riesgo que representa el consumo de moluscos, sería de particular importancia emplear como estrategia para mejorar la calidad del recurso, su capacidad de autodepuración, a través del establecimiento de sistemas rústicos de limpieza y mantenimiento.

### VI. 3. 2. Metales Pesados

La evaluación del contenido de los metales pesados Ni, Cr y Pb realizada en los ostiones del género *Crassostrea iridescens* y camarones juveniles de la especie *Penaeus stylirostris* durante los muestreos de febrero y agosto de 1991 (Cuadro 15. Fig.18), mostró que los cambios temporales de las concentraciones de estos elementos en el ambiente, no afectan la acumulación en moluscos y/o crustáceos en los cuales se encontraron niveles por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por la Legislación Internacional de Salud Pública de la FAO, para plomo de 2.5 ppm y cromo de 1.0 ppm (Nauen, 1984).

Al comparar el contenido de metales, detectado en moluscos y camarones, se observó que los niveles promedio fueron semejantes. En *Crassostrea iridescens* las cifras fueron de 0.36, 0.14, 0.69  $\mu\text{g/g}$  para plomo, cromo y níquel respectivamente, y de 0.22  $\mu\text{g/g}$ , niveles no detectables, y 0.69  $\mu\text{g/g}$  en *Penaeus stylirostris*. Como resultado de esta similitud, la presencia de los metales pesados en ambos invertebrados se define por el siguiente gradiente de concentración : Ni > Pb > Cr.

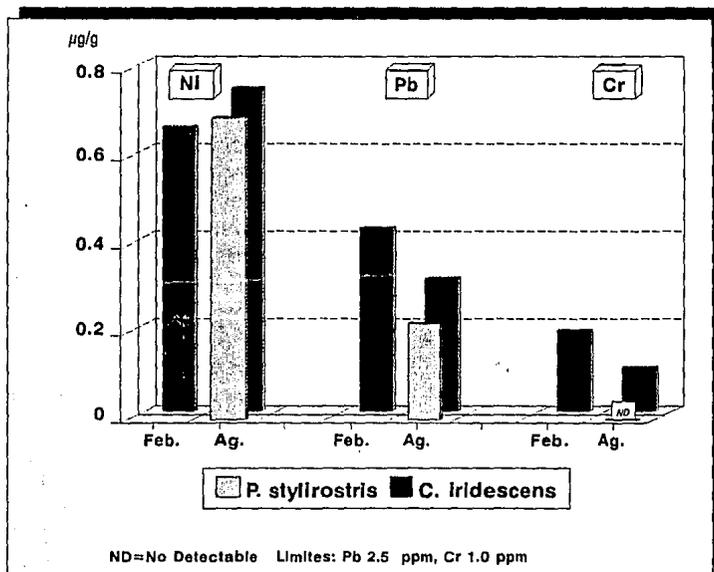


FIGURA 18. COMPARACION DE LA ABUNDANCIA DE METALES PESADOS EN MOLUSCOS BIVALVOS Y CRUSTACEOS DE SALINA CRUZ.

En diversos estudios realizados sobre la acumulación de metales en áreas contaminadas se ha comparado la abundancia de dichos elementos en agua y sedimentos con los niveles detectados en bivalvos, en los que son significativamente superiores (Chipman et al., 1958; Renfro et al., 1975; Schulz-Baldes, 1976; ; Bryan y Uysal, 1978; VanHassel et al., 1980; Eisler, 1981; Simkiss, et al, 1982; Goldberg, 1984; Furness y Rainbow, 1990).

En el presente estudio la acumulación de los metales pesados Cr, Ni y Pb en organismos no evidenció magnificación alguna de los contenidos ambientales ya que por lo contrario, fueron en la mayoría de los casos menores a los detectados en la fase disuelta, y en relación a la fracción total y biodisponible de los sedimentos, fueron hasta dos ordenes de magnitud inferiores. Los cambios estacionales del contenido de metales biodisponibles en sedimento, así como la presencia de niveles de Ni y Cr en agua (superiores al lineamiento indicado por la norma vigente), no generaron cambios importantes en los niveles de estos elementos en los tejidos de los organismos.

El comportamiento antes descrito sugiere que aún cuando los metales se encontraron disponibles en el ambiente, esto no es un factor determinante para la acumulación de metales. En este sentido deben tomarse en cuenta algunos aspectos sobre el manejo biológico de los elementos traza los cuales se detallan a continuación.

La bioacumulación de metales en invertebrados acuáticos ocurre principalmente a partir de la fase disuelta, al ser captados con facilidad a través de superficies permeables como tegumentos de delgadas capas celulares, que constituyen a las branquias o aquellos formados de proteínas porosas o sustancias quitinosas, como la de la cutícula de crustáceos inferiores (Forstner y Wittmann, 1979). Los sedimentos son también una fuente de metales biodisponibles cuya contribución en la captación está en función de la intensidad de la relación de los organismos con este recurso.

A pesar de que ambos aspectos mencionados, corresponden a las características de vida de los organismos analizados, debe considerarse que la acumulación neta de un elemento depende además de su biodisponibilidad y de la eficiencia de los sistemas de captación, de los mecanismos de pérdida intrínsecos a la biología de cada especie. Dentro de ellos, la excreción es el principal mecanismo y ocurre a través de cualquier superficie permeable como branquias y tegumento, así como por medio de la orina y por la formación en el hepatopáncreas de gránulos ricos en metales que son expulsados en las heces (Bryan, 1968; 1976; White y Rainbow, 1984; Furness y Rainbow, 1990)

En moluscos estos mecanismos han sido reportados por White y Rainbow (1984), y Furness y Rainbow (1990), como un fenómeno que se realiza naturalmente a través de la fisiología de los organismos. Bajo condiciones extremas de

contaminación estos procesos se intensifican y se constituyen mecanismos de detoxificación que funcionan eficientemente bajo ciertos límites. Esto último es una alternativa de autorregulación de las concentraciones internas, que permite mantenerlas constantes dentro de un intervalo manejable para el propio organismo.

Dicho proceso fue reportado por Shimidzu *et al.* (1971), para moluscos de la especie *Mytilus edulis* en los cuales observó, que durante la fase inicial de la experimentación, el cobalto era paulatinamente acumulado en los tejidos, sin embargo, después de 10 días de exposición el contenido se mantuvo inalterable como resultado de un aumento de la tasa de excreción del metal.

En relación a los crustáceos, se ha observado que la captación de metales es afectada no sólo por el proceso de excreción, sino también por factores como la edad, temperatura ambiental y crecimiento. Renfro *et al.* (1975) reportaron en crustáceos decápodos la pérdida de metales pesados vinculado al proceso de muda, durante el cual se observó una reducción del 61 % del contenido total de Zn.

En estudios subsecuentes realizados por Bryan (1976), White y Rainbow (1982) y Nugegoda y Rainbow (1987), se ha demostrado que gran parte de los metales acumulados en estos organismos son captados y absorbidos en el exoesqueleto y cefalotórax y eventualmente eliminados en cantidades sustanciales durante la ecdisis.

En este sentido es posible que mecanismos similares intervengan en la reducción de la acumulación de metales en los crustáceos analizados en el área de Salina Cruz, en los cuales se observó que el 20 y 40 % del contenido total de plomo y níquel, respectivamente, se encontraba asociado al exoesqueleto.

Considerando lo anterior, es factible que a pesar de la biodisponibilidad de los metales pesados en el ambiente, la acumulación neta de éstos en crustáceos, dependa de la acción de los mecanismos mencionados.

La interferencia de los procesos biológicos en la acumulación de metales pesados en los tejidos de camarones, dificulta el establecimiento de relaciones entre la concentración en sus tejidos y la registrada en el ambiente. Esta problemática ha sido anteriormente reportada por Phillips (1980), Balkas *et al.* (1982), y por Frenet y Alliot (1985) en estudios sobre contaminación costera, en donde se indica la inconveniencia del empleo de dichos crustáceos como organismos monitores de metales pesados.

La información antecedente sobre la evaluación de metales pesados en organismos, corresponde a estudios realizados con moluscos. El primero de ellos, se llevó a cabo en las costas de Estados Unidos y señala niveles de 1.4-1.8 y de 2.2-4.1 µg/g para plomo y níquel en ostiones de la especie *Crassostrea*

*virginica* (Goldberg 1976; Goldberg *et al.*, 1978). Para esta misma especie, recolectada en la costa del Golfo de México, se reportaron concentraciones de 1.8-5.8 de Pb, 11.5-84  $\mu\text{g/g}$  de Ni y 4-6.7  $\mu\text{g/g}$  de Cr (Hicks, 1976; Rosas *et al.*, 1983; Villanueva, 1987; Ponce, 1988).

En la Bahía del Puerto de Mazatlán, en la costa del Pacífico Mexicano, Osuna-López *et al.* (1990) encontraron niveles de níquel, plomo y cromo de 2.13, 3.7 y 1.23  $\mu\text{g/g}$  respectivamente, en ostiones de la especie *Crassostrea cortziensis*.

De acuerdo a estos antecedentes se observó que los niveles de 0.69, 0.36 y 0.14  $\mu\text{g/g}$  para el níquel, plomo y cromo obtenidos en el presente estudio, fueron comparativamente más bajos a los reportados en bivalvos de las áreas costeras mencionadas las cuales se consideran sitios afectados por actividades portuarias, urbanas e industriales. En este sentido, es posible que aún cuando los niveles de metales en agua y sedimentos del Puerto de Salina Cruz y zonas adyacentes demuestran la afectación del ambiente costero, la dinámica del sistema, así como los factores intrínsecos a los organismos de la especie *Crassostrea iridescens*, permiten mantener reducidas las concentraciones en tejidos de moluscos.

## VI.4 RESULTADOS MICROBIOLÓGICOS

### VI.4.1. Bacterias Heterótrofas.

En el presente estudio, se empleó el análisis de la población de bacterias heterótrofas como un indicador de aportes adicionales de materiales orgánicos, cuyo efecto puede ser determinado por las diferencias en su tamaño.

En el cuadro 16, se observa que las bacterias heterótrofas fueron más numerosas en sedimentos que en la columna de agua. La distribución de los resultados, indicó que en las localidades 11 y 13, correspondientes a la dársena, se localizan las poblaciones más numerosas con  $10^7$  y  $10^9$  bact/ml en sedimento y de  $10^5$  y  $10^7$  bact/ml en agua, mientras que hacia las estaciones ubicadas mar adentro en dirección a la bahía La Ventosa su abundancia se reduce a valores de  $10^4$ - $10^7$  en sedimento y de  $10^3$ - $10^5$  (bact/ml) en agua.

En agosto, la población heterótrofa se incrementó 10 veces en agua y 100 veces en sedimentos. Este incremento sugiere cambios en la presencia de nutrimentos en el sistema costero, lo que resulta de aportes sustanciales de material orgánico que puede provenir de actividades antropogénicas ó por la acción de procesos costeros tales como surgencias y ruptura de barras de esteros, ríos y lagunas, lo que contribuye a la intensificación de la actividad heterótrofa (Oppenheimer *et al.*, 1977; Lizárraga-Partida *et al.*, 1983) (Fig.19).

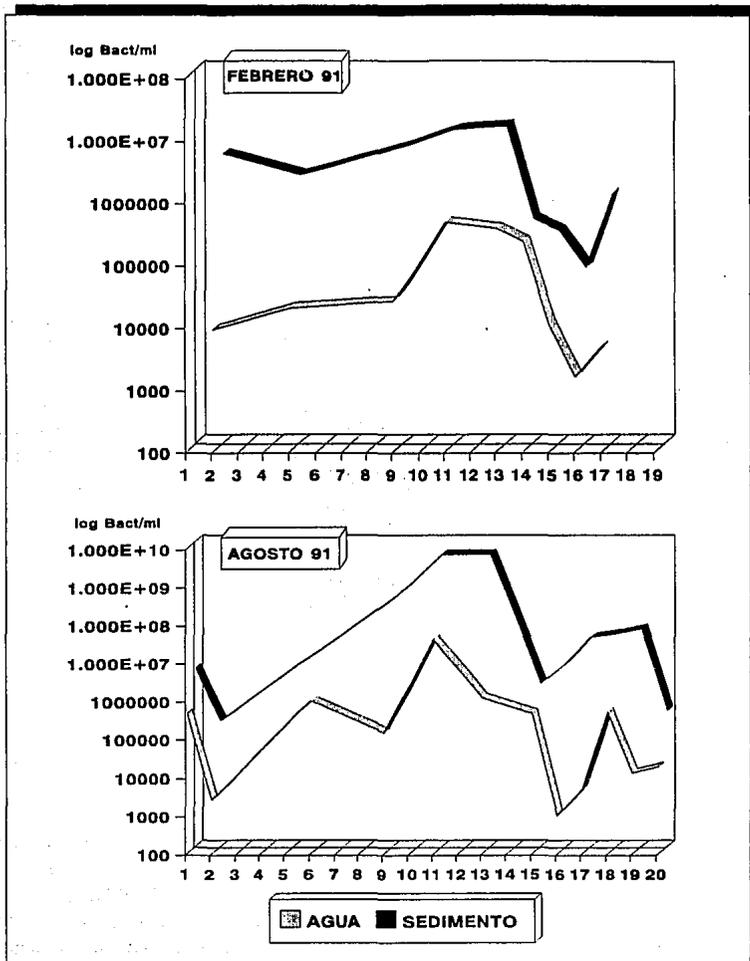


FIGURA 19. DISTRIBUCION DEL CONTENIDO DE BACTERIAS HETEROTROFAS.

Los elevados conteos de bacterias heterótrofas obtenidos para el Puerto de Salina Cruz (Est. 2-13), son comparables a los reportados en zonas de alta productividad, como las lagunas costeras, donde en el caso de las lagunas de Alvarado (Veracruz) y El Carmen-Machona (Tabasco) se registraron de  $10^4$  -  $10^7$  bact/ml en agua y de  $10^6$  -  $10^8$  bact/ml en sedimento (Botello *et al.*, 1990), sin

embargo cabe resaltar que en áreas localizadas en el interior de la dársena (Est. 11 y 13) dicha población fue aún más numerosa con  $10^9$  bact/ml, como resultado de aportes sustanciales de aguas residuales urbanas.

Fuera del puerto, en el área costera que bordea al litoral en dirección sur, el conteo de las bacterias heterótrofas mostraron de  $10^3$  a  $10^5$  bact/ml en agua y de  $10^4$  a  $10^7$  bact/ml en sedimentos, los cuales también son más abundantes a aquellos econtrado por Lizárraga-Partida *et al.* (1983) en la región de la Sonda de Campeche donde alcanzaron de  $10^2$  a  $10^3$  bact/ml en agua y de  $10^3$  a  $10^4$  bact/ml en sedimento, indicando con ello una mayor disponibilidad de nutrimentos en el área costera de Salina Cruz.

La acción de las poblaciones heterótrofas, sobre la degradación de la materia orgánica en los distintos ambientes considerados dentro del área de estudio fue determinada con ayuda del análisis cromatográfico de la fracción alifática. A partir de éste, fueron medidas las áreas de la mezcla no resuelta (Unresolve Compounds Mixture "UCM"), y la de los compuestos identificables.

La UCM esta compuesta en su mayor parte de productos metabolizados por acción bacteriana, que al ser tranformados adquieren una mayor complejidad estructural de difícil degradación (Farrington y Tripp, 1977), de modo que su amplitud dependerá de la intensidad de biodegradación microbiana lo que puede ser estimado por el siguiente índice:

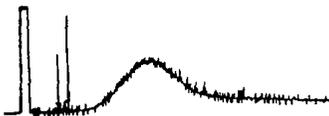
$$(1 - n\text{-alcanos/UCM}) \times 100\%$$

Los resultados obtenidos mostraron que la degradación de orgánicos es más activa en la zona portuaria, donde la comunidad heterotrófica también es más abundante (Cuadro 17). El índice de degradación definió un gradiente en el cual la mayor intensidad de transformación, detectada en el puerto (>70%), se reduce hacia la zona oceánica donde esta no excedió del 50% (Fig. 20).

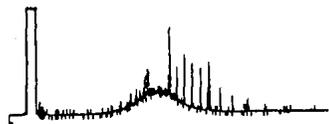
ZONA  
PORTUARIA



Est. 13

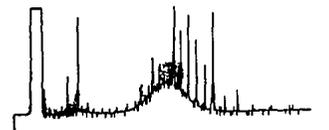


Est. 9



Est. 2

ZONA  
LITORAL



Est. 16

ZONA  
OCEANICA



Est. D

FIGURA 20. REPRESENTACION CROMATOGRFICA DEL AREA NO RESUELTA DE LA FRACCION ALIFATICA DE SEDIMENTOS EN DISTINTAS AREAS DEL PUERTO DE SALINA CRUZ, OAX.

De acuerdo al comportamiento de la abundancia de las poblaciones de bacterias heterótrofas y del índice de biodegradación anteriormente descrito, fue posible evidenciar la importancia de los aportes orgánicos que tienen lugar en el puerto, como resultado de las actividades comerciales y del vertimiento de aguas negras provenientes de la Ciudad de Salina Cruz.

El aporte excesivo de material orgánico degradable es un aspecto importante de considerar por su posible repercusión en el ambiente portuario, ya que los resultados obtenidos sobre la comunidad heterótrófica y la intensificación de la biodegradación en esta área, son rasgos que alertan sobre la inminente eutroficación.

#### **VI.4.1.1. Bacterias Degradadoras de Petróleo.**

La alteración de la estructura de la comunidad bacteriana heterótrófica por efecto de contaminación antropogénica, ha sido estudiada en áreas afectadas por actividades petroleras, en las que la poblaciones de bacterias con capacidad de degradar hidrocarburos petrogénicos se incrementan notoriamente (Atlas *et al.*, 1981).

La eficiencia de la actividad de estas poblaciones ha permitido considerar la biodegradación como el principal factor responsable del intemperismo del crudo en zonas costeras (Van Der Linden, 1978).

En el análisis realizado para la evaluación de las poblaciones de bacterias heterótróficas degradadoras de petróleo, se observaron niveles bajos de dicha actividad. En febrero la abundancia de bacterias degradadoras fue menor a 2 bact/100ml y para agosto los cuentas mostraron de 2 - 23 bact/100ml en agua y de 20 - >230 bact./100ml en sedimentos.

Estas bacterias fueron más numerosas en las muestras de agua de las localidades situadas en el interior de la dársena y antepuerto (est. 6, 9, 11 y 13) con 23 bact/100ml, y en los sedimentos de la bahía La Ventosa (est. 9 y 11) con niveles de >230 bact/100ml (Cuadro 18).

La presencia de bacterias degradadoras del petróleo en las áreas antes mencionadas indica la existencia de aportes locales de hidrocarburos del petróleo, sin embargo, su ausencia en el resto del área y durante el monitoreo realizado en febrero de 1991, puede estar relacionada al efecto bactericida de productos refinados o de ciertas fracciones tóxicas del petróleo crudo que contienen compuestos como tolueno, etilbenceno y benceno, metabolitos intermedios producidos en la degradación de cicloalcanos y olefinas, grupos fenólicos y compuestos aromáticos (Atlas y Bartha, 1973; Liu, 1973; Walker y Colwell, 1975).

#### VI.4.2. Microbiología Sanitaria.

El análisis microbiológico de bacterias coliformes es hasta el momento el principal medio para el monitoreo de la calidad sanitaria del ambiente y de recursos de consumo. Escherich identificó a *Escherichia coli* como el mayor componente del grupo coliforme asociado a las excretas humanas (Goyal, 1983), por lo que a partir de su monitoreo es posible determinar contaminación por fecalismo y evaluar los riesgos a la salud derivados de ésta.

Los resultados microbiológicos del agua, en términos de calidad sanitaria, definieron una severa afectación del ambiente por el aporte de material fecal. Especialmente en las zonas del puerto y antepuerto (est. 2-13), en las que durante las tres épocas analizadas, en el 80% de las localidades se excedieron los límites bacterianos de 70 coliformes totales (CT)/100 ml y 14 coliformes fecales (CF)/100ml indicados por la norma para aguas de contacto primario, actividades recreacionales y pesqueras (APHA, 1980).

Los niveles alcanzados en agua de las localidades ubicadas en estas áreas se encuentran en los siguientes intervalos: de 170-2 400 CT y CF/100ml para el muestreo de octubre de 1990, de 50 ->240 000 CT y >2 a 240 000 CF/100ml para febrero de 1991 y de 380 a 24 000 CT y CF/100ml en agosto del mismo año. La estación 13 mostró permanentemente las máximas cuentas bacterianas en respuesta a su cercana ubicación de la descarga de aguas negras de la Ciudad de Salina Cruz (Cuadro 19).

En las estaciones localizadas a lo largo del litoral, en dirección sur hacia la boca del río Tehuantepec, los niveles son menores, aún cuando para algunos casos se excede la norma, con niveles de 380 y de 240-380 CT/100ml en febrero y con 20 y de 38 a 240 CF en agosto.

Las causas de la drástica reducción de los niveles de bacterias coliformes en el ambiente marino conforme aumenta la distancia de la fuente de aporte, han sido discutidas por diversos autores, quienes atribuyen este efecto bactericida sobre especies microbianas de origen terrestre, a varios factores como son: la acción de la dilución, los cambios de salinidad y pH, fotólisis, carencia de nutrientes, presencia de toxinas fitoplanctónicas, así como depredación por zooplancton y procesos microbianos de competencia (Topping, 1976; Romero *et al*, en prensa; Babinchak *et al*, 1977; Erkenbrecher 1981; Rodríguez, y Romero 1981; Romero y Rodríguez, 1982; Pica, 1988, Riley, 1989,).

Los resultados obtenidos para sedimentos indicaron que en el muestreo realizado en octubre de 1990 los contenidos bacterianos de las localidades 9, 12 y 13, son de <2 bact/100ml, lo que discrepa de forma importante de los encontrados en la fase disuelta de estos mismos sitios en los que alcanzan más de 24 000 bact/100ml). Este patrón de la distribución de bacterias coliformes fue observado

anteriormente por la Secretaría de Marina (1974), quien lo atribuyó a la formación de una lengüeta de aguas dulces provenientes del ducto de drenaje de la ciudad, que se desplazan por encima de las aguas saladas contenidas en la dársena, en dirección al mar donde el oleaje favorece la mezcla. Mientras tanto, la diferencia entre la densidad de las aguas actúa como barrera para la migración vertical de las bacterias coliformes, impidiendo su integración en los sedimentos. En el resto de las estaciones de la dársena y antepuerto los coliformes se encontraron desde 2 200 hasta 240 000 CT/100ml y de <2 a 240 000 CF/100ml (Cuadro 19).

En febrero, en las regiones no protegidas distribuidas a lo largo de la costa, los conteos fueron poco numerosos, similares a los detectados en agua (38-380 CT y <2-20 CF bact/100ml), mientras que durante agosto las poblaciones se incrementaron en un orden de magnitud con valores de 20 a 2 400 CT y de 8.8 a >2 400 CF/100ml.

A pesar de que existen zonas donde las bacterias coliformes se ausentaron o fueron poco numerosas, el riesgo a la salud continúa latente, ya que en estos mismos sitios en los muestreo de octubre y febrero, fueron aisladas colonias tipo **Salmonella**.

En octubre la prueba de aislamiento mostró crecimientos de colonias tipo **Salmonella typhi** en más del 85% de las muestras de agua y sedimentos entre las que se incluyen las correspondientes a las estaciones 2 y 14, donde el registro para coliformes no excedió de 38 CT y CF (bact/100ml).

Para febrero los crecimientos de colonias fueron de tipo **S. paratyphi** y **S typhi** para el 44% de las muestras sedimentarias y en éste mismo porcentaje se observaron colonias tipo **S. paratyphi** en agua. Como rasgo sobresaliente cabe resaltar que en las estaciones 16 y 17, donde el conteo de bacterias coliformes fue de sólo 38 CT y 20 CF/100ml, se obtuvieron colonias tipo de **S. typhi** y **S. paratyphi**.

En agosto predominaron los crecimientos de **Salmonella sp** (50%) y **S. paratyphi** (42%) para agua y sedimentos respectivamente (Cuadro 20).

Los resultados del análisis microbiológico de los moluscos colectados en los bancos ostrícolas de la bahía La Ventosa son mostrados en el cuadro 21. En ellos se observó que para ambas temporadas los niveles excedieron el límite permisible para consumo humano de 230 CF (bact/100ml), indicado en la Norma Oficial Mexicana NOM-AA-42 (1987). Los moluscos recolectados en febrero en la est. 15 fueron la excepción, con niveles de bacterias coliformes menores a 2 bact/100ml, sin embargo el análisis de aislamiento de patógenas mostró colonias tipo de **Salmonella sp**.

Cabe resaltar que la identificación de colonias tipo, para patógenas del género Salmonella se realizó de acuerdo a la descripción del Manual BIOXON para los crecimientos en el medio de aislamiento de Agar Sulfito Bismuto, sin embargo sólo mediante pruebas bioquímicas puede confirmarse su identidad específica.

La visión general del área, en materia de calidad sanitaria, permite determinar que el ambiente acuático de la zona del Puerto de Salina Cruz es inadecuado y de alto riesgo para el desempeño de cualquier actividad recreativa y/o pesquera. En el área de la bahía La Ventosa, aún cuando el deterioro de la calidad sanitaria del ambiente no es extremo, las actividades locales contribuyen en detrimento de la calidad de los recursos pesqueros importantes para la región, como son los ostiones, cuyo consumo representa un serio riesgo a la salud.

## VII. CONCLUSIONES

Los hidrocarburos aromáticos totales en la fase disuelta se presentaron en más del 70% de los casos en niveles que excedieron en hasta tres órdenes de magnitud el límite máximo de 10 µg/L indicado por la EPA (1984) para el método de evaluación por Espectroscopía de Fluorescencia. Paralelamente el análisis por cromatografía de gases permitió la identificación de los compuestos aromáticos y mostró aquellos de 4 y 3 anillos bencénicos como los más abundantes en la zona más próxima a la costa.

Los HAP en sedimentos definieron como zonas más afectadas al Puerto de Salina Cruz y a la bahía La Ventosa en donde sus concentraciones presentaron cambios temporales con niveles máximos en octubre de 1990 de  $96.32 \pm 128.43$  µg/g y de  $27.05 \pm 35.84$  y  $9.08 \pm 6.8$  µg/g en febrero y agosto de 1991.

Los HAP más abundantes en la fase disuelta y en sedimentos del área de estudio son compuestos de elevado potencial carcinogénico estructurados por 4 y 3 anillos bencénicos como son el B(k)fluoranteno, B(b)fluoranteno, B(a)antraceno, Pireno, Fluoranteno y Antraceno, cuyo origen se relaciona a procesos de combustión o pirólisis de productos como combustóleo, aceites y lubricantes, y a la presencia de gasolinas y productos de alto peso molecular como las kerosinas.

En el área oceánica, la concentración promedio de hidrocarburos aromáticos fue de  $6.4 \pm 9.38$  µg/g, representada principalmente por compuestos de 4 y 5 anillos bencénicos cuya fuente probable de origen es el emisor submarino de la Refinería Antonio Dovalí Jaimes ubicado en la bahía La Ventosa, y al cual se asocia la presencia de estos compuestos de elevado peso molecular.

El contenido de HAP en los organismos analizados, presentó concentraciones promedio de 53.79 µg/g en moluscos y 143.98 µg/g en camarones lo cual, en especies de consumo, puede representar un riesgo potencial a la salud humana

El análisis de metales pesados en la fase disuelta indicó la ausencia de plomo, así como incrementos significativos de las concentraciones de Ni, Cr y V a lo largo de los tres periodos analizados. El vanadio alcanzó niveles de 0.09 a 0.45 mg/L superiores a los reportados para otras áreas oceánicas del Pacífico mexicano, y el níquel y cromo excedieron el límite máximo permisible para zonas marinas señalado en el Diario Oficial de 0.008 y 0.05 mg/L respectivamente.

En sedimentos, la concentración relativa de los metales se describe en la siguiente relación: Ni (53.44 µg/g) > Cr (46.86 µg/g) > V (44.94 µg/g) > Pb (34.25 µg/g). Tales valores son superiores a las encontradas en zonas petroleras oceánicas del Golfo de México.

Los metales pesados en sedimento mostraron cambios estacionales en su concentración con tendencia a reducirse, principalmente en el área portuaria. En contraste, la proporción porcentual de la fracción biodisponible del Cr, Ni y V se incrementó de un 20 hasta un 40% en agosto, lo cual corresponde en términos de concentración promedio a niveles de 9 a 13 µg/g de metales biodisponibles para la biota en la zona litoral y a 7.5 µg/g para la región oceánica.

La población bacteriana heterótrofa en el ambiente costero de Salina Cruz, fue de  $10^3$  a  $10^4$  bact/100ml en agua y de  $10^6$  a  $10^7$  bact/100ml en sedimento. Esto indica que son hasta 100 veces más numerosas en la zona portuaria, lo cual se puede asociar con aportes anómalos de compuestos orgánicos cuya fuente principal es la descarga del drenaje urbano ubicado en este sitio.

La microbiología sanitaria indicó procesos de contaminación fecal en el área de la bahía La Ventosa y en la zona portuaria. En ambos sitios se detectaron bacterias del tipo de *Salmonella sp*, *S. typhi* y *S. paratyphi* y conteos de bacterias coliformes de 240 y 240,000 CF/100ml respectivamente, los cuales exceden el límite permisible señalado para aguas de contacto primario y actividades recreacionales y pesqueras.

En los moluscos analizados se evidenció la presencia de bacterias del tipo *Salmonella sp* y *S. paratyphi* y contenidos de bacterias coliformes superiores al límite autorizado de 230 CF/100ml, que los convierte en inadecuados para consumo humano.

De acuerdo al marco ambiental establecido en este estudio puede determinarse que la zona litoral, que comprende al área portuaria y a la bahía La Ventosa, son zonas afectadas por procesos de contaminación crónica, generados en mayor medida por las actividades industriales de la región y las que, por consecuencia, surgen de un desarrollo urbano sin adecuada planeación. A través de ellas, tanto la zona costera como oceánica se ven progresivamente afectadas por la presencia de hidrocarburos aromáticos de alto peso molecular, de metales pesados y de bacterias patógenas, los que producen el deterioro del ambiente marino, de sus recursos pesqueros y ponen en riesgo la salud humana.

## VIII. REFERENCIAS

- Adams W. J. 1987. Bioavailability of neutral lipophilic organic chemicals contained on sediments: A Review, *In: Fate and Effect of Sediment-Bound Chemicals in Aquatic Systems*. K. L. Dickson, A. W. Maki and W. A. Brungs, Eds. SETAC. Pergamon Press, New York. Chapter 16, pp 219-244.
- Agemian H., and Chau S. A. 1976. Evaluation of extraction techniques for the determination of metals aquatic sediments. *The Analyst*, 101 (1207): 761-767.
- Albaigés J., and P. Albrecht. 1979. Fingerprinting marine pollutant hydrocarbons by computerized gas chromatography mass spectrometry. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 6: 171-190.
- Albaigés J. 1980. Fingerprinting. Petroleum Pollutants in the Mediterranean Sea, pp. 69-81. *In: Analytical Techniques in Environmental Chemistry*. J. Albaigés Ed. Pergamon Press. New York.
- Alvarez R. U., Rosales H. L., and E. A. Carranza. 1986. Heavy metals in Blanco river sediments, Veracruz, Mexico. *Ann. Inst. Cienc. Mar y Limnol.* UNAM, 13:1-10
- American Pub. Health Assoc. 1970. Recommended procedures for the bacteriological examination of water and shellfish, 4th. Ed. *Am. Pub. Health Assoc.* New York, pp 105.
- American Pub. Health Assoc. 1980. Standard methods for the examination of water and wastewater. 15th Ed. *Am. Pub. Health Assoc.* New York.
- Ames B. N., Sims P., and P. L. Grover. 1972. Epoxides of carcinogenic polycyclic hydrocarbons are frameshift mutagens. *Science*, 176, 47.
- Armstrong H.W., Fick K., Anderson J. W., and J. M. Neff, J. M. 1977. Effects of oil field brine effluent on benthic organism in Trinity Bay, Texas. Washington D.C. *Am. Petroleum Institute*. API Pub. No. 4291. 82 pp.
- Atlas R. M., and R. Bartha. 1973. Fate and effect of polluting petroleum in the marine environment. *Residue Rev.* 49: 49-85.
- Atlas R. M., Boehm P. D., and J.A. Calder. 1981. Chemical and biological weathering of oil from the Amoco Cadiz oil spillage, within the littoral zone. *Estuarine Coastal Mar. Sci.* 12: 589-608.
- Atwood K.D., Burton J.F., Corredor E.J., Harvey R.G., Mata J.A., Botello A. V. and Wade A. B. 1988. Petroleum pollution in the Caribbean. *Oceanus*. Vol. 30 N. 4:25-32.
- Avignan J., and M. Blumer. 1968. On the origin of pristane in marine organisms. *J. Lipid Res.* 9: 350-352.
- Babinchak J.A., Graikoski J.T., Dudley S. and M.F. Nitkowski. 1977. Distribution of faecal coliforms in the bottom sediments from the New York Bay. *Mar. Poll. Bull.* 8: 150-153.

Baker J. M. 1978. *The Oil Industry and Microbial Ecosystem*. (K. W. A. Chater & H. J. Somerville (Eds.) London. p. 51.

Balkas T., Tugrul S., and L. Salihoglu. 1982. Trace metals levels in fish and crustacea from Northeastern Mediterranean coastal waters. *Mar. Environ. Res.* 6: 281.

Bartha R., and Atlas R. M. 1977. The microbiology of aquatic oil spills. *Adv. Appl. Microbiol.* 22: 225-266.

Bend J. R., Foureman G., L., and M. O. James . 1979. Partially induced hepatic mixed-function oxidase systems in individual members of certain marine species from coastal Maine and Florida. *In: Aquatic Pollutants. Transformation and Biological effects*. Hutzinger, O., von Lelyveld H., and Zoeteman, B., C., J. Eds. Pergamon Press. New York. pp 483.

Bertini K., Martin J. and J. Teal. 1976. Aids to analysis of seawater. *In: Strategies for marine pollution monitoring* (E.D. Golbderg) Wiley, Nueva York. pp. 217-253.

Bishop P.L. 1983. *Marine Pollution and its Control*. McGraw- Hill Ed. New York.

Björseth A., and Ramdahl T. 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels from Saudafjörd, W. Norway, by glass capillary gas chromatography. *Sci. Total Environm.* 13: 71-86.

Blackburn M. 1962. An Oceanographic study of the Gulf of Tehuantepec. U.S., *Fish and Wildlife Service* Special Scientific Report Fisheries. No. 404, Washington, D.C.28 pp.

Blumer M., Mullin, M. M., and D. W. Thomas. 1963. Pristane in zooplankton. *Science*, 140 : 974.

Blumer M. and D. W. Thomas. 1965. Phytodienes in zooplankton. *Science* 147: 1148-1149.

Blumer M. 1969. *Oil pollution of the ocean*. D.P. Hoult, Ed. Pleum Press, New York. pp 5-13.

Blumer M. 1970. Dissolved organic compounds in the sea water: saturated and olefinic hydrocarbons and singly branched fatty acids. *In: Organic Matter in Natural Waters*. D.W Hood (ED). Inst. Mar. Sci., Alaska, Occas. Publ., No. 1: 153-167.

Blumer M., Guillard R. R. L., and T. Chase. 1971. Hydrocarbons of marine phytoplankton. *Mar. Biol.* 8: 181-189.

Boehm P.D., Barak J. E., Fiest D. L., and A. A. Eskus. 1981. A chemical investigation of the transport and fate of petroleum hydrocarbons in littoral and benthic environments: the Thesis oil spill. *Mar. Environ. Res.* (in press).

Boop F., and Bigs, R. B. 1981. Metals in estuarine sediments: factor analysis and its environmental significance. *Science*, 13: 441-447.

- Borneff J., Selenka F., Kunte H., and A. Maximos. 1968. Experimental studies on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons in plants. *Environm. Res.* 2:22-29.
- Botello A.V., Dí az G. G., Villanueva F. S., Ponce V. G., Pica G. Y., Rueda Q. L., Rosas A. B., 1990. Impacto ambiental de los hidrocarburos organoclorados y de microorganismos patógenos específicos en lagunas costeras del Golfo de México. *Informe Final OEA--CONACyT.* 72 p.
- Botello A. V., González C., and G. Díaz. 1991. Pollution by petroleum hydrocarbons in sediments from continental shell of Tabasco State, Mexico. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47: 565-571.
- Bravo H., Salazar S., Botello A. V., and E. F. Mandelli. 1978. Polyaromatic hydrocabons in oyster from coastal lagoons along the eastern coast of the Gulf of Mexico. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 19: 171-176.
- Broman D. 1990. Transport and fate of hydrophobic organic compounds in the Baltic aquatic environment. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dibenzodioxins and Dibenzofurans. *Doctoral Thesis. University of Stockholm. Sweden.*
- Broman D., Kugelberg J., and C. Näf. 1990. Two hydrodynamically stable self-suspended buoyant sediments traps. *Estuar. Coastal. Shelf Sci.* 30: 429-436.
- Brown R.A. and F.T. Weiss. 1978. Fate and effects of polynuclear aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. *API*, Environmental Affairs Department. Publication. No. 4297.
- Bryan G.W. 1968. Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustacea. *J. Mar. Biol Assoc.* U.K. 43: 303.
- Bryan G.W. 1976. Heavy metals contamination in the sea. *In: Marine Pollution.* Johnston, R. Ed. Academic Press., London. pag. 185.
- Bryan G.W. and H. Uysal. 1978. Heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* from the Tamar estuary in relation to environmental levels. *Mar. Biol. Assoc.* U.K. 58, 89-108.
- Burns K. A. and Teal J. M. 1973. Hydrocarbons in the pelagic Sargassum community. *Deep Sea Res.*, 20: 207-211.
- Burrell D. C. 1977. Seagrass ecosystem oceanography. *In: Seagrass Ecosystem, a scientific perspective.* A.P. McRoy and Helfferich (Eds). Marcel Dekker, New York.
- Chambers J. E., Heitz J. R., McCorkie F.M. and Yarbrough J.D. 1979. Enzyme activities following chronic exposure to crude oil in a simulated ecosystem. American oysters and brown shrimp. *Environm. Res.*, pag. 20-133.
- Chipman W. A., Rice T. R., and T. J. Price. 1958. Uptake and accumulation of radioactive zinc by marine plankton, fish and shellfish. *Fish. Bull.* Fish. Wildlife Serv. U.S. 58: 279-292.

Clark R. C. Jr. 1966. Occurrence of normal paraffin hydrocarbons in nature (unpublished manuscript). *Woods Hole Oceanography Institution Technical Report*. pp. 66-34.

Clark R.C. Jr and M. Blumer. 1967. Distribution of n-paraffins in marine organisms and sediments. *Limnol. Oceanogr.* 12:79-87.

Clark R. C. and D. W. Brown. 1977. Petroleum: properties and analyses in biotic and abiotic systems, *In: Effects of petroleum on Arctic and subarctic marine environments and organisms*. D. C. Malins Ed. Vol. 1 Academic Press, New York. p.1-89

CONCAWE. 1981(a). *Revised inland oil spill clean-up manual* CONCAWE, den Haag.

CONCAWE. 1981(b). *A field guide to coastal oil spill control and clean-up techniques*. CONCAWE, den Haag.

Cormack D. and Nichols J. A. 1977. Rapp P-V. *Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* p. 171, 97.

Comer E. D. S., Harris R. P., Kilvington C. C., and S. C. M. O'Hara. 1976. Petroleum compounds in the marine food web: short-term experiments on the fate of naphtalene in Calanus. *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 56: 121-133.

Cosma B., Drago M., Piccazo M., Scarponi G., and S. Tucci. 1979. Heavy Metals in Ligurian Sea sediments: distribution of Cr, Cu, Ni and Mn in superficial sediments. *Mar. Chem.* 8: 125-128.

Davis J. B. 1968. Paraffinic hydrocarbons in the sulfate reducing bacterium *Desulfovibrio desulfuricans*. *Chem. Geol.* 3: 155-160.

Diario Oficial de la Federación, 1989. *Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua*, Ed. 13 de diciembre.

Donazzolo R., Merlin, O. H., Vitturi, L. M., Orio, A. A., Pavoni, B., Perin, G., and S. Rabiti. 1981. Heavy metal contamination in surface sediments from the Gulf of Venice, Italy. *Mar. Pollut. Bull.*, 12: 417-421.

Dunn B. P., and H.F. Stich. 1976. Monitoring procedures for chemical carcinogens in coastal waters. *J. Fish. Res. Bd. Canada.* 33; 2040-2046.

Duurssma E. K. and Dawson R. 1981. Marine Organic Chemistry. *Elsevier Sci. Publ. Com.* Amsterdam. 521pp.

Echaniz H. V. 1986. Determinación de los niveles de hidrocarburos en agua, sedimentos recientes y hojas de pasto marino *Thalassia testudinum*, en tres islas arrecifales del Puerto de Veracruz. *Tesis Profesional. Fac. de Ciencias UNAM.* México. pp 80.

Eglinton G., and R. J. Hamilton. 1963. The distribution of alkanes, *In: Chemical Plant Taxonomy*. T. Swain, ed. Academic Press, New York, pp. 187-217.

- Enrhardt M. 1972. Petroleum hydrocarbons in oysters from Galveston Bay. *Environm. Pollut.* 3: 257-271.
- Eisler R. 1981. *Trace Metal Concentration in Marine Organisms*. Pergamon Press. New York
- EPA, Environmental Protection Agency. 1984. Rules and Regulations. Method 610, *Fed. Register*. Vol. 49(209), October 26.
- Erkenbrecher C. W. 1981. Sediment bacterial indicator in an urban shellfish subestuary of the lower Chesapeake Bay. *Appl. Environm. Microb.*, 42: 484-492.
- Farrington J. W. and Tripp B. W. 1977. Hydrocarbons in Western North Atlantic surface sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 41: 1627-1641.
- Farrington J. W., Goldberg E. D., Reisenbrough R. W., Martin J. H., and Bowen V. T. 1983. US Mussel Watch 1976-1978: an overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionuclide data. *Environm. Sci. Technol.*, 17, 490-6.
- Förstner U., and Wittmann G. T. W. 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag Ed. Germany. pp.486.
- Frenet J., and Alliot A. 1985. Comparative bioaccumulation of metals in *Palaemonetes varians* in polluted and non-polluted environments, *Mar. Environm. Res.* 17:19.
- Furness W. R., and Rainbow P. S. 1990. *Heavy Metals in the Marine Environment*. CRC Press. Inc. Boca Raton, Florida, 256pp.
- Gaudette H. E., Flight W.R., Toner L., and D. W. Folger. 1974. An inexpensive tritiation method for the determination of organic carbon in recent sediments. *J. Sediments Petrol.* 44(1):249-253.
- GEMSAP. 1977. *Rep. Stud. No. 6*.IMCO/FAO/WMO/WHO/IAEA/UN/GESAMP.
- Giam C. S., and Lee E. R. 1987. *Pollutant Studies in Marine Animals*. CRC Press. Inc., Boca Raton, Florida. 187 pp.
- Giblin A. E., Luther G. W., and I. Valiela. 1986. Trace metal solubility in salt marsh sediments contaminated with sewage sludge. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 23: 477-481.
- Giger W., and Blumer M. 1974. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: isolation and characterization by chromatography, visible, ultraviolet and mass spectrometry. *Anal. Chem.*, 46: 1663-1671.
- Gilchrist C. A., Lynes A., Steel G., and B. T. Whitman. 1972. The determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in mineral oils by thin-layer chromatography and mass spectrometry. *Analyst*. 97: 880-888.

- Gobas F. A. P. C., Muir D. C. G., and D. Mackay. 1988. Dynamics of dietary bioaccumulation and faecal elimination of hydrophobic organic chemicals in fish. *Chemosphere*, 17: 943-962.
- Goldberg E. D., 1976. *The Health of the Oceans*. The UNESCO Press. Paris. 173p
- Goldberg E. D., Gamble, E., Griffin, J. J., and M. Koide. 1977. Pollution history of Narragansett Bay as recorded in its sediments. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 5: 549-554.
- Goldberg E. D., Bowen V. I., Farrington J. W., Martin J. H., Parker P. L., Risebrough R. W., Robertson W., Schneider E. y E. Banbre. 1978. The Mussel Watch. *Env. Conser.*, 5(2): 101-125
- Goldberg E. D. 1984. The Mussel Watch Concept. La Sirena. *En: Noticias del Progra del PNUMA para los mares regionales*. No. 23. Marzo 1984.
- González, E. C. 1990. Determinación de los niveles de hidrocarburos alifáticos y aromáticos en sedimentos recientes de la plataforma continental de los Estados de Tabasco y Campeche, México. *Tesis Profesional ENEP. Zaragoza*, México. pp 108.
- Goyal M. S. 1983. Indicators of Viruses. *In: Virus Pollution of the Environment*. Ed. Gerald Berg. CRC. Press. 211-230.
- Green J., and Trett M. W. 1989. *The fate and effects of oil in freshwater*. Elsevier Applied Science Eds. pp. 338.
- Greig R. A., Reid R. N., and D. R. Wenzloff. 1977. Trace metal concentration in sediments from Long Island Sound, *Mar. Pollut. Bull.* 8: 183-188.
- Grimmer G., and Duevel, D. 1970. *Biosynthetic formation of polycyclic hydrocarbons in higher plants VIII. Carcinogenic hydrocarbons in human environment*. Z. Naturforsch. Wiss. 25B: 1171-1175.
- Han J. E., Mc Carthy D., Calvin M., and M. M. Benn. 1968. Hydrocarbon constituents of the bluegreen alga *Nostoc uscorum*, *Anacystis nidulans*, *Phormidium luridum*, and *Chlorogloea fritschii*. *J. Chem. Soc. (C)*: 2785-91.
- Han J. and M. Calvin. 1969. Hydrocarbons distribution of algae and bacteria and microbiological activity in sediments. *Proceedings National Academy of Sciences*. Vol. 64: 436-443.
- Hancock J. L., Applegate H. G., and J. D. Dodd. 1970. Polynuclear aromatic hydrocarbons on leaves. *Atmos. Environm.*, 4: 363-370. Hauser T. R., and J. N. Pattison. 1972. Analysis of aliphatic fraction of air particulate matter. *Env. Sci. and Tech* 6:549-555.
- Hicks E. A. 1976. Variación estacional en la concentración de elementos metálicos en ostiones de la Laguna de Términos, Camp., México. *Tesis Profesional. Facultad de Química*. UNAM

Hites R. A., Laflamme R. E., and J. G. Windsor Jr. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine/aquatic sediments *In: Petroleum in the marine environment*. Advances in Chemistry Series No. 185. L. Petrakis and F. T. Weiss, eds. American Chemical Society, Washington D.C. pp 289-311

Holmes C. W. 1986. Trace metal seasonal variation in Texas marine sediments. *Mar. Chem.* 20: 13-18.

IAEA. International Atomic Energy Agency. 1984. *Intercomparison of trace element measurements marine sediments sample*. SD-N-1/2 Report No. 24. Monaco.

Instituto de Geofísica. 1974. Predicción de Mareas. Salina Cruz. *Anales del Instituto de Geofísica, UNAM*. Vol 19.

Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). 1983. Evaluación de la Contaminación de la Laguna Superior y Río Verde, Juchitan, Oax., debido al derrame de combustóleo de mayo de 1982. *Informe Final*. Gerencia de Protección Ambiental.

Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). 1984(a). Evaluación de la Contaminación en la Laguna Superior, Oax. ocasionada por la ruptura del oleoducto de 10" del Corredor Transistmico durante octubre de 1983. *Informe Final*. Gerencia de Protección Ambiental

Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). 1984(b). Evaluación de la contaminación de esteros cercanos a la Laguna Superior, Oax., debido a la ruptura del amonioducto en mayo de 1984. *Informe Final*. Gerencia de Protección Ambiental.

Instituto Mexicano del Petróleo (IMP). 1985. Evaluación de la Contaminación en el Río Verde, Oax., causada por la ruptura del Poliducto Transistmico en diciembre de 1984. *Informe Final*. Gerencia de Protección Ambiental.

Jenne E. A. 1977. *Trace element sorption by sediments and solids- sites and processes, in Symposium on Molybdenum in the Environment*, Chappel, W. and Peterson, K., Eds. Marcel Dekker, New York. pp 425.

Jewell D. M. 1980. The role of nonhydrocarbons in the analysis of virgin and biodegraded petroleum, *In: Petroleum in the Marine Environment*. L. Petrakis and F.T. Weiss, eds. Advances in Chemistry Series No 185, American Chemical Society, Washington, D.C. pp. 219-235.

Kooms, C. B. 1965. Chemical composition: a control on the physical and chemical processes acting on petroleum in the marine environment. *In: Background papers for a workshop on inputs, fates, and effects of petroleum in the marine environment*. Vol. II. National Academy of Sciences. Washington D. C.

Laflamme R. E. and R.A. Hites. 1978. The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. *Geochim. et Cosmochim. Acta.* 42:289-304.

- Landrum P. F. 1989. Bioavailability and toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed to sediments for the amphipod *Pontoporeia hoyi*. *Environm. Sci. Technol.*, 23: 588-595.
- Landrum P.F., Faust W. R. and Eadie B. J. 1989. Bioavailability and toxicity of a mixture of sedimen-associated chlorinated hydrocarbons to the amphipod *Pontoporeia hoyi*. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, 12 th Vol, ASTM 1027, Philadelphia, 315-329.
- Lavin, R. 1992. Física del Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*, 12(103): 42-59.
- Lee R. F., Nevenzel J. C., Paffenhofer G. A., Benson A. A., Patton S., and T. E. Kavanagh. 1970. A unique hexane hydrocarbon from a diatom *Skeletonema costatum*. *Biochim. Biophys. Acta*. 202:386-388.
- Lee R. F., Sauerheber R., and A. A. Benson. 1972. Petroleum hydrocarbons: uptake and discharge by the marine mussel. *Mytilus edulis*. *Science* 177: 344-346.
- Lee R. F., and M. Takahashi. 1976. The fate and effect of petroleum hydrocarbons in controlled ecosystem enclouser. pp 150-156 *In: Petroleum hydrocarbons in the Marine Environment*. A.D. McIntyre and K.J Whittle (eds). Charlottenlund Slot, Denmark: Conc. Intern. Explor Mer., vol. 171
- Lee M. L., Prado G. P., Howard J. B., and R. A. Hites. 1977. sources identification of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons by gas chromatography mass spectrometry and high resolution mass spectrometry. *Biomed. Mass. Spec.* 4: 182-186.
- Lee R. F., Gardner W. S., Anderson J. W., Blaglock J. W., and J. Barwell-Clarke. 1978. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in controlled. Ecosystem encloueres. *Env. Sci. Tech.* 12: 832-838.
- Lee R. F. and C. Ryan. 1983. Microbial and photochemical degradation of polycylic aromatic hydrocarbons in estuarine waters and sediments. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 40:86.
- Liu D.L.S. 1973. Microbial degradation of crude oil and the various hydrocarbons derivates. *In: The microbial degradation of oil pollutants*. D.G. Ahearn and S.P. Meyers (eds). Pub. No. LSU-SG-73-01. Center for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge
- Lizárraga-Partida M., L., Porrás-Aguirre J., Izquierdo V. F. B. 1983. Tasa bacteriana hidrocarbonocáticas/heterótrofas como indice de impacto ambienta por petróleo crudo en la Sonda de Campeche. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol.* 10(1):177-186.
- Lizárraga P. M. L., Muñoz-Rubio J., Porrás-Aguirre J., Izquierdo-Vicuña F. B., and I. Wong-Chang, 1984. Taxonomy and distribution of hydrocarbonoclastic bacterial from the Ixtoc-I area. *In: Deuxieme Colloque International de Bacteriologie marine*. CNRS. Brest, 1-5 Oct. IFREMER. Actes de Colloques, 3, 1986, pp. 633-638.

- Lizárraga P. M. L., Porras-Aguirre J., Izquierdo-Vicuña F. B. y Hernández R. 1986. Bacteriología del sur del Golfo de México y área del Canal de Yucatán. *Ciencias Marinas*. vol 12(2): 21-34.
- Lizárraga P. M. L., Izquierdo-Vicuña F. B. y I. Wong-Chang, 1991. Marine Bacteria on the Campeche Bank Oil Field. *Mar. Poll. Bull.* vol. 22(8): 401-405.
- Loring L. and Rantala R. T. 1977. Geochemical analysis of marine sediments and suspended particulated matter. *Fisheries and Marine Services Technical Canada*. Report 700. 58p.
- Luoma S. N. 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms-a review, *Sci. Total Environm.*, 28:1-13
- Mandelli E. F. 1979. Contaminación por metales pesados. *Rev. Com. Perm.* Pacífico Sur, 10: 209-228.
- Manual CARIPOL. 1986. Programa para el análisis de hidrocarburos del petróleo en sedimentos y organismos marinos. *Taller de Entrenamiento para el Análisis de Hidrocarburos del Petróleo en Organismos y Sedimentos Marinos*. Puerto Morelos, México. pp.25.
- McAuliffe C. D. 1977. *In: Fate and effects of Petroleum Hydrocarbons in marine Organisms and Ecosystems* (D.A Wolfe (Ed.), Pergamon Press. Oxford, p. 363.
- McAuliffe C. D., Johnson, J. C., Greense, S. H., Canavari, G.P.and Searl, T.D. 1980. *Environm. Sci. Technol.* 14: 1504.
- Macko S. A., Winters J. K., and P. L. Parker. 1982. *Mar. Poll. Bull.* 13: 174.
- Miller J. A. and Miller E. C. 1971. Chemical carcinogenesis mechanisms and approaches to its control. *J. Natl. Cancer Inst.* pp. 5-47.
- Mills A. L., Brevil C. and Colwell R. R. 1978. Enumeration of petroleum degrading marine and estuarine microorganism by the most probable number method. *Can. J. Microbiol.*, 25: 552-557.
- Moody J., and Lindstrom R. 1977. Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace elements sample. *Analit. Chem.* 49, 2264-2267.
- Moore S. F. 1974. Effects of oil on marine organisms: A critical assessment of published data. *Water Research*, 8: 819-827.
- Moore M. N. 1980. Cytochemical determination of cellular responses to environmental stressors in marine organisms. *Rapp. P. V. Reun. Cons. Int. Explor. Mes.* 179. 7.
- Morita R. Y. 1977. The role of the microorganism in the marine environment. *In: Ocean Sound Scattering Prediction*. N. R. Anderson & B. J. Zahuaranec (Eds.). Ocean Sound Scattering Prediction. Plenum Press, New York pp. 445- 455.
- Mosiño A. F. and E. García. 1974. The climate of México. World survey of climatology. *Brisson. Hore*. Vol. (II): Cap. 4.

- Nagy E., Scott B. F., and J. Hart. 1984. The fate of oil and oil-dispersant mixtures in freshwater ponds. *The science of the Total Environment*, 35(2): 115-133.
- NAS. 1975. *Petroleum in the Marine Environment. Workshop on* Neff J. 1984. Bioaccumulation of organic micropollutants from sediments and suspended particulates by aquatic animals. Fresenius Z. *Anal. Chem.* 319: 132-136
- Neff J. 1984. Bioaccumulation of organic micropollutants from sediments and suspended particulates by aquatic animals. Fresenius Z. *Anal. Chem.* 319: 132-136
- Neuland H., Schrimppf E., and R. Hermann. 1982. Zur Änderung der Spurenmittelgehalte im fließenden Wasserkörper und in den Sedimenten entlang eines Flubabschnittes des Roten Mains in Abhängigkeit von Redoxpotential, pH und anderen Einflüßgroßen. *Catena*. 5: 19-31.
- Norma Oficial Mexicana. 1987. **NOM-AA-42**, Calidad del agua, determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli*. Dirección General de Normas.
- Nugegoda D. and Rainbow P. S. 1987. The effect of temperature on zinc regulation by the decapod crustacean *Palaemon elegans* Rathke, *Ophelia*. 27:17.
- Olsen C. R., Larsen I. L., Brewster R. H., Cutshall N. H., Bopp R. F., and H. J. Simpson. 1984. A geochemical assessment of sedimentation and contaminant distribution in the Hudson-Raritan estuary. *NOAA technical Rep. NOS OMS 2*. Nat Ocenograph. and Atmosph. Adm. Seattle.
- Oppenheimer C. H. and Zobell C. E. 1952. The growth and viability of sixty-three species of marine bacteria as influence by hydrostatic pressure. *J. Mar. Res.* 11: 10-18.
- Oppenheimer C. H, Gunkel W., and G. Gassman. 1977. *In: Oil Spill Conference*. Washington, D. C. p. 593.
- Oppenheimer C.H. and J. A. Goni-Arevalo. 1982. A methodology using environmental balance to determine hydrocarbon impact to coastal zone management. *In: International Symposium Ixtoc-1 PEMEX/SEMAR/SEPECA*. 2-5 june. México.
- Oró J., Tomabene T. G., Nooner D. W., and E. Gelpi. 1967. Aliphatic hydrocarbons and fatty acids of some marine and fresh water microorganisms. *J. Bacteriol.* 93: 1811-1818.
- Osuna-López I., Ortega-Romero P., and F. Páez-Osuna. 1986. Cd, Cr, Co, Fe, Cu, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del Puerto y Antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*, 12(2): 35-45.
- Osuna-López J., Zazuela-Padilla H., Rodríguez-Higera A., and Páez-Osuna F. 1990. Trace Metal Concentration in Mangrove Oyster (*Crassostrea cortiziensis*) from Tropical Lagoon Environments, México. *Mar. Poll. Bull.* 21(10):486-488.

Osuna-López J., Páez- Osuna F., Fong-Lee M. L., Fernandez-Pérez R., Lozano- Santa Cruz, and G. Villaseñor. 1986. Heavy metals and minerology in sediment cores from tropical coastal lagoon, México. *Indian J. Mar. Sci.* 13: 153-158.

Pancirov R. J. and R. A. Brown. 1977. Polynuclear aromatic hydrocarbons in marine organisms tissues. *Environ. Sci. Tech.* 11: 989-992.

Parsons R. T., Takahashi M., and B. Hargrave. 1977. *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press. New York. pp 332.

Patterson W. C. 1976. *Nuclear Power*. Pelican Books. Harnosworth.

PEMEX/IMP. 1982. Evaluación del impacto ambiental en plancton y bentos debido a las descargas al mar procedentes de la refinería de Salina Cruz, Oax. Proyecto G-1000. *Primer Informe*.

PEMEX/IMP. 1984. Evaluación del impacto ambiental en plancton y bentos debido a las descargas al mar procedentes de la refinería de Salina Cruz, Oax. Proyecto G-1000. *Segundo Informe*.

PEMEX/IMP. 1985(a). Evaluación del impacto ambiental en plancton y bentos debido a las descargas al mar procedentes de la refinería de Salina Cruz, Oax. Proyecto G-1000. *Informe Final*.

PEMEX/IMP. 1985(b). Gerencia de Protección Ambiental. Sub-Gerencia de Ecología Ambiental. Superintendencia General de Estudios Ecológicos. *Informes del Crucero MARSUR-I, 1984, 1985, 1986*.

PEMEX/IMP. 1989. Evaluación de la calidad del agua y concentración de hidrocarburos en agua y sedimento en las Bahías de la Ventosa, Oax. Primera y segunda campaña. *Informe Final*.

PEMEX/IMP. 1991. Actualización de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del Golfo de Tehuantepec con énfasis en la Bahía de Salina Cruz. Proyecto EBO-8851. *Informe Final*.

PEMEX. 1986. *Refinería Antonio Dovalí Jaime. Salina Cruz, Oax*. Subdirección de Transformación Industrial pp. 40.

PEMEX. 1990. *Refinería Antonio Dovalí Jaime. Salina Cruz, Oax*. Subdirección de Transformación Industrial pp. 45.

Pérez- Zapata A. J., Deleón R. I., and R. A. M. Gil. 1984. Determinación cuantitativa de plomo en peces del estuario del Río Coatzacoalcos. *Ciencia y Desarrollo*, CONACyT No. 52 año IX, pp.80-86.

Pfaender F. K., and Buckley E. N. 1984. Effects of petroleum on microbial communities *In: Petroleum Microbiology*. R. M. Atlas. Ed. Macmillan, New York. pp 507-536.

Phillips D. J.H. 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. *App. Scienc. Publ*, London.

Pica G. Y. 1988. Determinación de los niveles de contaminación fecal en la Laguna de Términos, Campeche. Mediante la cuantificación de Bacterias Coliformes y Coprostanol (Dos métodos comparativos). *Tesis Profesional, Facultad de Ciencias UNAM*. pp. 79.

Plowchalk D. R. and Zagorski S. J. 1986. *Polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations from watersheds with varying degrees of industrialization*. Proceedings of Pennsylvania Academy of Sciences, 60, 174-178.

Pomeroy L. R. 1974. The ocean's food web, a changing paradigm. *Bioscience*. 24: 499-504.

Ponce V. G. 1988. Evaluación de metales pesados en sedimentos recientes y tejidos del ostión *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) de la Laguna de Términos Camp., México. *Tesis Profesional. Facultad de Ciencias*. 70p.

Posthuma J. 1977. The composition of petroleum. Rapp. P. V. *Reun. Cons. Int. Explor. Mer*. 171: 7-16.

Reinhardt R., and Rose R. 1982. *Water. Res.* 16: 1319.

Renfro W. C., Fowler S. W., Heyraud M., and J. La Rosa. 1975. Relative importance of food and water in long term zinc- 65 accumulation by marine biota. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1339-1345.

Reynoldson T. B. 1987. Interactions between sediment contaminants and benthic organism. *Hydrobiology*. 149: 53-66.

Riley J. P. 1989. *Chemical Oceanography* vol.9. Ed. Ac. Press. London.

Rodríguez S.H. y Romero J. J. 1981. Niveles de contaminación bacteriana en dos sistemas fluviolagunares asociados a la Laguna de Términos, Campeche. *An. Inst. Cienc. y Limnol.* UNAM 8(1): 63-68.

Romero J., Ferrara-Guerrero J., Lizárraga P.L. y S.H. Rodríguez (en prensa). Variación estacional de las poblaciones de enterobacterias en la Laguna de Términos, Campeche

Romero J. y H. Rodríguez. 1982. Niveles actuales de contaminación coliforme en el sistema lagunar del Carmen-Machona, Tabasco. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* UNAM 9: 121-126

Rosas I., Báez A. and R. Belmont. 1983. Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metal pollution in some lagoons of the Gulf of México. *Wat. Air. and Soil Poll.* 20:127-135.

3510  
UNAM  
BIBLIOTECA  
22 30  
1982

- Safe S., Wyndham C., Crawford A., and Kohli J. 1978. **Metabolism: detoxification or toxification in Aquatic Pollutants: transformation and Biological Effects.** Hutzinger, O., Van Lelyveld, I. H., and Zoeteman, B. C. J., Eds., Pergamon Press, New York. pp. 299
- Salazar S., G. Díaz and A.V. Botello. 1991. Presence of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Northwestern Mexico City, Mexico. **Bull. Environm.Contam. Toxicol.** 46: 690-696.
- Shimidzu M., Kajihara T., Suyama I., and Y. Hiyama. 1971.Uptake of Co-58 by mussel, **Mytilus edulis.** **J. Radiat Res.** 12:17-28
- Schultz-Baldes M. 1976. Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel **Mytilus edulis.** **Mar. Biol.** 25: 177-193.
- Schultz D. F. and K. K. Turekian. 1976. The distribution of Cobalt, Nickel and Silver in the ocean water profiles around Pacific Antarctic. **J. Geophisics. Res.** 70: 5519-5528.
- Schultz D. W, Ferraro S. P., Ditsworth G. R., and K. A. Sercu. 1987. Selected chemical contaminants in surface sediments of Commencement Bay and the Tacoma Waterways. Washington, USA., **Mar. Environm. Res.**, 22: 271-282.
- Secretaría de Marina. 1974. **Estudio Geográfico de la región de Salina Cruz, Oaxaca.** Dirección Gral. de Oceanografía. México 347 pp.
- Secretaria de Marina. 1986. **Metales traza en sedimentos del Puerto de Salina Cruz, Oax. y Bahías adyacentes.** Dirección Gral de Oceanografía. México. p. 70-86
- Simoneit B.R.T. 1978. Organic chemistry of marine sediments. pp 233-311. **In: Chemical Oceanography.** Chester and J.P. Riley Eds. Vol. 7. Academic Press, London, England.
- Singer S. C. and Lee, R.F. 1977. Mixed function oxygenase activity in the blue crab **Callinectes sapidus:** tissue distribution and correlation with changes during molting and development. **Biol. Bull.** 153: 377.
- Simkiss K., Taylor M., and A. Z. Mason. 1982. Metal detoxification and bioaccumulation in molluscs. **Mar. Biol. Lett.** 3: 187.
- Spooner M. F. 1978 . **Mar. Poll. Bull.** 9: 281.
- Stegeman J. J. and Teal J. M. 1973. Accumulation release and retention of petroleum hydrocarbons by the oyster **Crassostrea virginica,** **Mar. Biol.** 22-27
- Stegeman J. J. and Chevion M. 1980. Sex differences in cytochrome P-450 and mixed function oxygenase activity in gonadally mature trout. **Biochem. Pharmacol.**, 29. 553.
- Stegeman J. J. 1981. Polynuclear aromatic hydrocarbons and their metabolism in the marine environment **In: Polycyclic Aromatics and Cancer.** Vol 3. Gelboin H., V. and Tis'o. P.O.P., Eds. Academic Press. New York.

Tessier A., Campbell P. G., and M. Bisson. 1974. Sequential extraction procedure for the speciation of particulated trace metals. *Anal. Chem.*, 51: 844- 855.

Topping G. 1976. In: "*Marine Pollution*". R. Johnston Ed., Academic Press, London and San Diego., p. 303.

Van Der Linden A. C. 1978. Degradation of oil in the marine environment In: *Developments in the biodegradation of hydrocarbons*, R., J. Watkinson Ed. London. pp 165-200.

Van Hassel J. H., Ney J.J., and Garling D. L. 1980. Heavy metals in a stream ecosystem at sites near highways. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109: 636-643.

Villanueva F. S. 1987. Evaluación de metales pesados en los sedimentos y organismos del Río Coatzacoalcos y áreas adyacentes. Ver., México. *Tesis Profesional, ENEP-Zaragoza*, UNAM. México 82p.

Wade T. L., Atlas E. L., Brooks J. M., Kennicutt M. C., Fox R. G., Sericano J., Garcia-Romero B., and D. Defereitas. 1988. NOAA Gulf of Mexico status and trends program: Trace Organic contaminant distribution in Sediments and Oysters. *Estuaries*. 11 (3): 171-179.

Wade L. T., Kennicutt M. C., and M. J. Broobs. 1989. Gulf of Mexico seep communities: Part II Aromatic Hydrocarbon Concentrations in Organisms, Sediment and Water. *Marine Environm. Res.* 27: 19-30.

Wakeham S. G., Schaffner C., and W. Giger. 1981. Diagenic polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments: Structural information obtained by high performance liquid chromatography. In: *Advances in Organic Geochemistry*. J. Maxwell and A. Douglas Eds. pp 353-363.

Walker W. L., Risebrough R. W., Mendola J. R., and G. W. Bowes. 1973. *Antartic J. US.* 8:29.

Walker J. D., and R. R. Colwell. 1975. Some effect of petroleum on estuarine and marine microorganisms. *Can. J. Microbiol.* 21: 305-313.

Wheeler R. B. 1978. *The fate of petroleum in the marine environment*. Exxon Production Research Co. Houston Texas.

White S. L., and Rainbow P.S. 1982. Regulation and accumulation of copper, zinc and cadmium by the shrimp *Palaemon elegans*. *Mar. Ecol. Prog. Serv.* 8: 95.

White S. L., and Rainbow P. S. 1984. Regulation of zinc concentration by *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda): zinc flux and effects of temperature, zinc concentration and molting. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 16: 135.

Whitfield M., Turner D. R., and A. G. Dickinson. 1987. Speciation of dissolved constituents in estuarines. In: *River inputs to ocean systems. Proceedings of UNESCO/IOC/UNEP Review Workshop*. Rome 16-19 March, 1979. New York United Nations 132-188 p.

Youngblood W. W., Blumer M., Guillard R. L., and F. Fiore. 1971. Saturated and unsaturated hydrocarbons in marine benthic algae. *Mar. Biol.* 8: 190-201.

Youngblood W. W., and M. Blumer. 1973. Alkanes and alkenes in marine benthic algae. *Mar. Biol.* 21: 63-172.

Youngblood W. W., and M. Blumer. 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment: homologous series in soils and recent marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 39: 1303-1314.

ZoBell C. E. 1969. In: "*Proceedings of Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills*". American Petroleum Institute. Washington, D. C. pp. 317.

ZoBell C. E. 1971. In: "*Proceedings of Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills*". American Petroleum Inst., Washington, D. C., pp. 441

## **IX. ANEXO**

**CUADRO 3. EVALUACION FLUOROMETRICA DE HAP's DISUELTOS DEL PUERTO DE SALINA CRUZ, OAX. ( $\mu\text{g/l}$ ).**

LOCALIDAD	OCTUBRE 90	FEBRERO 91	AGOSTO 91
01	*	*	ND
02	288.30	13.50	ND
03	*	*	*
04	1747.50	*	*
05	3893.50	193.90	*
06	11565.10	*	2501.30
07	*	*	*
08	6435.10	*	*
09	14692.50	8.10	5360.10
10	6720.10	*	*
11	2799.50	6.40	3350.10
12	*	*	*
13	*	7.90	7637.50
14	4263.20	13.50	*
15	*	7.90	ND
16	*	13.50	ND
17	*	82.10	ND
18	*	*	43.50
19	*	*	ND
20	*	*	16.50
<b>MEDIA</b>	5822.80	38.53	1575.50
<b>D.S.</b>	4681.90	63.10	2606.80
<b>C.V.</b>	80.40	163.50	165.40
<b>I.CONF.</b>	2916.60	39.23	1357.40
<b>MAX</b>	14692.50	193.90	7637.50
<b>MIN</b>	288.30	6.40	0
<b>N</b>	9	9	12

\* = MUESTRA NO DETERMINADA  
 ND = NIVEL NO DETECTABLE

**CUADRO 4. HAP. DISUELTOS ( $\mu\text{g/l}$ ) DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES  
(ANALISIS POR CROMATOGRAFIA DE GASES).**

No. Anillos	COMPUESTO	OCTUBRE 90				FEBRERO 91						AGOSTO 91							
		2	4	10	14	1	6	9	11	16	17	2	6	9	11	13	16	18	20
2	Naftaleno	ND	ND	ND	ND	ND	0.3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Acenaftileno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.31	ND	ND	ND
	Acenafteno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fluoreno	ND	ND	ND	2.73	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.38	ND	ND	ND
	Promedio	ND	ND	ND	0.88	ND	0.08	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.17	ND	ND	ND
3	Fenantreno	13.00	ND	4.50	4.10	ND	0.34	0.37	ND	ND	ND	0.38	0.47	0.35	0.22	0.28	0.48	ND	ND
	Antraceno	34.00	3.70	14.10	14.70	ND	1.68	0.27	ND	ND	ND	ND	ND	0.60	0.17	0.19	ND	ND	ND
	Fluoranteno	3.63	1.63	8.55	10.70	ND	0.29	2.32	ND	ND	ND	1.00	ND	0.38	0.33	0.97	1.39	0.48	0.28
	Promedio	16.88	1.78	9.05	9.83	ND	0.76	0.99	ND	ND	ND	0.46	0.16	0.44	0.24	0.47	0.82	0.15	0.09
4	Pireno	6.92	4.38	34.55	34.70	ND	4.33	1.77	0.24	ND	0.18	ND	ND	0.90	ND	3.45	ND	1.73	1.28
	B(a)antraceno	9.32	8.80	3.50	5.90	5.47	ND	1.40	0.60	1.60	0.66	0.57	0.71	0.60	0.90	4.55	0.54	ND	ND
	Criseo	121.20	9.02	57.40	69.00	ND	0.92	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	B(b)fluoranteno	106.70	7.07	35.90	56.30	ND	3.42	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.63	ND	ND	ND
	B(k)fluoranteno	55.10	4.50	18.06	32.90	ND	3.30	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.49	ND	ND	ND
	Promedio	59.85	6.75	29.88	39.76	1.09	2.39	0.83	0.08	0.32	2.03	0.11	0.14	0.03	0.18	2.22	0.11	0.35	0.28
5	B(a)pireno	44.00	ND	18.20	26.30	ND	2.42	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.79	ND	ND	ND
	Indo(123)pireno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Promedio	22.00	ND	8.10	13.15	ND	1.21	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.40	ND	ND	ND
6	B(ghi)perileno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	HAP TOTALES	394.90	39.03	192.70	257.30	5.47	16.98	6.13	0.84	1.60	10.14	1.95	1.18	2.78	1.61	14.02	2.40	2.20	1.56
PROMEDIO TOTAL		26.32	2.60	12.85	7.15	0.36	1.13	0.41	0.06	0.11	0.68	0.13	0.08	0.19	0.11	0.93	0.16	0.15	0.10

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002  $\mu\text{g/g}$  LIMITE DE DETECCION)

ESTADISTICO	OCTUBRE 90					X TOTAL	HAP TOTAL	FEBRERO 91					X TOTAL	HAP TOTAL	AGOSTO 91					X TOTAL	HAP TOTAL
	2A	3A	4A	5A	X TOTAL			2A	3A	4A	5A	X TOTAL			2A	3A	4A	5A	X TOTAL		
MEDIA	0.17	9.38	34.06	10.81	14.73	220.70	0.01	0.29	1.10	0.20	0.46	6.66	0.02	0.37	0.42	0.05	0.23	3.48			
D.S.	0.34	6.17	22.07	9.22	9.85	147.30	0.03	0.46	0.94	0.49	0.40	5.99	0.06	0.27	0.73	0.14	0.28	4.30			
C.V.	200	65.75	64.80	85.25	66.85	66.75	244.90	156.90	86.70	2.44	86.8	245.00	282.60	73.93	172.20	282.60	123.00	124.20			
I. CONF.	0.39	6.99	25.01	10.45	11.16	167.00	0.03	0.38	0.77	0.41	0.33	4.92	0.04	0.18	0.49	0.10	0.19	2.89			
MAX.	0.66	16.87	59.85	22	26.32	394.90	0.08	0.99	2.40	1.12	1.13	16.98	0.17	0.92	2.22	0.40	0.93	14.02			
MIN.	0	1.78	6.75	0	2.60	39.03	0	0	0.06	0	0.06	0.84	0	0.09	0.03	0	0.08	1.18			
N	4	4	4	4	4	4	6	6	6	6	6	6	8	8	8	8	8	8			

**CUADRO 5a ANALISIS CROMATOGRAFICO DE HAP EN SEDIMENTO DE SALINA CRUZ, DURANTE OCTUBRE DE 1990 ( $\mu\text{g/g}$ ).**

No. Anillos	COMPUESTO	LOCALIDAD									TOTAL
		3	5	6	7	8	9	10	11	13	
2	Naftaleno	ND	ND	ND	65.55	ND	ND	ND	ND	ND	65.55
	Acenaftileno	ND	ND	ND	2.55	ND	16.28	0.85	0.68	6.72	27.08
	Acenafteno	ND	ND	ND	10.86	ND	ND	ND	0.12	6.07	17.05
	Fluoreno	ND	ND	ND	2.73	ND	ND	ND	0.13	10.15	10.28
	Promedio	ND	ND	ND	20.42	ND	4.07	0.21	0.23	5.74	
3	Fenantreno	0.36	ND	ND	44.10	ND	33.40	0.24	0.15	8.25	86.5
	Antraceno	0.42	9.66	0.45	23.35	0.29	19.13	1.25	0.13	6.34	61.02
	Fluoranteno	0.22	35.60	2.16	20.24	0.61	21.72	0.73	0.13	45.34	127.75
	Promedio	0.35	15.09	0.87	29.23	0.30	24.75	0.74	0.14	20.31	
4	Pireno	ND	24.96	1.34	39.49	0.56	ND	1.95	ND	13.99	82.29
	B(a)antraceno	ND	ND	48.90	45.13	0.17	ND	ND	ND	78.15	172.35
	Criseno	ND	7.38	ND	41.17	2.57	ND	0.71	0.38	41.23	93.44
	B(b)fluoranteno	ND	38.90	0.98	24.96	ND	ND	1.54	0.91	33.71	101.00
	B(k)fluoranteno	ND	23.33	0.59	ND	ND	ND	0.87	ND	21.94	46.73
	Promedio	ND	18.91	10.36	30.15	0.66	ND	1.01	0.26	37.80	
5	B(a)pireno	ND	15.70	ND	ND	ND	ND	0.67	ND	13.90	30.27
	Indo(123)pireno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Promedio	ND	7.85	ND	ND	ND	ND	0.34	ND	6.95	
6	B(ghi)perileno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>TOTAL DE HAP</b>		1.00	155.50	54.42	317.4	4.20	90.53	8.12	2.62	286.8	
<b>PROMEDIO DE HAP</b>		0.07	10.37	3.63	21.16	0.28	6.03	0.64	0.17	19.12	

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002  $\mu\text{g/g}$  LIMITE DE DETECCION)

ESTADISTICO	2A	3A	4A	5A	6A	X TOTAL	HAP TOTAL
MEDIA	3.41	10.20	11.02	1.68	ND	6.82	96.32
D.S.	6.73	12.11	14.63	3.25	ND	8.31	128.40
C.V.	197.40	118.80	132.80	193.30	ND	121.90	133.30
I. CONF.	4.19	7.54	9.11	2.03	ND	5.18	80.01
MAX.	20.42	29.23	37.80	7.85	ND	21.16	317.40
MIN.	0	0.14	0	0	ND	0.07	1
N	9	9	9	9	9	9	9

**CUADRO 5b. ANALISIS CROMATOGRAFICO DE HAP EN SEDIMENTO DE SALINA CRUZ, DURANTE FEBRERO DE 1991 (µg/g).**

No. Anillos	COMPUESTO	LOCALIDAD									TOTAL
		2	5	9	11	13	14	15	16	17	
2	Naftaleno	ND	ND	ND	3.40	ND	ND	ND	ND	ND	3.40
	Acenaftileno	ND	ND	ND	1.03	ND	ND	ND	ND	ND	1.03
	Acenafteno	ND	ND	ND	1.26	ND	ND	ND	ND	ND	1.26
	Fluoreno	ND	ND	ND	3.68	ND	ND	ND	ND	ND	3.68
	Promedio	ND	ND	ND	2.34	ND	ND	ND	ND	ND	
3	Fenantreno	0.28	ND	0.20	2.05	ND	0.16	0.86	0.22	ND	3.77
	Antraceno	2.17	1.63	0.35	5.61	3.72	1.65	2.77	0.10	0.51	18.61
	Fluoranteno	0.71	6.63	1.34	10.02	1.20	ND	ND	ND	2.07	21.97
	Promedio	1.05	2.75	0.63	5.89	1.64	0.60	1.21	0.11	0.86	
4	Pireno	ND	ND	1.02	16.01	10.41	ND	0.03	1.91	2.01	31.39
	B(a)antraceno	ND	1.94	ND	ND	21.01	1.45	ND	ND	ND	24.40
	Criseno	ND	ND	ND	29.26	ND	ND	1.62	ND	ND	30.88
	B(b)fluoranteno	ND	1.94	1.22	12.15	10.92	6.47	4.45	ND	0.06	37.21
	B(k)fluoranteno	ND	1.48	1.07	10.91	11.61	5.67	4.31	ND	ND	35.06
	Promedio	ND	1.07	0.66	13.66	10.79	2.72	2.08	0.38	0.41	
5	B(a)pireno	ND	0.71	0.28	11.25	7.31	3.54	2.20	ND	ND	25.29
	Indo(123)pireno	ND	ND	ND	ND	ND	1.74	1.05	ND	ND	2.79
	Promedio	ND	0.36	0.14	5.63	3.66	2.64	1.63	ND	ND	
6	B(ghi)perileno	ND	ND	ND	ND	ND	1.77	1.08	ND	ND	2.85
	<b>TOTAL DE HAP</b>	3.15	14.31	5.48	106.60	66.18	22.45	18.35	2.23	4.65	
	<b>PROMEDIO DE HAP</b>	0.21	0.95	0.37	7.10	4.41	1.50	1.22	0.15	0.31	

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002 µg/g LIMITE DE DETECCION)

ESTADISTICO	2A	3A	4A	5A	6A	X TOTAL	HAP TOTAL
MEDIA	0.26	1.64	3.53	1.56	0.32	1.80	27.05
D.S.	0.78	1.76	5.06	2.03	0.65	2.39	35.84
C.V.	300.00	107.70	143.20	129.80	205.80	132.40	132.50
I. CONF.	0.49	1.10	3.15	1.26	0.41	1.49	22.32
MAX.	2.34	5.89	13.66	5.63	1.77	7.10	106.60
MIN.	0	0.11	0	0	0	0.15	2.23
N	9	9	9	9	9	9	9

**CUADRO 5c. ANALISIS CROMATOGRAFICO DE HAP EN SEDIMENTO DE SALINA CRUZ,  
DURANTE AGOSTO DE 1991 (µg/g).**

No. Anillos	COMPUESTO	LOCALIDAD												TOTAL
		1	2	6	9	11	13	15	16	17	19	19	20	
2	Naftaleno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Acenaftileno	ND	1.70	0.75	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.35	0.20	0.29	1.79
	Acenafteno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fluoreno	ND	0.10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.15	0.13	0.12	0.17	0.76
	Promedio	ND	0.45	0.19	ND	ND	ND	ND	ND	0.04	0.12	0.08	0.12	
3	Fenantreno	ND	0.80	0.22	0.14	0.12	ND	0.07	0.06	0.55	0.11	0.50	0.56	3.13
	Antraceno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.31	0.35	1.16	ND	2.82
	Fluoranteno	ND	ND	0.04	1.10	0.06	0.42	ND	0.10	0.07	0.03	ND	ND	1.82
	Promedio	ND	0.30	0.09	0.41	0.06	0.14	0.02	0.50	0.64	0.16	0.42	0.19	
4	Pireno	ND	1.47	ND	2.23	3.14	6.84							
	B(a)antraceno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Criseno	ND	0.80	ND	ND	0.27	0.64	0.12	ND	ND	ND	1.12	1.26	4.21
	B(b)fluoranteno	0.93	3.25	3.26	ND	1.73	1.91	2.28	ND	2.91	1.70	0.59	4.46	23.02
	B(k)fluoranteno	0.95	3.00	2.83	ND	1.40	1.40	2.04	ND	1.35	1.64	7.08	3.76	25.05
	Promedio	0.38	1.70	1.22	ND	0.68	0.79	0.89	ND	0.85	0.67	2.20	2.52	
5	B(a)pireno	0.68	2.00	1.73	ND	0.82	0.91	1.93	ND	1.70	5.07	5.02	2.41	22.27
	Indo(123)pireno	ND	ND	ND	ND	ND	3.61	ND	ND	ND	2.40	ND	ND	6.01
	Promedio	0.34	1.00	0.87	ND	0.41	2.26	0.97	ND	0.85	2.54	3.71	1.21	
6	B(gh)perileno	ND	ND	ND	1.36	0.50	0.57	0.76	ND	ND	ND	2.40	3.84	9.46
	<b>TOTAL DE HAP</b>	2.66	13.18	8.83	2.60	4.90	9.46	7.21	0.16	8.04	9.39	22.80	19.87	
	<b>PROMEDIO DE HAP</b>	0.17	0.88	0.66	0.17	0.33	0.63	0.48	0.01	1.61	0.63	1.52	1.32	

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002 µg/g LIMITE DE DETECCION)

ESTADISTICO	2A	3A	4A	5A	6A	X TOTAL	HAP TOTAL
MEDIA	0.08	0.24	0.99	1.19	0.79	0.69	9.05
D.S.	0.13	0.21	0.80	1.12	1.21	0.54	6.80
C.V.	158.60	84.85	80.20	94.90	153.90	77.51	74.81
I. CONF.	0.07	0.11	0.41	0.58	0.63	0.28	3.54
MAX.	0.45	0.64	2.52	3.71	3.84	1.61	22.80
MIN.	0	0	0	0	0	0.01	0.16
N	12	12	12	12	12	12	12

**CUADRO 6. ANALISIS CROMATOGRAFICO DE HAP EN SEDIMENTOS OCEANICOS DURANTE FEBRERO DE 1991 ( $\mu\text{g/g}$ ).**

No. Anillos	COMPUESTO	LOCALIDAD											TOTAL	
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K		
2	Naftaleno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Acenaftileno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Acenafteno	ND	ND	ND	ND	ND	0.10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.10
	Fluoreno	ND	ND	ND	ND	ND	0.08	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.08
	Promedio	ND	ND	ND	ND	ND	0.05	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
3	Fenantreno	ND	ND	ND	0.47	0.34	0.18	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.99
	Antraceno	0.30	0.29	0.15	1.29	1.42	0.16	ND	ND	ND	ND	ND	0.12	3.73
	Fluoranteno	0.40	1.05	0.08	ND	1.01	0.35	ND	ND	ND	ND	ND	0.44	3.33
	Promedio	0.23	0.45	0.08	0.59	0.92	0.23	ND	ND	ND	ND	ND	0.21	
4	Pireno	0.28	0.78	0.11	ND	5.62	3.42	ND	ND	ND	ND	ND	0.32	10.53
	B(a)antraceno	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Criseno	ND	ND	ND	0.52	1.33	1.28	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.13
	B(b)fluoranteno	ND	1.66	ND	2.98	4.25	6.43	ND	0.11	0.14	ND	ND	ND	15.57
	B(k)fluoranteno	ND	1.58	ND	2.74	3.66	6.22	ND	0.07	0.22	ND	ND	ND	14.49
Promedio	0.06	0.80	0.02	1.25	2.97	3.47	ND	0.04	0.07	ND	ND	0.06		
5	B(a)pireno	ND	1.22	ND	2.02	1.75	4.47	ND	0.30	0.17	ND	ND	ND	9.66
	Indo(123)pireno	ND	ND	ND	1.16	ND	1.82	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.98
	Promedio	ND	0.61	ND	1.59	0.88	3.15	ND	0.02	0.09	ND	ND	ND	
6	B(ghi)perileno	ND	1.12	ND	1.48	0.84	1.91	ND	ND	0.42	ND	ND	ND	5.77
	<b>TOTAL DE HAP</b>	0.98	7.70	0.34	12.66	20.22	26.42	ND	0.21	0.95	ND	ND	0.88	
	<b>PROMEDIO DE HAP</b>	0.07	0.51	0.02	0.84	1.35	1.76	ND	0.01	0.06	ND	ND	0.06	

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002  $\mu\text{g/g}$  LIMITE DE DETECCION)

ESTADISTICO	2A	3A	4A	6A	6A	X TOTAL	HAP TOTAL
MEDIA	0.004	0.25	0.79	0.58	0.52	0.43	6.40
D.S.	0.02	0.30	1.27	1.00	0.70	0.63	9.38
C.V.	331.70	120.8	160.00	173.10	134.10	146.90	146.60
I. CONF.	0.01	0.16	0.70	0.55	0.39	0.34	5.15
MAX.	0.05	0.92	3.47	3.15	1.91	1.76	26.42
MIN.	0	0	0	0	0	0	0
N	11	11	11	11	11	11	11

**CUADRO 7. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN AGUA DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES ( mg/l).**

LOCALIDAD	OCTUBRE 90				FEBRERO 91				AGOSTO 91			
	Cr	Ni	Pb	V	Cr	Ni	Pb	V	Cr	Ni	Pb	V
01	*	*	*	*	*	*	*	*	0.24	0.56	ND	0.27
02	0.17	0.15	ND	0.09	0.14	0.14	ND	0.10	0.24	0.56	ND	0.61
03	0.12	ND	0.09	*	*	*	*	*	*	*	*	*
04	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
05	0.16	0.14	ND	0.09	*	*	*	*	*	*	*	*
06	*	*	*	*	0.15	ND	ND	0.04	0.20	0.56	ND	0.65
07	0.19	0.18	ND	0.06	*	*	*	*	*	*	*	*
08	0.12	0.13	ND	0.07	*	*	*	*	*	*	*	*
09	0.11	0.13	ND	0.06	0.13	0.11	ND	0.11	0.20	0.56	ND	0.67
10	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
11	0.20	0.22	ND	0.18	0.19	0.15	ND	0.49	0.36	0.66	ND	0.55
12	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
13	0.13	0.20	ND	0.09	0.17	0.16	ND	0.14	0.35	0.66	ND	0.68
14	0.19	0.18	ND	0.07	0.10	0.12	ND	0.14	*	*	*	*
15	*	*	*	*	0.14	0.14	ND	0.23	0.35	0.45	ND	0.23
16	*	*	*	*	0.16	0.12	ND	0.20	0.35	0.45	ND	0.49
17	*	*	*	*	0.17	ND	ND	0.09	0.28	0.35	ND	0.35
18	*	*	*	*	*	*	*	*	0.32	0.45	ND	0.49
19	*	*	*	*	*	*	*	*	0.28	0.14	ND	0.10
20	*	*	*	*	*	*	*	*	0.28	0.56	ND	0.50
<b>MEDIA</b>	0.15	0.16	ND	0.09	0.15	0.10	ND	0.17	0.29	0.50	ND	0.45
<b>D.S.</b>	0.04	0.03	ND	0.04	0.03	0.06	ND	0.13	0.06	0.14	ND	0.21
<b>C.V.</b>	22.69	20.85	ND	41.12	17.64	58.65	ND	77.4	20.40	29.00	ND	46.54
<b>I.CONF.</b>	0.023	0.02	ND	0.02	0.02	0.04	ND	0.08	0.03	0.08	ND	0.11
<b>MAX</b>	0.20	0.22	ND	0.18	0.19	0.16	ND	0.49	0.36	0.66	ND	0.68
<b>MIN</b>	0.11	0.13	ND	0.06	0.10	0	ND	0.04	0.20	0.14	ND	0.10
<b>N</b>	9	9	9	9	9	9	9	9	12	12	12	12

\* = MUESTRA NO DETERMINADA  
 ND = NIVEL NODETECTABLE

**CUADRO 8. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES DURANTE OCTUBRE DE 1990 ( $\mu\text{g/g}$ ).**

LOCALIDAD	CROMO		NIQUEL		PLOMO		VANADIO		CONTENIDO
	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL
01	*	*	*	*	*	*	*	*	*
02	*	*	*	*	*	*	*	*	*
03	*	*	*	*	*	*	*	*	*
04	*	*	*	*	*	*	*	*	*
05	27.93	7.84	73.63	12.31	10.84	7.59	45.14	11.23	167.44
06	18.94	6.25	69.21	8.73	10.82	2.17	45.23	9.98	144.20
07	57.94	11.16	73.60	15.86	51.36	10.30	45.21	6.89	228.11
08	33.89	9.42	84.42	15.89	37.92	8.94	45.26	9.99	201.49
09	79.59	9.58	97.22	19.45	78.46	14.36	57.50	11.10	312.77
10	67.16	11.33	78.00	12.32	64.97	11.65	55.46	10.67	266.69
11	63.08	11.95	78.00	19.46	58.20	10.00	74.36	11.99	273.64
12	88.13	14.44	99.11	21.18	85.01	14.36	70.75	9.70	343.00
13	75.23	18.95	82.08	15.85	71.56	18.42	44.06	7.51	272.93
14	*	*	*	*	*	*	*	*	*
15	*	*	*	*	*	*	*	*	*
16	*	*	*	*	*	*	*	*	*
17	*	*	*	*	*	*	*	*	*
18	*	*	*	*	*	*	*	*	*
19	*	*	*	*	*	*	*	*	*
20	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<b>MEDIA</b>	56.88	11.21	81.70	15.67	52.13	10.87	53.66	9.90	
<b>D.S.</b>	24.44	3.75	10.40	4.03	27.31	4.65	11.81	1.70	
<b>C.V.</b>	42.98	33.48	12.73	25.70	52.40	42.83	22.01	17.13	
<b>I.CONF.</b>	15.23	2.34	6.48	2.51	17.01	2.90	7.36	1.06	
<b>MAX</b>	88.13	18.95	99.11	21.18	85.01	18.42	74.36	11.99	
<b>MIN</b>	18.94	6.25	69.21	8.73	10.82	2.17	44.06	6.89	
<b>N</b>	9	9	9	9	9	9	9	9	

\* = MUESTRA NO DETERMINADA

**CUADRO 9. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS  
DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES  
DURANTE FEBRERO DE 1991 ( $\mu\text{g/g}$ ).**

LOCALIDAD	CROMO		NIQUEL		PLOMO		VANADIO		CONTENIDO
	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL
01	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02	34.90	10.50	45.91	10.99	27.36	9.96	45.14	9.86	153.31
03	.	.	.	.	.	.	.	.	.
04	.	.	.	.	.	.	.	.	.
05	51.30	10.61	50.38	11.47	29.59	9.92	45.98	11.07	177.25
06	.	.	.	.	.	.	.	.	.
07	.	.	.	.	.	.	.	.	.
08	.	.	.	.	.	.	.	.	.
09	44.27	10.69	44.09	10.69	35.13	10.08	45.21	8.70	168.70
10	.	.	.	.	.	.	.	.	.
11	57.61	11.47	59.38	12.47	56.99	11.00	65.26	12.04	239.24
12	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13	61.16	15.88	68.49	13.47	60.55	14.96	45.31	8.25	235.61
14	27.94	9.47	50.32	11.47	26.47	9.81	45.24	8.02	149.94
15	39.53	10.99	40.34	11.12	34.69	10.92	45.83	6.98	160.39
16	45.30	10.99	49.24	11.00	41.84	10.29	45.34	6.98	181.72
17	37.14	10.47	40.32	10.54	29.47	9.88	46.21	7.89	153.14
18	.	.	.	.	.	.	.	.	.
19	.	.	.	.	.	.	.	.	.
20	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>MEDIA</b>	44.35	11.23	49.83	11.47	38.02	10.76	47.72	8.87	
<b>D.S</b>	10.85	1.83	9.15	0.94	12.71	1.64	6.59	1.77	
<b>C.V.</b>	24.46	16.26	18.35	8.18	33.44	15.21	13.80	19.98	
<b>I.CONF.</b>	6.76	1.14	5.70	0.58	7.92	1.02	4.10	1.10	
<b>MAX</b>	61.16	15.88	68.49	13.47	60.55	14.96	65.26	12.04	
<b>MIN</b>	27.94	9.47	40.32	10.54	26.47	9.81	45.14	6.98	
<b>N</b>	9	9	9	9	9	9	9	9	

\* = MUESTRA NO DETERMINADA

**CUADRO 10. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS  
DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES  
DURANTE AGOSTO DE 1991 ( $\mu\text{g/g}$ ).**

LOCALIDAD	CROMO		NIQUEL		PLOMO		VANADIO		CONTENIDO
	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL
01	29.53	2.30	31.76	5.03	16.89	6.17	21.71	3.03	99.89
02	28.79	6.96	28.87	11.32	14.76	9.58	33.97	9.77	106.39
03	.	.	.	.	.	.	.	.	.
04	.	.	.	.	.	.	.	.	.
05	.	.	.	.	.	.	.	.	.
06	58.62	11.32	36.40	10.83	20.06	12.69	21.71	5.02	136.70
07	.	.	.	.	.	.	.	.	.
08	.	.	.	.	.	.	.	.	.
09	64.50	17.59	32.63	16.46	16.68	5.59	33.97	9.64	147.78
10	.	.	.	.	.	.	.	.	.
11	75.35	34.52	27.81	13.10	11.48	4.02	35.10	6.08	148.74
12	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13	97.08	20.99	35.83	16.47	20.90	7.61	43.41	10.02	197.22
14	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15	17.09	3.63	29.67	13.12	10.09	5.91	48.39	11.85	105.24
16	12.08	1.12	20.91	8.75	7.30	2.99	33.99	10.02	74.28
17	18.91	ND	29.05	8.74	8.01	5.99	26.48	6.93	82.45
18	20.07	12.10	10.95	0.69	7.17	2.13	27.22	8.35	65.41
19	20.78	9.30	23.67	10.83	7.88	0.71	31.94	9.14	84.27
20	29.54	11.69	31.77	18.74	9.94	5.03	43.55	9.04	114.80
<b>MEDIA</b>	39.36	10.96	28.28	11.17	12.6	5.70	33.45	8.44	
<b>D.S.</b>	27.49	9.64	7.04	5.05	5.04	3.25	8.49	2.51	
<b>C.V.</b>	69.83	89.82	24.90	45.19	40.04	57.00	25.39	30.40	
<b>I.CONF.</b>	14.31	5.13	3.67	2.63	2.63	1.69	4.42	1.30	
<b>MAX</b>	97.08	34.52	36.40	18.74	20.90	12.69	48.39	11.85	
<b>MIN</b>	12.08	0	10.95	0.69	7.17	0.71	21.71	3.03	
<b>N</b>	12	12	12	12	12	12	12	12	

\* = MUESTRA NO DETERMINADA  
ND = NIVEL NO DETECTABLE

**CUADRO 11. CARACTERISTICAS DEL MATERIAL SEDIMENTARIO  
DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES .**

LOCALIDAD	OCTUBRE 1990		FEBRERO 1991		AGOSTO 1991	
	% C. ORGANICO	TIPO DE SEDIMENTO	% C. ORGANICO	TIPO DE SEDIMENTO	% C. ORGANICO	TIPO DE SEDIMENTO
01	.	.	.	.	0.36	LIMO
02	.	.	1.15	LIMO	0.29	LIMO
03	.	.	.	.	.	.
04	.	.	.	.	.	.
05	1.78	ARENA	0.36	ARENA	.	.
06	0.41	ARENA	.	.	1.75	ARENA
07	2.20	ARENA	.	.	.	.
08	1.59	LIMO/ARENA	.	.	.	.
09	2.31	LIMO	1.34	LIMO	1.62	LIMO
10	2.61	ARENA	.	.	.	.
11	1.53	LIMO/ARENA	2.23	LIMO/ARCILLA	2.90	LIMO/ARCILLA
12	3.77	ARCILLA	.	.	.	.
13	2.76	LIMO/ARCILLA	3.34	LIMO/ARCILLA	2.69	LIMO/ARCILLA
14	.	.	0.43	ARENA	.	.
15	0.70	ARENA	0.21	ARENA	.	.
16	0.56	ARENA	0.21	ARENA	.	.
17	.	.	0.44	ARENA	0.13	ARENA
18	.	.	.	.	0.18	ARENA
19	.	.	.	.	0.17	ARENA
20	.	.	.	.	0.33	ARENA

LOCALIDAD	FEBRERO 1991	
	% C. ORGANICO	TIPO DE SEDIMENTO
A	0.64	ARENA
B	0.73	ARCILLA
C	0.78	ARCILLA
D	1.04	ARCILLA
E	0.38	ARENA
F	0.36	ARENA
G	0.26	ARENA
H	0.67	ARENA
I	0.34	ARENA
J	0.39	ARENA
K	0.45	ARENA

\* = Muestra No Determinada

**CUADRO 12. CORRELACIONES ENTRE EL % DE CARBON ORGANICO Y EL CONTENIDO DE METALES TOTALES.**

METAL	OCTUBRE 90	FEBRERO 91	AGOSTO 91
Cr	** 0.85	** 0.70	** 0.97
Ni	** 0.69	** 0.83	0.45
Pb	** 0.81	** 0.82	0.58
V	0.37	0.38	0.32

\*\* = CORRELACION SIGNIFICATIVA

**CUADRO 13. CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS OCEANICOS (µg/g).**

LOCALIDAD	CROMO		NIQUEL		PLOMO		VANADIO		CONTENIDO
	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL	BIODISP.	TOTAL
A	25.01	9.32	37.85	9.93	24.43	9.93	22.03	6.09	109.32
B	24.36	9.60	25.99	9.99	25.21	9.00	27.87	5.21	103.43
C	27.72	9.32	25.95	9.78	21.22	8.04	28.91	8.58	103.80
D	17.29	7.60	24.09	8.38	20.59	7.89	20.77	8.57	82.74
E	32.60	8.04	45.93	9.69	29.20	8.00	44.96	10.56	152.69
F	29.61	7.94	37.80	7.93	19.76	7.92	38.94	7.09	126.11
G	22.50	6.93	25.86	8.80	20.16	6.76	28.12	8.04	96.64
H	32.56	8.76	30.61	8.96	29.19	8.00	26.48	5.92	118.84
I	34.09	9.14	35.86	10.06	24.94	9.96	28.58	7.09	123.47
J	14.95	2.99	14.09	2.14	14.39	2.89	10.32	5.21	53.75
K	12.52	3.00	19.58	2.36	19.17	2.84	17.30	6.25	68.57
MEDIA	24.84	7.51	29.42	8.01	22.57	7.38	26.75	7.15	
D.S.	7.41	2.38	9.24	2.93	4.49	2.42	9.53	1.66	
C.V.	29.83	31.70	31.40	36.61	19.90	32.81	35.63	23.19	
I.CONF.	4.07	1.31	5.07	1.61	2.47	1.33	5.23	0.91	
MAX	34.09	9.60	45.93	10.06	29.20	9.96	44.96	10.56	
MIN	12.52	2.99	14.09	2.14	14.39	2.84	10.32	5.21	
N	11	11	11	11	11	11	11	11	

**CUADRO 14. CONTENIDO DE HAP EN ORGANISMOS BENTONICOS DEL AREA DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y ZONAS ADYACENTES. (PESO HUMEDO µg/g)**

		FEBRERO 1991				AGOSTO 1991							
No. Anillos	COMPUESTO	<i>Crassostrea</i> E. 16a	<i>Iridescens</i> E. 16b	TOTAL No. Anillo		<i>Crassostrea</i> E. 16	<i>Iridescens</i> E. 16a	TOTAL No. Anillo		<i>Penaeus stylirostris</i> E. 16		TOTAL No. Anillo	
2	Naftaleno	1.20	ND	4.77	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Acenaftileno	0.79	ND			ND	ND			ND	ND		
	Acenafteno	1.02	ND			ND	ND			ND	ND		
	Fluoreno	1.76	ND			ND	ND			ND	ND		
3	Fenantreno	1.56	3.67	4.67	8.67	2.16	2.90	6.54	8.87	2.84	3.06	7.99	13.90
	Antraceno	0.86	3.00			3.38	2.99			2.57	6.15		
	Fluoranteno	2.15	2.00			ND	2.98			2.58	4.67		
4	Pireno	5.45	1.05	19.10	1.05	9.34	22.08	33.40	58.60	26.33	31.01	88.10	101.00
	B(a)antraceno	ND	ND			17.12	ND			ND	ND		
	Criseno	1.85	ND			ND	10.19			6.20	26.36		
	B(b)fluoranteno	3.78	ND			2.70	13.62			26.00	22.21		
	B(k)fluoranteno	8.02	ND			4.20	12.69			29.53	21.39		
5	B(a)pireno	3.50	ND	3.50	ND	ND	7.62	ND	7.62	16.98	13.40	17.00	13.40
	Indo(123)pireno	ND	ND			ND	ND			ND	ND		
6	B(gh)perileno	3.50	ND	3.50	ND	ND	ND	ND	ND	12.10	15.70	12.10	15.70
<b>TOTAL DE HAP</b>		<b>35.42</b>	<b>9.72</b>			<b>38.90</b>	<b>75.07</b>			<b>125.12</b>	<b>143.98</b>		
										Músculo	Músc. +Exoesq.		

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002 µg/g LIMITE DE DETECCION)

**CUADRO 15. METALES PESADOS EN TEJIDO DE ORGANISMOS BENTONICOS DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y ZONAS ADYACENTES (PESO SECO µg/g)**

COMPUESTO	FEBRERO 1991		AGOSTO 1991			
	<i>Crassostrea</i> E. 16a	<i>Iridescens</i> E. 16b	<i>Crassostrea</i> E. 16	<i>Iridescens</i> E. 16a	<i>Penaeus stylirostris</i> E. 16	
PLOMO	0.35	0.49	0.24	0.37	0.19	0.25
CROMO	0.17	0.20	0.10	0.10	ND	ND
NIQUEL	0.60	0.71	0.84	0.64	0.56	0.82
					Músculo	M.+Exoesq.

ND= NIVEL NO DETECTABLE (<0.002 µg/g LIMITE DE DETECCION)

**CUADRO 16. BACTERIAS HETEROTROFAS EN AGUA Y SEDIMENTOS (Bact/ml)  
DEL PUERTO DE SALINA CRUZ Y AREAS ADYACENTES .**

LOCALIDAD	FEBRERO 1991		AGOSTO 1991	
	AGUA	SEDIMENTO	AGUA	SEDIMENTO
01	.	.	$4.5 \times 10^5$	$4.5 \times 10^6$
02	$9 \times 10^3$	$4.3 \times 10^6$	$2.6 \times 10^3$	$1.9 \times 10^5$
03	.	.	.	.
04	.	.	.	.
05	$2.0 \times 10^4$	$2.0 \times 10^6$	.	.
06	.	.	$9.8 \times 10^5$	$1.3 \times 10^7$
07	.	.	.	.
08	.	.	.	.
09	$2.6 \times 10^4$	$5.6 \times 10^6$	$1.5 \times 10^5$	$3.0 \times 10^8$
10	.	.	.	.
11	$4.8 \times 10^5$	$1.1 \times 10^7$	$4.0 \times 10^7$	$4.5 \times 10^9$
12	.	.	.	.
13	$3.8 \times 10^5$	$1.2 \times 10^7$	$1.2 \times 10^6$	$4.5 \times 10^9$
14	$2.3 \times 10^5$	$3.9 \times 10^5$	.	.
15	$1.1 \times 10^4$	$2.5 \times 10^5$	$4.5 \times 10^5$	$1.8 \times 10^6$
16	$1.6 \times 10^3$	$6.4 \times 10^4$	$1.0 \times 10^3$	$6.0 \times 10^5$
17	$5.0 \times 10^3$	$10 \times 10^5$	$5.0 \times 10^3$	$3.0 \times 10^7$
18	.	.	$5.0 \times 10^5$	$3.7 \times 10^7$
19	.	.	$1.3 \times 10^4$	$5.0 \times 10^7$
20	.	.	$1.9 \times 10^4$	$3.6 \times 10^5$

\* = Muestra No Determinada

**CUADRO 17. PROPORCION PORCENTUAL DEL MATERIAL ORGANICO DEGRADADO EN SEDIMENTOS**

LOCALIDAD	(1-n-alcenos/UCM*)x100		
	OCTUBRE 90	FEBRERO 91	AGOSTO 91
02	*	53	48
09	72	*	81
13	82	79	83
16	*	*	34
D	*	*	40

\* = Muestra No Determinada

**CUADRO 18. BACTERIAS DEGRADADORAS DEL PETROLEO EN AGUA Y SEDIMENTO DEL PUERTO DEL PUERTO DE SALINA CRUZ OAX. Y AREAS ADYACENTES (Bact/100ml).**

LOCALIDAD	AGOSTO 1991	
	AGUA	SEDIMENTO
01	2	80
02	23	130
03	*	*
04	*	*
05	*	*
06	23	20
07	*	*
08	*	*
09	23	230
10	*	*
11	23	>230
12	*	*
13	23	130
14	*	*
15	*	*
16	2	>230
17	4	>230
18	8	>230
19	13	30
20	8	130

\* = Muestra No Determinada

**CUADRO 19. CONTENIDO DE BACTERIAS COLIFORMES  
DEL PUERTO DE SALINA CRUZ, OAX. (Bact/100ml).**

LOCALIDAD	OCTUBRE 90				FEBRERO 91				AGOSTO 91			
	AGUA		SEDIMENTO		AGUA		SEDIMENTO		AGUA		SEDIMENTO	
	CT	CF	CT	CF	CT	CF	CT	CF	CT	CF	CT	CF
01	*	*	*	*	*	*	*	*	8.8	<2	380	<2
02	38	38	*	*	50	<2	50	<2	380	380	240	240
03	>240	>240	>24000	>24000	*	*	*	*	*	*	*	*
04	>240	>240	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
05	>240	>240	>24000	>24000	3800	3800	3800	3800	*	*	*	*
06	>240	>240	2200	<2	*	*	*	*	3800	2400	500	220
07	>240	>240	17000	17000	*	*	*	*	*	*	*	*
08	>240	>240	<2	<2	*	*	*	*	*	*	*	*
09	>2400	>2400	170000	170000	>24000	>24000	>24000	>24000	2400	2400	24000	24000
10	>240	>240	>240000	>240000	*	*	*	*	*	*	*	*
11	170	170	<2	<2	20000	20000	20000	20000	20000	20000	3800	3800
12	>2400	>2400	<2	<2	*	*	*	*	*	*	*	*
13	>2400	>2400	*	*	>240000	>240000	>240000	>240000	24000	24000	20000	20000
14	38	38	*	*	>24000	>24000	>24000	>24000	*	*	*	*
15	*	*	*	*	380	<2	380	<2	8.8	5	2400	2400
16	*	*	*	*	38	20	38	20	8.8	2.2	2400	2400
17	*	*	*	*	38	20	38	20	380	200	20	8.8
18	*	*	*	*	*	*	*	*	>240	38	>2400	>2400
19	*	*	*	*	*	*	*	*	240	240	88	88
20	*	*	*	*	*	*	*	*	38	8.8	>2400	880

CT= Bacterias Coliformes Totales  
CF= Bacterias Coliformes Fecales  
\* = Muestra No Determinada

**CUADRO 20. COLONIAS TIPO *Salmonella sp.* EN AGUA Y SEDIMENTO DEL PUERTO DE SALINA CRUZ, OAX.**

LOCALIDAD.	OCTUBRE 1990		FEBRERO 1991		AGOSTO 1991	
	AGUA	SEDIMENTO	AGUA	SEDIMENTO	AGUA	SEDIMENTO
01	*	*	*	*	ND	ND
02	<i>S. typhi</i>	ND	ND	ND	ND	ND
03	<i>S. typhi</i>	ND	*	*	*	*
04	ND	ND	*	*	*	*
05	<i>S. typhi/paratyphi</i>	<i>S. typhi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>	*	*
06	<i>S. typhi/paratyphi</i>	*	*	*	<i>Salmonella sp.</i>	<i>Salmonella sp.</i>
07	<i>S. typhi</i>	ND	*	*	*	*
08	<i>S. typhi</i>	<i>S. typhi</i>	*	*	*	*
09	<i>S. typhi/paratyphi</i>	<i>S. typhi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>
10	<i>S. typhi/paratyphi</i>	<i>S. typhi</i>	*	*	*	*
11	<i>S. typhi</i>	<i>S. typhi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi</i>
12	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. typhi</i>	*	*	*	*
13	<i>S. typhi/paratyphi</i>	<i>S. typhi</i>	<i>S. typhi</i>	<i>S. paratyphi</i>	<i>S. paratyphi/sp.</i>	<i>S. paratyphi/sp.</i>
14	<i>S. typhi</i>	ND	<i>S. typhi</i>	<i>S. typhi</i>	*	*
15	*	*	ND	<i>S. paratyphi</i>	<i>Salmonella sp.</i>	<i>S. paratyphi</i>
16	*	*	ND	<i>S. typhi</i>	ND	<i>S. paratyphi</i>
17	*	*	<i>S. paratyphi/sp.</i>	<i>S. typhi</i>	<i>S. paratyphi/sp.</i>	<i>S. paratyphi</i>
18	*	*	*	*	<i>Salmonella sp.</i>	<i>Salmonella sp.</i>
19	*	*	*	*	ND	ND
20	*	*	*	*	ND	ND
<i>Salmonella sp</i>	0%	0%	11%	0%	50%	33%
<i>S. typhi</i>	92%	88%	22%	44%	0%	0%
<i>S. paratyphi</i>	46%	0%	44%	44%	25%	42%

\* = Muestra No Determinada  
 ND = No Detectadas

**CUADRO 21. ANALISIS BACTERIOLOGICOS DE MOLUSCOS  
*Crassostrea iridescens* DEL PUERTO DE SALINA CRUZ,  
 OAX. Y AREAS ADYACENTES**

EVALUACION	LOCALIDAD	FEBRERO 1991		AGOSTO 1991	
		CT	CF	CT	CF
Microbiología Sanitaria (Bact/100ml)	15	*	*	> 2 400	2 400
	16a	3 800	< 2	> 2 400	2 400
	16b	800	< 2	*	*
Identificación colonia tipo Salmonella	15	*		<i>Salmonella sp.</i>	
	16a	<i>S. paratyphi</i>		<i>S. paratyphi</i>	
	16b	<i>S. paratyphi</i>		*	

\* = Muestra No Determinada